



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

Modelación trófica del golfo de Morrosquillo: aporte para un manejo pesquero

Diana Milena Bustos Montes

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., Colombia
2012

Modelación trófica del golfo de Morrosquillo: aporte para un manejo pesquero

Diana Milena Bustos Montes

CÓDIGO: 190141

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de:

Magíster en Ciencias en Biología – Línea Biología Marina

Director (a):

Dr. Rer. Nat.

CAMILO B. GARCÍA RAMIREZ

Profesor asociado, Departamento de Biología
Universidad Nacional de Colombia

Asesor:

LUIS ORLANDO DUARTE CACERES

Biólogo marino Ph. D. (c)

Docente investigador

Universidad del Magdalena

Línea de Investigación:

Usos de la biodiversidad marina e impacto sobre los ecosistemas

Grupo de Investigación:

Grupo Fauna Marina Colombiana: Biodiversidad y Usos

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., Colombia

2012

Gracias Dios por tu infinita bondad.

Dedico este trabajo a mi familia:

Mi madre Nidia Montes de Bustos

Mi padre Arcesio Bustos

Mis hermanos Catalina y Luis Fernando

Y muy especialmente a mi hijo Nicolás y a mi esposo Daniel

A todos gracias por su amor desbordante

Agradecimientos

Esta tesis estuvo enmarcada 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. La autora expresa sus más sinceros agradecimientos al Centro de Estudios de Ciencias del Mar – CECIMAR (Sede Caribe), al Programa de Postgrado en Biología – Línea Biología Marina (Facultad de Ciencias, Sede Bogotá) y al Instituto de Investigaciones José Benito Vives de Andreís, INVEMAR.

Al Profesor Camilo B. García, director del trabajo, por su paciencia y guía dentro del proceso, así como a Luis Orlando Duarte por sus consejos y aportes. A los profesores Arturo Acero, Sven Zea y Néstor Campos, por el proceso formativo y su críticas y opiniones constructivas. De la misma manera a los profesores Gabriel Guillot y Jose Iván Mojica, por las sugerencias y aportes que hicieron como evaluadores, para hacer de este un trabajo investigativo y académico más robusto.

Por otro lado al 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), y a todos sus integrantes quienes ayudaron de manera desinteresada no solo permitiendo usar la información del Proyecto sino con enriquecedores aportes. Por último, a las Instituciones que permitieron hacer uso de su información: Ecopetrol, Incoder, Ocesa, Carsucre y CVS.

Resumen

Se construyó un modelo de 22 grupos funcionales para el Golfo de Morrosquillo usando ECOPATH. Se estimó la biomasa total (24,66 t/km²), la producción primaria neta (68,6 t/km²/año) y los flujos totales (1067,1 t/km²/año). El mayor flujo de energía se da entre el nivel II y el III (51,8 %), los niveles tróficos bajos predominaron, la baja ascendencia (20,7 %), alta capacidad de desarrollo (79,3 %) y otros atributos ecosistémicos sugieren que el Golfo de Morrosquillo es un ecosistema inmaduro en estado de desarrollo. Se confirmó el efecto de la pesca de arrastre dentro de la estructura del ecosistema. A pesar que el índice pedigrí fue 0,67, los datos básicos de entrada de algunos grupos tróficos fueron obtenidos de información secundaria, especialmente en grupos tróficos como los invertebrados, los cuales son clave en el ecosistema.

Abstract

A trophic model of 22 functional groups was constructed for the Golfo de Morrosquillo using ECOPATH. Total system biomass (24,7 t/km²/year), net system production (68,6 t/km²/year), and total system throughput (1067,1 t/km²/year) were estimated. The largest amount of energy throughput is achieved from trophic level II to III (51,8 %), low trophic levels were dominated, low ascendancy (20,7 %), high development capacity (79,3 %) and other ecosystems attributes suggesting that the Golfo de Morrosquillo is an immature ecosystem and is in development. We confirmed the effect of trawling fishery on the structure of the ecosystem. Although the pedigree index was 0,67, some basic input data were obtained from secondary information, especially on trophic groups such invertebrates which are key trophic level in the ecosystem.

Contenido

Resumen	iii
Contenido	iv
Lista de figuras	vi
Lista de tablas	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
2. HIPÓTESIS.....	6
3. OBJETIVOS	6
3.1 Objetivo general.....	6
3.2 Objetivos específicos	6
4. METODOLOGÍA	7
4.1 Área de estudio	7
4.2 Descripción del modelo	11
4.3 Representación de la trama trófica del ecosistema	12
4.3.1 Definición del ecosistema	13
4.3.2 Origen de la información	14
4.3.3 Definición y descripción de los grupos funcionales	16
4.3.4 Descripción y estimación de los parámetros de entrada requeridos en EwE	17
4.3.5 Balanceo, consistencia y calidad del modelo	28
4.4 Descriptores de atributos del ecosistema.....	29
4.4.1 Nivel trófico.....	29
4.4.2 Índice de omnivoría.....	29
4.4.3 Flujos totales del sistema.....	30
4.4.4 Índice de conectancia	30
4.4.5 Ascendencia.....	30
4.4.6 Capacidad de desarrollo	31
4.4.7 Impacto trófico mixto.....	32
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	33
5.1 Balance del modelo, consistencia y calidad.....	33

5.2	Descriptores de atributos del ecosistema.....	41
5.2.1	Nivel trófico.....	41
5.2.2	Índice de omnivoría.....	42
5.2.3	Flujos totales del sistema e índice de conectancia.....	43
5.2.4	Agregación trófica	45
5.2.5	Capacidad de desarrollo	46
5.2.6	Ímpacto trófico mixto.....	47
5.3	Pesquerías.....	49
6.	CONCLUSIONES	53
7.	BIBLIOGRAFIA	56
8.	ANEXOS	72

Lista de figuras

Figura 1. Área de cobertura del estudio. Elaborado en el Laboratorio de Sistemas de Información de INVEMAR. Marzo de 2012.....	8
Figura 2. Intensidad de pesca artesanal en el golfo de Morrosquillo. a. pesca agregada; b. línea de mano; c y d. red de enmalle, e. arpón; f. palangre; g. atarraya y h. chinchorro. Tomado de Rueda <i>et al.</i> , 2010.	9
Figura 3. Intensidad de pesca industrial de camarón de aguas someras en el golfo de Morrosquillo. Tomado de Rueda <i>et al.</i> , 2010.	10
Figura 4. Ecosistema modelado del golfo de Morrosquillo. Elaborado por Felix Cuello. Octubre de 2011.	13
Figura 5. Flujos de biomasa en el ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo. B: biomasa (t/km^2). El nivel trófico se ubica en el eje Y, los flujos que entran en un grupo trófico se señalan en la mitad inferior de la caja, mientras que los flujos que salen de una se ubican en la mitad superior.....	35
Figura 6. Comparación de parámetros de entrada entre el modelo original (desbalanceado) y el final (balanceado y optimizado). a. Biomosas. b. Tasa de consumo y c. Tasa de producción.	37
Figura 7. Agregación de la estructura trófica en niveles tróficos discretos mostrando los flujos de biomasa por consumo y la eficiencia de la transferencia (valor de la esquina superior derecha de cada caja, expresado en %). Todos los flujos se expresan en t/km^2 anual.....	47
Figura 8. Representación de los principales impactos tróficos mixtos entre los grupos biológicos del ecosistema. Barras negras indican impactos negativos y barras blancas impactos positivos. En la columna se ubican los grupos impactados y en las filas los grupos impactantes.	51
Figura 9. Impacto trófico total recibido (superior) y ejercido (inferior) por cada grupo funcional en el ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo. Se muestra el nivel trófico de cada grupo impactado (círculos).	52

Lista de tablas

Tabla 1. Fuentes de los datos de entrada de modelo del golfo de Morrosquillo.....	22
Tabla 2. Matriz de dietas depredador-presa de los grupos funcionales del modelo del golfo de Morrosquillo. Las columnas representan los depredadores y las filas las presas.	25
Tabla 3. Datos de entrada para el modelo Ecopath del ecosistema de fondos blandos del Golfo de Morroquillo. AH=Área del hábitat (proporción), BH=biomasa en el área del hábitat (t/km^2), p/B=tasa de producción biomasa (año-1), Q/B= tasa de consumo biomasa (año-1), EE= eficiencia ecotrófica, Ca= capturas de arrastre de camarón ($t/km^2/año$), Da= descarte de arrastre de camarón ($t/km^2/año$), Cl= capturas de línea de mano ($t/km^2/año$), Dl= descarte de línea de mano ($t/km^2/año$). Los valores faltantes son estimados por el modelo EwE en la etapa de estimación de parámetros.	27
Tabla 4. Parámetros de entrada del modelo Ecopath balanceado para el ecosistema del golfo de Morrosquillo. B=biomasa (t/km^2), P/B=tasa de producción biomasa (año-1), Q/B= tasa de consumo biomasa (año-1), EE= eficiencia ecotrófica, Ca= capturas de arrastre de camarón ($t/km^2/año$), Cl= capturas de línea de mano ($t/km^2/año$). (*) Incluido el descarte.....	34
Tabla 5. Matriz de dietas depredador-presa del modelo Ecopath balanceado para el golfo de Morrosquillo. Las columnas representan los depredadores y las filas las presas.....	36
Tabla 6. Estimaciones básicas realizadas por Ecopath para el ecosistema del golfo de Morrosquillo. NT=nivel trófico, Q/B= tasa de consumo biomasa (año-1), P/B=tasa de producción biomasa (año-1), R=respiración (t/km^2 anual), A=asimilación (t/km^2 anual), FD=Flujos al detritus (t/km^2 anual), IO=Índice de omnivoría; P/C=Producción/Consumo; R/A=Respiración/Asimilación y P/R=Producción/Respiración.	42
Tabla 7. Resumen de las estadísticas e índices de flujo del ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo.....	43
Tabla 8. Índices de flujos totales para el ecosistema del golfo de Morrosquillo. Las unidades de los flujos son “flowbits”.....	47

1. INTRODUCCIÓN

Las tramas tróficas describen el flujo de energía a través del ecosistema, las especies representadas en estas pueden ser categorizadas en distintos niveles tróficos, los cuales son denominados en relación con sus actividades secuenciales de producción y consumo en la comunidad. La energía fluye por los niveles tróficos y el flujo total de energía a través del ecosistema es función de la transformación inicial de energía solar en producción. La producción de cada nivel trófico proporciona la entrada para el siguiente, mientras que lo que no se consume proporciona la entrada para el compartimiento de los detritus (Odum, 1982 y Christensen *et al.*, 2004).

La energía disminuye secuencialmente en cada nivel trófico sucesivo, debido a que no toda la que ingresa es transformada en producción. Se calcula que la disminución es del orden del 90%. Así, al representar la suma de toda la biomasa o energía contenida en cada nivel trófico se observa que en términos generales, todos los ecosistemas forman las llamadas pirámides ecológicas (Odum, 1982). Mediante la representación de las relaciones tróficas se ha encontrado que en general los ecosistemas con mayor productividad, no poseen tramas tróficas más largas sino más diversas, mientras que en ambientes que varían poco, las tramas tienden a ser más largas que en ambientes que presentan altos niveles de perturbación.

Dentro del ecosistema pueden ser los depredadores o las presas quienes ejercen en control sobre el flujo de energía. Cuando la regulación se da por procesos cuyos efectos se surten de arriba hacia abajo el control es *top-down*, en el que los organismos tope de la trama trófica son los principales responsables del control de la diversidad y abundancia de los consumidores y productores primarios. El efecto *top-down* implica que la presencia de un

depredador hace que varias de sus presas, con nichos ecológicos parecidos sean capaces de coexistir (Diehl, 1992), ya que si no existiera esta regulación la competencia interespecífica sería tan grande que solo uno terminaría dominando. Por tanto, gracias al depredador superior, se mantiene la diversidad en el nivel trófico inmediatamente inferior, es decir, que tiene un papel fundamental para la diversidad manteniendo el equilibrio entre las poblaciones de sus presas.

Cuando el control es de abajo hacia arriba, se le llama *bottom-up*, lo que plantea son los productores primarios los que controlan o limitan el ecosistema. Con el control *bottom-up* todos los niveles tróficos estarían potencialmente limitados por la disponibilidad de recursos alimenticios, lo que recae sobre los que producen estos recursos. Sin embargo, ambas fuerzas están ligadas de forma dinámica dentro de las tramas tróficas (Hunter y Price, 1992), lo que implica que tanto la depredación como la limitación de recursos es importante (Verita, 1998).

Se conoce que gran parte de los recursos pesqueros marinos del mundo están muy cerca o han sobrepasado sus rendimientos máximos sostenibles. Esta situación ha venido siendo acompañada por una disminución de las especies comerciales y un incremento progresivo de la captura de peces de niveles tróficos inferiores o que antes no eran objetivo, lo que ha traído como consecuencia daños en la relación población-reclutamiento (Pauly *et al.*, 2000), y en general efectos a nivel de población, comunidad y ecosistema (McConnaughey *et al.*, 2000 y Dayton *et al.*, 2002).

La pesca es una actividad que se puede asimilar a la de un depredador tope y su acción de eliminación sustancial y selectiva de los depredadores intermedios sobre los que en general recae el esfuerzo pesquero, conduce un desequilibrio trófico que se refleja en una mayor abundancia y variabilidad

de las presas (especies forrajeras) (NMFS, 1998 y Sanders, 1998). Los niveles moderados de explotación eliminan los individuos de más edad y lento crecimiento y reducen la abundancia de los grandes depredadores, incrementando por lo tanto la productividad de las poblaciones restantes y los rendimientos sostenibles, mientras que a altos niveles de explotación, se reducen las especies grandes y de lento crecimiento (FAO, 1991). En general, la pesca reduce los niveles tróficos, puede alterar las relaciones depredador-presa, cambiar la selectividad y la eficiencia de depredación y puede inicialmente incrementar las capturas para luego reducir los rendimientos pesqueros. Además, puede cambiar las velocidades de crecimiento y la mortalidad tanto de las especies objetivo como de las especies asociadas o dependientes (Seijo *et al.*, 1997).

Para intentar asegurar la sostenibilidad pesquera y la integridad ecosistémica, se han introducido consideraciones ecológicas en el ordenamiento pesquero, lo que ha resultado en el planteamiento del “ordenamiento de la pesca basado en el ecosistema”, que según Escobar (2001) ha sido objeto de debate en varias conferencias internacionales: la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 1982, la Conferencia Mundial de la FAO sobre Ordenación y Desarrollo Pesquero en 1984, la Agenda 21, el código de Conducta para la pesca Responsable en 1995, el Simposio sobre los efectos ecosistémicos de la Pesca convocado por el Consejo Internacional para la Exploración del mar (ICES) en 1999 (Sinclair, *et al.*, 1999) y la conferencia sobre Pesca Responsable en el Ecosistema Marino en el 2001 (FAO, 2001).

Con este planteamiento se busca conocer y entender los efectos de la pesca sobre los ecosistemas desde una perspectiva ecológica, para recomendar las bases sobre las cuales se pueda conocer el nivel máximo de pesca que pueden soportar los ecosistemas y cuantificar la resiliencia para mantenerla

dentro de límites saludables. El enfoque ecosistémico, está basado en la investigación de los procesos de ecosistemas explotados, sus funciones con un énfasis en los procesos críticos ecológicos y los impactos de la pesca dentro del mismo, así como la integración de conocimiento multidisciplinario (PNUMA, 1996). Una aproximación ecosistémica puede abordarse desde el estudio de las relaciones tróficas y los flujos de energía y biomasa entre los componentes de la comunidad (Sherman y Alexander, 1986; Sherman *et al.*, 1991; Botsford *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 1998; Chrintensen y Pauly, 1992; Gislason *et al.*, 2000 y Arreguín-Sanchez, 2001).

Para esto, la modelación ecológica es una herramienta útil y el desarrollo del enfoque del modelo de equilibrio de masas Ecopath (Ecological Pathways Model) (Christensen y Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997) permite abordar la actividad pesquera como un elemento más del complejo conjunto de interacciones tróficas establecidas en el ecosistema marino y evaluar su impacto en el resto de componentes del ecosistema. Ecopath resume y evalúa la información disponible sobre el ecosistema objeto de estudio y obtiene información sobre su estructura y funcionamiento (Pauly *et al.*, 2000; Christensen *et al.*, 2004). La herramienta tiene además, la capacidad de efectuar simulaciones temporales (i.e. incluyendo el efecto de la explotación pesquera) con Ecosim (Christensen *et al.*, 2004) y espaciales con Ecospace (Pauly *et al.*, 2000). Sin embargo, como toda modelación la salida que se obtiene con Ecopath es única para el ecosistema que se utilizó y es una buena aproximación a la realidad siempre y cuando la información sea manejada con rigor y honestidad científica.

Mundialmente la modelación trófica ha sido ampliamente usada (ver www.ecopath.org), mientras que en Colombia trabajos de este tipo son escasos. Fernández y Angulo (2000), dan una descripción preliminar en la zona sur entre Tumaco y Buenaventura; Duarte y García (2000, 2002 y 2004)

trabajaron la estructura biológica incluyendo las pesquerías artesanales en el Golfo de Salamanca, con varios escenarios de vulnerabilidad y se enfocaron al papel de pequeños pelágicos en el ecosistema. Peña et al. (2001), presentaron un estudio preliminar sobre las relaciones tróficas en el estuario Dagua (Pacífico colombiano). En el 2004, Criales-Hernández formuló un modelo trófico de la Península de la Guajira como ecosistema de surgencia y evaluando el papel de los pargos dentro de la trama trófica. Por último, Torres-Sanabria (2009), analizó los desequilibrios tróficos y económicos en los lagos Yahuaraca (Amazonas), simulando incrementos porcentuales de las unidades de pesca de arrastre y gramaloteo, de cuatro especies de peces de importancia comercial.

La pesca es una actividad que remueve un porcentaje de la biomasa de una o varias especies del ecosistema y por tanto afecta con distinta intensidad la relación depredador-presa. Con el uso del enfoque ECOPATH que evalúa la pesca dentro de un contexto ecosistémico, la pregunta que se quiere abordar en el presente proyecto es ¿cuál es el impacto de la pesca de arrastre de camarón en la trama trófica del ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo?

2. HIPÓTESIS

La actividad pesquera no afecta únicamente a las poblaciones objetivo (camarones) sino a otras poblaciones también, dado que su efecto se difunde en la red trófica. Con el modelo se identificarán y cuantificarán las alteraciones en la biomasa de las poblaciones del golfo de Morrosquillo por el impacto pesquero.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Partiendo de la modelación trófica del golfo de Morrosquillo (la cual incorpora la pesca como parte del sistema) estudiar la estructura y funcionamiento del sistema explotado y analizar el papel de la actividad pesquera en su contexto ecológico.

3.2 Objetivos específicos

Analizar la estructura trófica de las comunidades del golfo de Morrosquillo a través del modelo Ecopath.

Caracterizar el impacto actual de las pesquerías en la región, mediante la modelación de las relaciones tróficas.

4. METODOLOGÍA

4.1 Área de estudio

El golfo de Morrosquillo se encuentra en el sector meridional de la costa colombiana entre las latitudes 9°24' N y 9°43' N y las longitudes 75°35' W y 75°48' W (Figura 1). Hace parte de los departamentos de Córdoba y Sucre; presenta un área aproximada de 1000 km², profundidades entre los 15 y 55 m con un promedio de 35 m y la plataforma continental más amplia de la costa Caribe colombiana extendiéndose hasta más de 70 km (Molina *et al.*, 1994 y Barreto *et al.*, 1999). El Golfo hacia la zona central está constituido por extensa llanura costera que limita al norte y al sur, con terrazas coralinas. La morfología es de pendiente baja, el 80% del lecho marino está cubierto por material calcáreo detrítico, procedente de la destrucción de vastas zonas arrecifales, aunque su carácter orgánico disminuye hacia la costa por la influencia de aportes continentales principalmente del río Sinú. La distribución horizontal de los sedimentos sigue los efectos de difracción y refracción de las olas versus la costa, lo que permite la deposición del material arenoso en la zona litoral, tanto que las partículas lodosas son transportadas y posteriormente depositadas en la plataforma (Patiño y Flórez, 1993 y Molina *et al.*, 1994).

El Golfo se encuentra en la Zona de Convergencia Intertropical (ZCI), la cual determina las condiciones climáticas prevalecientes. Además de esto, el clima está influenciado por la hidrografía marina, vientos de norte a noreste, ausencia de sistemas montañosos, aridez, vientos alisios en algunos meses del año y algunos fenómenos de inversión (Patiño y Flórez, 1993).

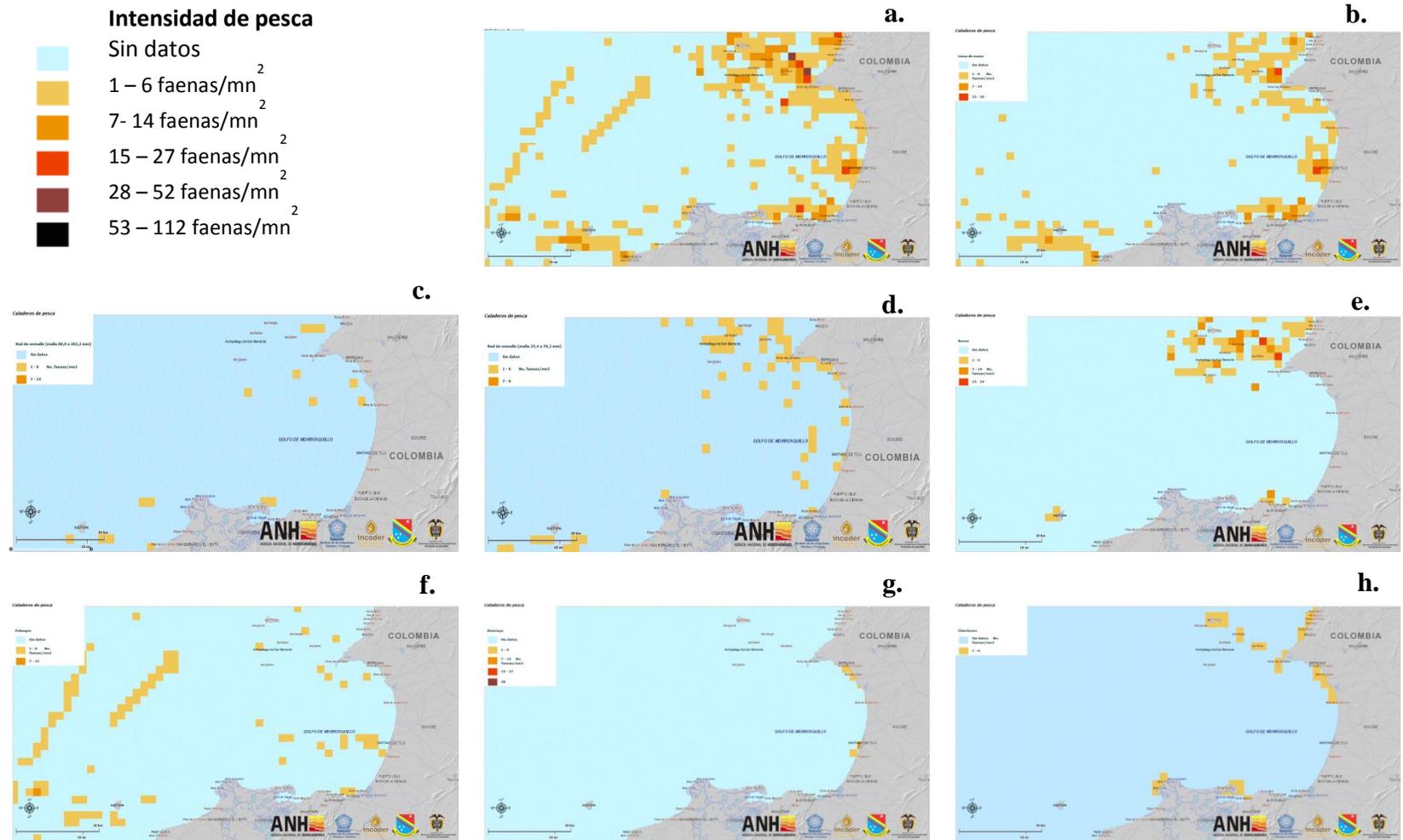


Figura 2. Intensidad de pesca artesanal en el golfo de Morrosquillo. a. pesca agregada; b. línea de mano; c y d. red de enmalle, e. arpón; f. palangre; g. atarraya y h. chinchorro. Tomado de Rueda *et al.*, 2010.

Existe una pequeña flota (siete barcos) que extraen camarón mediante el sistema de arrastre utilizando equipos electrónicos (GPS, Ecosonda, radio y radar) y redes de arrastre accionadas mediante winches hidráulicos, con bodegas refrigeradas con hielo en escama (Buelvas, 2005 y Zuñiga *et al.*, 2004). Esta flota industrial, explota principalmente peneidos (*Farfantopenaeus notialis* y *Xiphopeneus kroyeri*) y de manera incidental a pargos y sierras (i.e. *Lutjanus synagris* y *Scomberomorus brasiliensis*).



Figura 3. Intensidad de pesca industrial de camarón de aguas someras en el golfo de Morrosquillo. Tomado de Rueda *et al.*, 2010.

Se desconoce con precisión la captura que la flota realiza en el área de estudio, ya que con la Resolución 1002 de 1969 del INDERENA, quedó prohibida la pesca de arrastre dentro del golfo de Morrosquillo y con el Acuerdo 0032 de INPA se reglamentaron artes y aparejos de pesca en el golfo de Morrosquillo, manteniendo la prohibición de las redes de arrastre. Sin embargo, ante la autoridad pesquera son constantes las quejas sobre

infracciones al reglamento pesquero regional en este aspecto, y dado que el área es considerada como zona de tránsito de la flota camaronera de Pestolú, podrían efectuarse lances ilegales en aguas interiores del Golfo; en todo caso sus productos son desembarcados en el puerto de Tolú (Viña-Vizcano, 2005).

4.2 Descripción del modelo

La trama trófica del golfo de Morrosquillo se modeló utilizando el paquete computacional Ecopath with Ecosim – EwE (Christensen y Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997). EwE, permite crear un modelo trófico de cajas (grupos funcionales), cuantificar los flujos de energía que se dan entre estas cajas, y mediante el balance de masas caracterizar la estructura trófica y funcionalidad del ecosistema (Ulanowicz, 1986). En EwE, las interacciones entre los grupos funcionales están descritas por un conjunto de ecuaciones. La biomasa ganada a través de la producción de cada grupo funcional debe estar en balance con las pérdidas por depredación, pesca y otras exportaciones. Cuantitativamente, lo anterior se representa por la siguiente ecuación:

**Producción= capturas + acumulación de biomasa + otras mortalidades
+ mortalidad por depredación**

Lo anterior se expresa matemáticamente como:

$$B_i P/B_i = Y_i + B_i P/B_i * (1 - EE_i) + \sum_{j=1}^n B_j Q/B_j DC_{ji}$$

Donde B_i es la biomasa del grupo funcional i ; P/B_i es el cociente Producción/Biomasa de i , que bajo condiciones de equilibrio es igual a la tasa instantánea de mortalidad (Z) (Allen, 1971); EE_i es la eficiencia ecotrófica de i , (la fracción de la producción consumida por depredación y/o exportada del sistema), Y_i las capturas por pesquería; Q/B_i es el cociente de Consumo/Biomasa de i y DC_{ji} es la fracción del grupo i en la dieta del depredador j . El término que contiene la sumatoria, estima el coeficiente de mortalidad por depredación y representa los consumos totales de i por todos los depredadores j , y es el que conecta los grupos (presas y depredadores) del sistema (Arancibia y Neira, 2003 y Christensen *et al.*, 2004).

En Ecopath, una vez que se han ingresado todos los parámetros de entrada el balance de masa en cada grupo debe cumplir con la siguiente ecuación (Christensen *et al.*, 2004).

$$\text{Consumo} = \text{Producción} + \text{Respiración} + \text{Alimento no asimilado}$$

Este balance es el que define los parámetros necesarios para el modelo, por lo que para cada grupo funcional se requiere un estimado de captura, biomasa, de las tasas Q/B , P/B , exportaciones, la dieta y la eficiencia ecotrófica. Sin embargo, uno de los siguientes parámetros puede ser desconocido (B , P/B , Q/B o EE), ya que se puede estimar al resolver el sistema de ecuaciones, junto con la respiración. Sin embargo, de ser posible el orden de importancia en que deben tenerse las entradas es p/B y $Q/B > B > EE$ (Christensen *et al.*, 2004).

4.3 Representación de la trama trófica del ecosistema

El modelo se construyó de acuerdo a los siguientes pasos:

4.3.1 Definición del ecosistema

El golfo de Morrosquillo tiene ecosistemas de manglar, pastos de fanerógamas y arrecifes coralinos; presenta comunidades de bentos, plancton, pelágicos y demersales. Para la modelación propuesta en el presente proyecto, se excluyeron el Archipiélago de San Bernardo y la Bahía de Cispatá, por ser lugares con características muy propias que quitarían sensibilidad al modelo y en los que potencialmente se podría construir un modelo propio. El sistema analizado comprendió el área central del Golfo, (con una extensión estimada de 780,70 km²), donde predominan los fondos blandos (Figura 4).

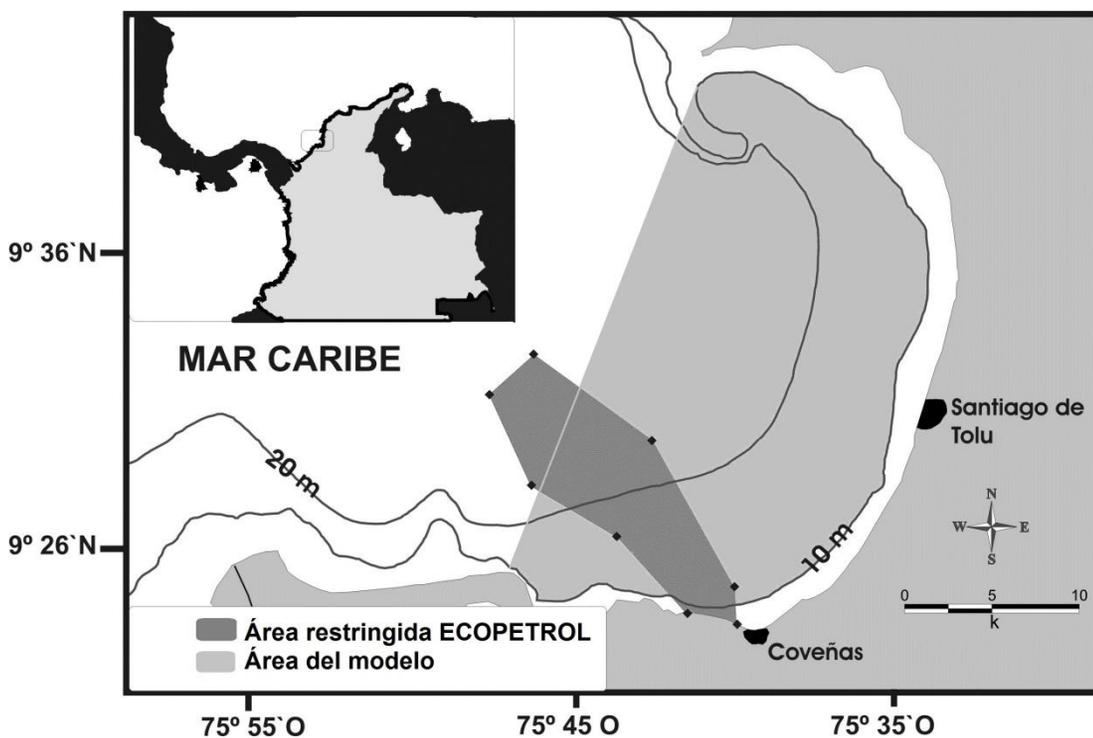


Figura 4. Ecosistema modelado del golfo de Morrosquillo. Elaborado por Felix Cuello. Octubre de 2011.

4.3.2 Origen de la información

El modelo resumió información biológica y pesquera de los principales grupos tróficos, con énfasis en los recursos pesqueros del arrastre de camarón, sus presas y depredadores, considerando el año 2005. Las fuentes de información usadas para obtener los parámetros de entrada para los grupos funcionales fueron:

Instituto Colombiano de Desarrollo rural INCODER: Se digitaron las estadísticas pesqueras correspondientes al año 2005, para todo el golfo de Morrosquillo, para estimar la CPUE de la pesca artesanal, además de determinar las especies comerciales más importantes.

ECOPETROL S.A.: Se logró acceder a la información biológica generada por esta empresa desde el año de 1986, con continuos monitoreos biológicos de la zona. Dentro de la información obtenida con **Ecopetrol S.A.**, se tuvo acceso a monitoreos biológico-pesqueros efectuados en el año 1994 y 2000, que permitieron constatar las especies ícticas comercialmente importantes en la zona, ya que sirvieron como antecedentes a las estadísticas de **Incoder**. Así mismo, la empresa ha llevado a cabo estudios del bosque de manglar del Golfo y de la comunidad fitoplanctónica y bentónica, sin embargo, estos datos no se usaron en el modelo porque son básicamente de composición y estructura, más no de producción.

No obstante, los informes de Ecopetrol, permitieron obtener insumos clave para la determinación de parámetros de entrada (i.e. transparencia del agua, temperatura promedio y profundidad).

PESTOLÚ. La empresa permitió tener acceso a sus estadísticas contables (año 2004), ya que es de esa manera que cuantifican la producción pesquera extractiva. A partir de estas cifras y asumiendo proporcionalidad constante en

el tiempo, se estimaron los desembarcos y descartes anuales para la flota, con base en los datos de un muestro hecho a bordo.

CARSUCRE Y CORPORACIÓN AUTÓNOMA DE LOS VALLES DEL RÍO SINÚ Y SAN JORGE (CVS): Se obtuvo el acceso a la información biológica generada por estas corporaciones autónomas, sin embargo gran parte de su información no se usó en el modelo, ya que **Carsucre** ha trabajado en su mayoría en la Ciénaga de la Caimanera y la **CVS** en Bahía Cispatá y ambos sitios fueron excluidos del área del modelo por ser ecosistemas independientes con dinámica propia. Carsucre además, también realizó un proyecto para diagnosticar y zonificar las áreas de manglar del Golfo que están bajo su jurisdicción. Al igual que con la información de manglar de Ecopetrol, estos datos no se han usado en el modelo porque son básicamente de estructura y no de producción.

BIBLIOTECAS y UNIVERSIDADES: Se recopiló información de informes de proyectos, trabajos de grado, artículos en revistas indexadas, etc, referente a parámetros poblacionales o descripción de dietas de las especies que habitan el golfo de Morrosquillo para usarlas como insumo en el cálculo de los parámetros de entrada del modelo.

PROYECTO PESCA DE ARRASTRE CAMARON: Del proyecto “Valoración biológico-pesquera y ecológica de la pesca industrial de arrastre camaronero e impacto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante, en el Mar Caribe colombiano”, ejecutado por la Universidad del Magdalena se obtuvieron los datos de biomasa ícticas y de invertebrados para la zona de Morrosquillo.

UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA: En el marco de las actividades académicas del Programa de Ingeniería Pesquera, se realizó una salida de campo a bordo de dos de los barcos que desembarcan en Pestolú, en mayo de 2007. Con el fin de estimar las biomasa de los grupos funcionales.

IMÁGENES SATELITALES: A través del procesamiento de imágenes satelitales se obtuvo de manera indirecta la estimación de la temperatura

superficial del agua promedio así como la concentración promedio de clorofila, biomasa y producción fitoplanctónica en el golfo de Morrosquillo para el año 2005.

4.3.3 Definición y descripción de los grupos funcionales

La información obtenida se estandarizó y categorizó según la confiabilidad de la fuente. Para explorar las posibilidades de agrupamiento ecológico de las especies presentes en el sistema, se realizó un análisis de similaridad a las biomazas, tasas de producción y consumo y a las dietas. A pesar de que estos análisis no arrojaron ningún patrón de agrupamiento definido, o fácilmente diferenciable, sirvieron como base para definir los grupos funcionales. La agrupación se terminó de hacer cualitativamente, atendiendo a similitudes en talla, patrones ontogénicos, y hábitos tróficos, además de considerar la importancia comercial en la pesca de arrastre y ecológica, seleccionando aquellos de mayor abundancia en peso, o por ser presa de otros grupos. De esta manera fueron definidos 21 grupos funcionales: aves marinas, mamíferos marinos, peces arrecifales, así como pelágicos y demersales discriminados por tamaño (grandes, medianos y pequeños, de acuerdo a las tallas predominantes en la zona). *Dasyatis guttata* y *Cathorops mapale*, se consideraron en grupos separados, porque son descartados a pesar de su importancia en biomasa en la pesca de arrastre. Los crustáceos fueron divididos en Penaeidae que incluyó las especies de camarón objetivo, Portunidae, que es la familia de invertebrados de mayor volumen descartado por la pesca de arrastre, seguida de Stomatopoda, y las especies restantes se agruparon bajo la categoría otros crustáceos. Moluscos, Equinodermos, Infauna, Zooplancton, Fitoplancton y Detritus, fueron los grupos restantes identificados en el sistema. En el Anexo 1, se encuentra el listado de taxones abordados en el modelo así como la agrupación funcional usada.

4.3.4 Descripción y estimación de los parámetros de entrada requeridos en EwE

Para cada uno de los grupos funcionales se requieren las siguientes entradas, que a su vez fueron estimados como el promedio de los parámetros de los componentes de grupo, ponderados por su biomasa (Christensen, *et al.*, 2001). Las fuentes de información con las que se estimaron los datos de entrada del modelo se resumen en la Tabla 1 y las estimaciones de los parámetros ponderados de entrada se muestran en el Anexo 1.

Biomasa (B): Es la masa total de cada grupo funcional. En EwE se ingresa como densidad y sus unidades son t/km^2 . Se calcula mediante técnicas de evaluación de stock estándar, como por ejemplo evaluación directa (e.g. área barrida) o indirecta (e.g. análisis secuencial de poblaciones) (Christensen *et al.*, 2004).

Para el grupo Fitoplancton, se determinó la concentración de clorofila a superficial (Chla-a), a partir del análisis de 88 imágenes satelitales de la Cuenca del Caribe sureste derivadas del SeaWiFS y procesadas por la Universidad de South Florida-Institute for Remote Marine Sensing para el año 2005, que cuentan con una resolución espacial de 1 km x 1 km y cubrieron el área $8^{\circ} N - 16^{\circ} N$ y $77^{\circ} W - 58^{\circ} W$. De esta área se limitó la correspondiente a la zona central del golfo de Morrosquillo, que la existente entre los $9^{\circ}25'42''$ y $9^{\circ}42'56'' N$ y los $75^{\circ}35'03''$ y $75^{\circ}50'47'' W$, para analizar una grilla de 777 puntos en total. Para cada uno de los puntos, se promedió el valor de concentración de clorofila a lo largo del año, obteniendo una matriz final de donde se estimó el promedio de la concentración de clorofila para 2005 en el golfo de Morrosquillo.

El resultado fue convertido a unidades de carbono, usando dos ecuaciones empíricas, la primera propuesta por Cloern *et al.* (1995) y definida como:

$$C:Chla = 1 / (0.003 + 0.0154 \exp(0.050T) \exp(-0.059I) \mu')$$

Donde, $C:Chla$ es la razón carbono:clorofila a , T es la temperatura del agua ($^{\circ}C$), I es la intensidad de compensación de luz y μ' es la tasa de crecimiento bajo condiciones de limitación de nutrientes.

La temperatura superficial del agua se obtuvo mediante el análisis de 12 imágenes satelitales del golfo de Morrosquillo del año 2005, una por mes, y los valores de I y μ' , siguiendo los criterios de Franco-Herrera (2006).

La segunda, propuesta por Sathyendranath *et al.*, 2009, y definida como:

$$C = 79 Chla^{0.65}$$

En ambos casos, las unidades de carbono son mg/m^3 . Como los datos de biomasa fitoplanctónica se estimaron en t/km^3 , para convertirlos a las unidades de entrada al Ecopath (t/km^2), se estimó la profundidad de la zona eufótica (Z_{eu}), con base en la profundidad de la transparencia promedio del Golfo (Ecopetrol, 2002), estimada con disco Sechii (Z_{ds}) mediante la siguiente fórmula propuesta por Kirk (1994):

$$Z_{eu} = -Z_{ds} \ln(0,01) / 1,44$$

Los datos de biomasa de los grupos de peces (arrecifales, demersales, pelágicos, *D. guttata* y *C. mapale*), así como los de crustáceos (Penaeidae, Portunidae, Stomatopoda y otros crustáceos), moluscos, equinodermos, se estimaron a partir de dos fuentes diferentes: primero con muestreos mensuales a bordo de la flota industrial de pesca de arrastre de camarón entre agosto del 2004 y junio de 2005, completando un total de 129 arrastres

en 11 cruceros y con profundidades entre los 3.65 y 65.10 metros, en áreas aledañas al golfo de Morrosquillo. Se cuantificaron las muestras a bordo de las embarcaciones de una de las redes de las cuatro redes con la que generalmente opera la flota y se sacaron submuestras de aproximadamente el 20% de la captura para ser analizada en laboratorio y posteriormente procesar la información (Manjarrés *et al.*, 2006). La segunda fuente fueron 5 arrastres a bordo de dos barcos de Pestolú en mayo de 2007, en los que se cuantificaron las muestras a bordo de las embarcaciones, de una de las dos redes con la que generalmente opera la flota y se sacó una submuestra de aproximadamente el 20% de la captura para ser analizada en laboratorio. En ambos casos las biomásas de las especies fueron calculadas a través del método de área barrida (Sparre y Venema, 1995).

La biomasa de los grupos zooplancton e infauna fue calculada por el modelo, asumiendo una eficiencia ecotrónica de 0,95, ya que por estar en la base de la red trófica es muy probable gran parte de la producción de estos grupos sea consumida dentro del ecosistema.

Producción (P/B): Es la generación de tejido por un grupo en el periodo de tiempo considerado. Se ingresa como la razón producción/biomasa (P/B) y se expresa en año⁻¹, mientras que la estimación de la producción total que hace EwE es un flujo expresado en t/km²/año. En poblaciones en equilibrio, con mortalidad exponencial y crecimiento individual tipo von Bertalanffy, la razón P/B es equivalente a la mortalidad (Z) (Allen, 1971). Por lo anterior, este parámetro puede estimarse para peces, mediante técnicas estándar, como el método de la curva de captura, la mortalidad total por suma de componentes (Pauly, 1980) o por promedio de longitud (Beverton y Holt, 1957). Para invertebrados existe una rutina del Ecopath llamada Ecoempire donde existen valores obtenidos empíricamente por Brey (1999).

Para cada una de las especies presentes en el sistema, se recopiló información secundaria de mortalidad o estimaciones de producción en ecosistemas similares. Luego se obtuvo un promedio ponderado de P/B , con respecto a la biomasa que aportaba cada especie dentro del grupo funcional. Cuando no fue posible hallar información de cada especie, los valores fueron tomados de las estimaciones hechas para los mismos grupos tróficos en otros modelos de sistemas similares.

Consumo (Q/B): Es la ingesta de alimento por un grupo en el periodo de tiempo considerado. Se expresa como la razón consumo sobre biomasa (Q/B), expresada en año⁻¹. El consumo absoluto calculado por EwE es un flujo expresado en t/km²/año. Pauly (1989) define el cociente consumo/biomasa (Q/B), como el número de veces que una población consume su propio peso en un año. Se refiere a la cantidad de alimento ingerido por un grupo o taxón en un periodo de tiempo determinado, y expresado con respecto a su propia biomasa (Christensen y Pauly, 1993). Existen métodos analíticos que implican estimaciones de ración diaria por intervalos de talla obtenidos en campo o en laboratorio. Además existen métodos empíricos para determinar la relación Q/B para peces que utilizan o no la aleta caudal como órgano principal de propulsión que se explican extensamente en Pauly (1989).

Al igual que para la estimación de P/B , Q/B se determinó como el promedio ponderado de la tasa de consumo, con respecto a la biomasa que aportaba cada especie dentro del grupo funcional. Los valores fueron obtenidos para cada una de las especies presentes en el sistema, a partir de información secundaria en ecosistemas similares. Cuando no fue posible hallar información de cada especie, los valores fueron tomados de las estimaciones hechas para los mismos grupos tróficos en otros modelos de sistemas similares.

Composición de la dieta de los depredadores (DC): Corresponde a la fracción en peso o volumen que aporta cada presa al contenido estomacal de un depredador. No tiene unidades. Se determina a través del análisis cuantitativo del contenido estomacal de los depredadores (Christensen *et al.*, 2004). La matriz depredador-presa (Tabla 2) se construyó a partir de información secundaria, utilizando datos de composición de dietas de varios estudios tróficos para las especies presentes en el Golfo. La dieta del grupo trófico se estimó como el promedio ponderado de la preferencia alimenticia, con respecto a la biomasa que aportaba cada especie dentro del grupo funcional.

Eficiencia ecotrófica (EE): Corresponde a la fracción de la producción de cada grupo que es utilizada dentro del sistema como depredación o capturas. No tiene unidades, normalmente se asume que es la entrada con mayor incertidumbre por lo que es muy normal que sea estimada por EwE (Christensen *et al.*, 2004). Para los grupos infauna y zooplancton, ante la falta de información con respecto a la biomasa se proporcionó un valor de 0,95 a fin que el modelo calculara la biomasa.

Eficiencia de conversión de alimento (GE): Se estima como la razón producción/consumo (P/Q) y no tiene unidades (Christensen *et al.*, 2004).

Captura (Y): Es la remoción por pesca de la biomasa de un grupo dentro del sistema. Sus unidades son $t/km^2/año$ (Christensen *et al.*, 2004). Se consideraron las flotas de pesca artesanal que operan con línea de mano, por ser la más frecuente y que opera en el área del modelo, así como la semi industrial de arrastre camaroneo.

Tabla 1. Fuentes de los datos de entrada de modelo del golfo de Morrosquillo.

Grupo trófico	Biomasa (ton/km ²)	P/B anual	Q/B anual	Dieta
Aves marinas	Estimación por área barrida	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992, Muck y Pauly, 1987 En: Wolff <i>et al.</i> , 1996, Opitz, 1993	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992, Muck y Pauly, 1987 En: Wolff <i>et al.</i> , 1996, Opitz, 1993	Opitz, 1993
Mamíferos marinos	Estimación por área barrida	Wolff <i>et al.</i> , 1996	Wolff <i>et al.</i> , 1996	Avila, 1995, Naveira, 1996, Pauly <i>et al.</i> , 1998
Pelágico grande	Estimación por área barrida	Fowler <i>et al.</i> , 2005, Wolff <i>et al.</i> , 1996	García y Duarte, 2002, Opitz, 1996, Palomares y Pauly, 1989, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Aguilera, 1985; Campos <i>et al.</i> , 1993; Cortes, 1999; Duarte <i>et al.</i> , 1999; Franks, <i>et al.</i> , 1996; González-Sansón, 1979 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994; Guevara, 1984b En: Sierra <i>et al.</i> , 1994; Moreno, 1986; Ochoa, 2003; Ospina y Pardo, 1993; Pinilla, 1986; Posada, 2005; Ramirez, 1984; Randall, 1967; Ros y Pérez, 1978 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994; Schmidt, 1989; Sierra, <i>et al.</i> , 1994; Valdés-Muñoz 1980 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994.
Pelágico grande	Estimación por área barrida	García y Duarte, 2006, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993; García y Duarte, 2002; Opitz, 1996; Palomares y Pauly, 1989; Wolff <i>et al.</i> , 1996	Castañeda y Sandoval, 2004, Cortes, E. 1999, Duarte <i>et al.</i> , 1999, Duque, 1993, Ochoa, 2003, Posada, 2005, Randall, 1967, Reyes, 1999, Sierra y Popova, 1982 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Sierra, <i>et al.</i> , 1986 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994.
Pelágico pequeño	Estimación por área barrida	García y Duarte, 2006, Wolff <i>et al.</i> , 1996, Osorio-Dualiby y Báez-Hidalgo, 2002.	García y Duarte, 2002, Opitz, 1996, Vega-Cendajas <i>et al.</i> 1993, Wolff <i>et al.</i> , 1998	Duarte <i>et al.</i> , 1999; Motta <i>et al.</i> , 1995; Ochoa, 2003; Ospina y Pardo, 1993; Parra, 1984; Pinilla, 1986, Randall, 1967, Rincon <i>et al.</i> , 1988, Sierra y Díaz-Zaballa, 1984 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Sierra, 1987 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Sierra, <i>et al.</i> , 1994

Continuación Tabla 1. Fuentes de los datos de entrada de modelo del golfo de Morrosquillo.

Grupo trófico	Biomasa (ton/km ²)	P/B anual	Q/B anual	Dieta
Demersal grande	Estimación por área barrida	Abarca-Arenas <i>et al.</i> , 1982 En: Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993, García y Duarte, 2006, Manjarres <i>et al.</i> , 2002 a y b, Sierra, 1996, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993, Sierra, 1996, García y Duarte, 2002, Opitz, 1996, Palomares y Pauly, 1989, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Brulé <i>et al.</i> , 1994, Camacho y Galvis, 1980, Claro <i>et al.</i> , 1991 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Claro, 1983b En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Crabtree <i>et al.</i> , 1998, Duarte <i>et al.</i> , 1999, Duarte y García, 1999, Franco, 1987, García, 1979, En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Obando, 1987, Ochoa, 2003, Opitz, 1996, Ospina y Pardo, 1993, Randall, 1967, Santacruz, 1989, Sierra, 1995, Sierra, <i>et al.</i> , 1994
Demersal mediano	Estimación por área barrida	Badaracco y Molinet, 1991, Duarte <i>et al.</i> , 1999, García y Duarte, 2006, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993, Criales, 2004, García y Duarte, 2002, Opitz, 1996, Pauly <i>et al.</i> , 1993, Pauly, 1989, Vega-Cendajas <i>et al.</i> 1993, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Duarte <i>et al.</i> , 1999, Estrada, 1983, García y Nieto, 1978 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Garcia-Abad, <i>et al.</i> 1992, González-Sansón, 1979 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Macpherson, 1983, Ochoa, 2003, Opitz, 1996, Ospina y Pardo, 1993, Parra, 1996, Quintero, 2000, Randall, 1967, Santacruz, 1989, Sedberry y Cuellar, 1993, Sierra, <i>et al.</i> , 1994, Valdés-Muñoz y Silva, 1977 En: Sierra <i>et al.</i> , 1994, Von Schiller y García, 2000
Demersal pequeño	Estimación por área barrida	García y Duarte, 2006, Wolff <i>et al.</i> , 1996	García y Duarte, 2002, Opitz, 1993, Pauly, 1989, Pauly, <i>et al.</i> 1993, Vega-Cendajas <i>et al.</i> 1993, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Duarte <i>et al.</i> , 1999, Ochoa, 2003, Opitz, 1996, Randall, 1967, Santacruz, 1989
Peces arrecifales	Estimación por área barrida	Badaracco y Molinet, 1991, Borkowski, 1974 En: Robertson, 1979, García y Duarte, 2006, Wolff <i>et al.</i> , 1996	García y Duarte, 2002, Opitz, 1996, Pauly, 1989, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Camacho y Galvis, 1980, Duarte <i>et al.</i> , 1999, Opitz, 1996, Pitts, 1991, Randall, 1967, Sierra, <i>et al.</i> , 1994.
<i>Dasyatis guttata</i>	Estimación por área barrida	Calculada	García y Duarte, 2002, Opitz, 1996	Duarte <i>et al.</i> , 1999, Randall, 1967
<i>Cathorops mapale</i>	Estimación por área barrida	Tíjaro, <i>et al.</i> , 1998	García y Duarte, 2002, Vega-Cendajas <i>et al.</i> 1993	Duarte <i>et al.</i> , 1999, Santacruz, 1989
Penaeidae	Estimación por área barrida	Pauly y Christensen, 1993 En: Wolff <i>et al.</i> , 1996	Wolff <i>et al.</i> , 1996	Cortes y Criales, 1990

Continuación Tabla 1. Fuentes de los datos de entrada de modelo del golfo de Morrosquillo.

Grupo trófico	Biomasa (ton/km ²)	P/B anual	Q/B anual	Dieta
Portunidae	Estimación por área barrida	Arreguín-Sanchez <i>et al.</i> , 1993, García y Mendoza, 2006, Rocha-Ramirez, <i>et al.</i> , 1992, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Wolff <i>et al.</i> , 1996	
Stomatopoda	Estimación por área barrida	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992	
Otros crustáceos	Estimación por área barrida	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992, Sprung, 1993	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992	Cortes y Criales, 1990, De la Cruz-Aguero, 1993, Opitz, 1996
Moluscos	Estimación por área barrida	Ansell <i>et al.</i> , 1978 En: Tata y Prieto, 1991, Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992, Borkowski, 1974 En Robertson, 1979, Burke y Mann, 1994 En: Tata y Prieto, 1991, De Jesús-Navarrete y Aldana-Arana, 2000, Moore y Lopez, 1969 En: Robertson, 1979, Nakaoka, 1992, Penzias, 1969 En: Robertson, 1979, Velez <i>et al.</i> , 1985 En Tata y Prieto, 1991.	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992	Opitz, 1996
Equinodermos	Estimación por área barrida	Opitz, 1993	Opitz, 1996, Pauly, <i>et al.</i> 1993	Bitter, 1984, Penchaszdeh y Lera, 1983
Infaua	Estimación por área barrida	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992, Buchanan y Warwick, 1974 En: Robertson, 1979, Robertson, 1979, Sprung, 1993, Tumbiolo y Downing, 1994 En: Wolff <i>et al.</i> , 1996	Arreguín-Sanchez, <i>et al.</i> , 1992, Opitz, 1996, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Opitz, 1996
Zooplancton	Estimación por área barrida	Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993, Wolff <i>et al.</i> , 1996, Wolff <i>et al.</i> , 1998	Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993, Huntley y Lopez, 1992 En: Wolff <i>et al.</i> , 1996, Wolff <i>et al.</i> , 1996	Mendoza, 1993
Fitoplancton	Estimación por área barrida	Wolff <i>et al.</i> , 1996	Wolff <i>et al.</i> , 1996	

Tabla 2. Matriz de dietas depredador-presa de los grupos funcionales del modelo del golfo de Morrosquillo. Las columnas representan los depredadores y las filas las presas.

Presa \ Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1 Aves marinas						0,004													
2 Mamíferos marinos																			
3 Pelágico grande	0,401		0,022																
4 Pelágicos medianos	0,367	0,587	0,288																
5 Pelágicos pequeños	0,033	0,193	0,455	0,267	0,107	0,051	0,003	0,003											
6 Demersal grande		0,020	0,030			0,010		0,003											
7 Demersal mediano		0,001	0,080	0,024		0,130		0,020	0,022	0,133									
8 Demersal pequeño	0,148	0,106	0,033	0,120	0,041	0,071	0,047	0,116	0,048		0,057							0,020	
9 Peces arrecifales			0,002	0,051	0,001	0,014	0,009	0,004	0,141										
10 <i>Dasyatis guttata</i>						0,007	0,001												
11 <i>Cathorops mapale</i>			0,007			0,012													
12 Penaeidae			0,003		0,001	0,014	0,020	0,002	0,001	0,012	0,024			0,330					
13 Portunidae			0,010	0,038	0,002	0,077	0,028	0,016		0,032	0,033								
14 Stomatopoda			0,008	0,009	0,062	0,038	0,046	0,088		0,086	0,002					0,001			
15 Crustaceos				0,215	0,251	0,448	0,423	0,287	0,324	0,657	0,250		0,250	0,470	0,054	0,011	0,049		
16 Moluscos		0,030	0,028	0,195	0,029	0,028	0,108	0,172	0,120		0,210		0,440		0,378	0,078	0,796		
17 Equinodermos						0,004	0,024	0,023	0,014		0,004							0,095	
18 Infauna					0,152	0,010	0,076	0,087	0,039	0,021	0,157	0,293			0,081	0,062	0,030	0,018	0,063
19 Zooplancton	0,050		0,003	0,010	0,236	0,018	0,012	0,055	0,017		0,005	0,251			0,081	0,073	0,009	0,256	0,816
20 Fitoplancton					0,004	0,015	0,047	0,002	0,009		0,010	0,211	0,070		0,081	0,221		0,254	0,095
21 Detritus		0,063	0,030	0,072	0,114	0,047	0,154	0,120	0,265	0,059	0,248	0,245	0,240	0,200	0,324	0,554		0,472	0,026

Los datos de captura de pesca artesanal con línea de mano, fueron estimados a partir del procesamiento de la información de desembarco pesquero en el golfo de Morrosquillo, usando únicamente los reportes de Berrugas, Coveñas y Tolú. Se calculó que diariamente faenan en promedio 13 unidades económicas de pesca, con una captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de 7,1 kilogramos/faena, durante 25 días efectivos al mes. El área de operación no supera el veril de 20 m de profundidad, por lo que se asumió un área de pesca de 408,2 km². Con estos supuestos se estimó una captura total de 0,0678 t/km²/año, cuya composición fue ponderada de acuerdo a los porcentajes de las faenas muestreadas.

En el caso de la pesca de arrastre, Pestolú reportó que para el 2005 la captura anual de camarón fue de 69,52 toneladas. A partir de este valor y asumiendo que los desembarcos de otras especies guardaban proporción con los datos del muestro hecho a bordo, se estimaron las capturas (incidental y descarte) de los demás grupos tróficos. Se supuso que la flota pudiera faenar a partir del veril de 20m y excluyendo el área restringida de Ecopetrol, es decir en un área efectiva de pesca de 329 km².

Proporción del hábitat que ocupa cada grupo funcional: Se estimó cualitativamente la proporción del hábitat para cada grupo funcional asociando información sobre el hábitat de preferencia de las especies que componían cada grupo y teniendo en cuenta el tipo de sustrato existente en el área, las isobatas de profundidad. Dado que con la resolución 770 de la Dirección General Marítima y Portuaria del 2 de septiembre de 1985, por seguridad se estableció un área restringida para el puerto de Coveñas de 86,92 km², con vigilancia permanente de la Armada Nacional de Colombia, en donde no puede haber ningún tipo de actividad acuática diferente a la propia del Terminal, esta se tuvo en cuenta para determinar las áreas de pesca.

La Tabla 3 resume los parámetros de entrada del modelo del golfo de Morrosquillo.

Tabla 3. Datos de entrada para el modelo Ecopath del ecosistema de fondos blandos del Golfo de Morroquillo. AH=Área del hábitat (proporción), BH=biomasa en el área del hábitat (t/km^2), p/B=tasa de producción biomasa (año-1), Q/B= tasa de consumo biomasa (año-1), EE= eficiencia ecotrófica, Ca= capturas de arrastre de camarón ($t/km^2/año$), Da= descarte de arrastre de camarón ($t/km^2/año$), Cl= capturas de línea de mano ($t/km^2/año$), Dl= descarte de línea de mano ($t/km^2/año$). Los valores faltantes son estimados por el modelo EwE en la etapa de estimación de parámetros.

Grupo trófico	AH	BH	P/B	Q/B	EE	Ca	Da	Cl	Dl
Aves marinas	0,2	0,01	6	80		0	0	0	0
Mamíferos marinos	1	0,064	0,05	28		0	0	0	0
Pelágicos grandes	1	0,2277	0,8	9,72		0,0013	0	0,01334	0
Pelágicos medianos	1	0,101	2,25	11,37		0,0059	0	0,039	0
Pelágicos pequeños	1	0,48	4,69	13,9		0	0,0127	0	1,00E-05
Demersal grande	1	0,6125	1,33	6,83		0,0505	0	0,0031	0
Demersal mediano	1	1,8	1,67	8,07		0	0,0744	0,00513	0
Demersal pequeño	1	1,3	1,71	4,96		0	0,0191	0	0
Peces arrecifales	0,3	0,18	1,82	9,8		0	0	0,0092	0
<i>Dasyatis guttata</i>	1	0,15	1,05	6,3		0	0,0307	4,11E-05	0
<i>Cathorops mapale</i>	1	0,25	2,83	12,15		0	0,0951	0	0
Penaeidae	1	0,2	6	21		0,2113	0	0	0
Portunidae	1	0,3	2,55	11		0	0,012	0	0
Stomatopoda	1	0,15	2,8	8,75		0	0,0059	0	0
Otros crustáceos	1	1,475	4,33	11,38		0	0,0062	0	0
Moluscos	1	2	2,3	8,75		0	0,0016	0	0
Equinodermos	1	0,4	1,2	4		0	0,0074	0	0
Infauna	1		4,7	17	0,95	0	0	0	0
Zooplankton	1		40	150	0,95	0	0	0	0
Fitoplancton	1	4	90			0	0	0	0
Detritus	1	1			0	0	0	0	0

4.3.5 Balanceo, consistencia y calidad del modelo

Una vez incorporados los datos de entrada requeridos por Ecopath, el modelo se construye con las siguientes etapas:

- A. Estimación de parámetros:** EwE estima los parámetros faltantes para cada uno de los grupos funcionales a partir de la información proporcionada y verificando que haya balance de masas al interior del grupo y en el ecosistema.

- B. Balanceo:** Se realizan ajustes graduales a todos los parámetros de entrada que sean necesarios, hasta que la eficiencia ecotrófica de cada grupo no sea mayor a uno.

- C. Consistencia:** La consistencia del modelo se verifico a través de la eficiencia ecotrófica ($EE < 1$), la eficiencia bruta (tasa de producción/consumo) (valores entre 0,1 y 0,3) y valores inferiores a uno en la tasa de respiración/asimilación.

- D. Calidad del modelo:** Con la rutina "Pedigree" de Ecopath, se evaluó la calidad del modelo en función del origen de los datos de entrada y su confiabilidad. Para cada uno de los parámetros de entrada y de los grupos tróficos se asignó un índice de pedigree (Pe), de acuerdo a la escala propuesta por Ecopath. El programa calcula un Pe , ponderando todos los índices específicos ingresados para cada parámetro y para el modelo en general. La escala de los valores del índice Pe es de 0 a 1 y se interpreta análogamente al coeficiente de determinación (Galván-Piña, 2005).

4.4 Descriptores de atributos del ecosistema

Los atributos más importantes considerados para la descripción y caracterización del ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo a través del modelo trófico fueron:

4.4.1 Nivel trófico

Definido por Lindeman (1942) y Ulanowicz (1995). En Ecopath se asigna por definición el nivel trófico 1 a los productores primarios y al detritus y un nivel trófico de $1 +$ (el promedio ponderado del nivel trófico de las presas) de los consumidores. Para las pesquerías se asigna un nivel trófico correspondiente al nivel trófico promedio de la captura (sin adicionar 1 como se hace a los depredadores “naturales”).

$$NT_j = 1 + \sum_{i=1}^n DC_{ji} NT_i \dots$$

4.4.2 Índice de omnivoría

Se usa para medir el comportamiento de los consumidores (Pauly *et al.*, 1987), se calcula como la varianza del nivel trófico de las presas del depredador a través de la siguiente ecuación (Christensen *et al.*, 2005):

$$OI_i = \sum_{j=1}^n (TL_j - (TL_i - 1))^2 * DC_{ji}$$

Donde TL_j es el nivel trófico de la presa j , TL_i es el nivel trófico del depredador i , y DC_{ji} es la proporción de la presa i que constituye la dieta del depredador j . El índice se escala de 0 a 1. Un valor de cero designa un depredador especializado, que se alimenta en un nivel trófico, mientras que valores más altos indican que un consumidor se alimenta en varios niveles tróficos.

4.4.3 Flujos totales del sistema

Los flujos totales del sistema son la suma de todos los flujos en un sistema. Se estima como la suma de flujos de cuatro componentes: consumo total, exportación total (pesca), respiración total y flujo total al detritus. Incluyen también los cambios entre las presas y los depredadores. Los flujos totales del sistema representan el tamaño del sistema en términos de flujo (Ulanowicz, 1986).

4.4.4 Índice de conectancia

Representa la proporción del número de conexiones actuales con respecto a todas las conexiones posibles en la red alimenticia. En Ecopath, el número de conexiones posibles en el modelo se estima como $(N-1)^2$, donde N es el número de grupos vivos. Se ha observado que el número actual de conexiones posibles en una red alimenticia es proporcional al número de grupos en el sistema. De esta forma:

$$IC \propto \frac{N}{(N-1)^2} \approx 1/(N-1)$$

El valor de índice de conectancia está, al menos en sistemas acuáticos, determinado por el nivel de detalle taxonómico usado para representar los grupos de presas, y esto evita comparaciones significativas entre sistemas.

4.4.5 Ascendencia

Es una medida de la información mutua promedio en un sistema, escalada por los flujos totales y es derivada de la teoría de la información (Ulanowicz, 1986 y Ulanowicz y Norden, 1990). Se calcula como:

$$A = T I$$

Donde T representa los flujos totales del sistema ($\sum T_{ij}$) e I la información mutua promedio del sistema. Si se conoce la ubicación de una unidad de energía, la incertidumbre en donde ésta fluirá es reducida por una cantidad llamada información mutua promedio, expresada como:

$$I = \sum_{i=1, j=1}^n f_{ij} Q_i \log_2 \frac{f_{ij}}{\sum_{k=1}^n f_{kj} Q_k}$$

Donde, si T_{ij} es una medida del flujo de energía de i a j, f_{ij} es la fracción del flujo total de j que es representado por T_{ij} , expresado como:

$$f_{ij} = T_{ij} / \sum_{k=1}^n T_{kj}$$

Q_i es la probabilidad de que una unidad de energía pase a través de i, o,

$$Q_i = \sum_{K=1}^n T_{ki} / \sum_{l=1, m=1}^n T_{lm}$$

4.4.6 Capacidad de desarrollo

Hay un límite superior para el tamaño de la ascendencia llamado capacidad de desarrollo y es estimado como:

$$C = HT$$

Donde H es la llamada entropía estadística y es estimado de:

$$H = \sum_{l=1}^n Q_l \log_2 Q_l$$

La diferencia entre la capacidad y la ascendencia es llamada "Overhead" del sistema. Este proporciona los límites de cuanto la ascendencia puede

incrementar y refleja la “fuerza en reserva” del sistema, a partir de la cual este puede hacer frente a perturbaciones (Ulanowicz, 1986).

El cociente Overhead/Capacidad es un índice utilizado para medir la resiliencia del sistema; la capacidad del ecosistema para soportar impactos.

4.4.7 Impacto trófico mixto

El impacto trófico mixto está definido por:

$$MTI_{ij} = DC_{ij} - FC_{ji}$$

donde DC_{ij} expresa cuanto contribuye j en la dieta de i y FC_{ji} es un término aplicado a la proporción de la depredación sobre j que es debida al depredador i . Esta es una rutina que arroja un gráfico en el que puede verse a cuantos grupos funcionales está afectando negativa o positivamente un determinado grupo funcional (Christensen *et al.*, 2004), y que en este caso será usado para evaluar el impacto de la pesca con línea de mano y de la pesca de arrastre de camarón en cada uno de los grupos tróficos propuestos.

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Balance del modelo, consistencia y calidad

Luego de recopilar la mayor información posible sobre las especies presentes en el ecosistema a modelar, se estimaron los parámetros de entrada, que se resumen en el Anexo 1. Luego, los parámetros de entrada definidos se ingresaron en EwE y el modelo empezó a balancearse revisando los valores de la eficiencia ecotrófica (EE) y de la eficiencia bruta de conversión de alimento (GE) para cada grupo funcional. Las primeras modificaciones se hicieron sobre la matriz de dietas, por ser la entrada de mayor incertidumbre. Después se verificaron las tasas de consumo y producción, y las modificaciones se hicieron de modo que el parámetro estuviera muy cercano al valor de la o las especies principales de cada grupo. Por último, se ajustaron las biomásas tomando como referencia la vulnerabilidad de la especie para ser capturada, o la capturabilidad calculada en otros modelos que hubiesen usado el mismo método de muestreo. Cuando el modelo seguía en desbalance, se aumentó la biomasa hasta lograr una salida adecuada. Los parámetros de entrada estimados para el modelo balanceado se muestran en la Tabla 4 y la Tabla 5. El diagrama de flujos del ecosistema balanceado se muestra en la Figura 5.

Al comparar las biomásas entre el modelo inicial (desbalanceado) y el final (balanceado y optimizado), las grandes diferencias se observan en los grupos pelágicos pequeños, demersales (grandes, medianos y pequeños), otros crustáceos, moluscos y equinodermos (Figura 6a).

Para el caso de los peces, el aumento de la biomasa se hizo considerando el comportamiento evasivo que pueden tener frente a la red de arrastre, lo que generaría subestimaciones de la biomasa real de estos grupos, por el arte de

pesca empleado. No hay que desconocer que el muestreo para estimar las biomazas provino de faenas comerciales, por lo que hay sesgo espacial y temporal en los resultados obtenidos. Por otro lado los grupos otros crustáceos, moluscos y equinodermos, son presa de varios grupos funcionales, por lo que se consideró elevar las biomazas de estos grupos, así como su tasa de producción, de manera que pudieran soportar el consumo por depredación.

Tabla 4. Parámetros de entrada del modelo Ecopath balanceado para el ecosistema del golfo de Morrosquillo. B=biomasa (t/km^2), P/B=tasa de producción biomasa (año⁻¹), Q/B= tasa de consumo biomasa (año⁻¹), EE= eficiencia ecotrófica, Ca= capturas de arrastre de camarón ($t/km^2/año$), Cl= capturas de línea de mano ($t/km^2/año$). (*) Incluido el descarte.

Grupo trófico	B	P/B	Q/B	EE	Ca(*)	Da(*)
Aves marinas	0,00	6,00	80,00	-	-	-
Mamíferos marinos	0,06	0,05	28,00	-	-	-
Pelágicos grandes	0,23	0,80	9,72	0,99	0,01	0,06
Pelágicos medianos	0,10	2,25	11,37	1,00	0,06	0,39
Pelágicos pequeños	0,48	4,69	13,90	0,87	0,03	0,00
Demersal grande	0,61	1,33	6,83	0,90	0,08	0,01
Demersal mediano	1,80	1,67	8,07	1,00	0,04	0,00
Demersal pequeño	1,30	1,71	4,96	0,99	0,01	-
Peces arrecifales	0,05	1,82	9,80	0,99	-	0,17
<i>Dasyatis guttata</i>	0,15	1,05	6,30	0,71	0,20	0,00
<i>Cathorops mapale</i>	0,25	2,83	12,15	0,96	0,38	-
Penaeidae	0,20	6,00	21,00	0,99	1,06	-
Portunidae	0,30	2,55	11,00	0,92	0,04	-
Stomatopoda	0,15	2,80	8,75	0,86	0,04	-
Otros crustáceos	1,48	4,33	11,38	1,00	0,00	-
Moluscos	2,00	2,30	8,75	0,99	0,00	-
Equinodermos	0,40	1,20	4,00	0,79	0,02	-
Infauna	9,03	4,70	17,00	0,95	-	-
Zooplancton	2,07	40,00	150,00	0,95	-	-
Fitoplancton	4,00	90,00	-	0,89	-	-
Detritus	1,00			0,56	-	-

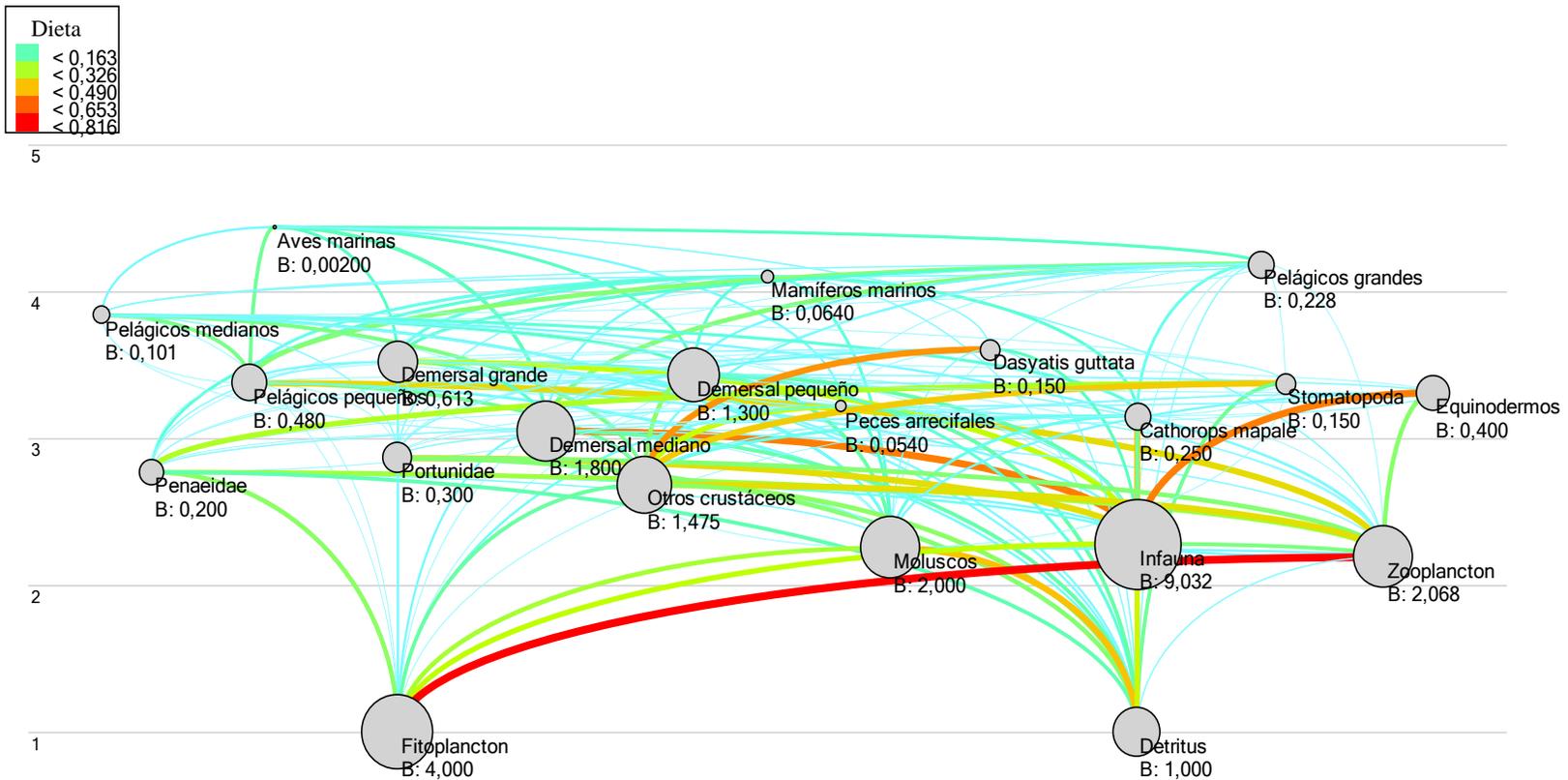


Figura 5. Flujos de biomasa en el ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo. B: biomasa (t/km²). El nivel trófico se ubica en el eje Y, los flujos que entran en un grupo trófico se señalan en la mitad inferior de la caja, mientras que los flujos que salen de una se ubican en la mitad superior.

Tabla 5. Matriz de dietas depredador-presa del modelo Ecopath balanceado para el golfo de Morrosquillo. Las columnas representan los depredadores y las filas las presas.

Presa \ Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
1 Aves marinas																			
2 Mamíferos marinos																			
3 Pelágicos grandes	0,150	0,043	0,029	0,000															
4 Pelágicos medianos	0,075	0,052	0,030	0,000	0,000		0,001												
5 Pelágicos pequeños	0,200	0,102	0,240	0,215	0,099	0,057	0,000	0,004		0,018									
6 Demersal grande	0,143	0,112	0,133	0,005		0,025	0,001	0,002	0,015	0,018									
7 Demersal mediano	0,158	0,080	0,236	0,009	0,000	0,135	0,090	0,038	0,024	0,086									
8 Demersal pequeño	0,148	0,122	0,081	0,145	0,024	0,104		0,118	0,031		0,049	0,010						0,016	
9 Peces arrecifales	0,075		0,010	0,005	0,001			0,003	0,010	0,018									
10 Dasyatis guttata		0,040				0,002													
11 Cathorops mapale		0,126	0,100	0,119															
12 Penaeidae		0,123	0,003		0,001	0,030	0,006	0,002	0,001	0,012	0,024			0,330					
13 Portunidae		0,048	0,007	0,033	0,000	0,060	0,006	0,013	0,004	0,035	0,031								
14 Stomatopoda			0,006	0,005	0,039			0,006	0,002	0,010	0,003					0,001			
15 Otros crustáceos			0,074	0,221	0,202	0,017	0,006	0,257	0,385	0,564	0,100	0,125	0,010	0,470	0,020	0,010	0,047		
16 Moluscos		0,120	0,015	0,110	0,027	0,079	0,006	0,181	0,136	0,036	0,100	0,053			0,025	0,072	0,075		
17 Equinodermos						0,003	0,006	0,033	0,041		0,004							0,015	
18 Infauna			0,000	0,000	0,066	0,368	0,603	0,172	0,054	0,153	0,481	0,091	0,440		0,080	0,057	0,600	0,014	0,063
19 Zooplankton	0,050		0,009	0,076	0,444	0,014	0,028	0,041	0,026		0,006	0,298	0,240		0,435	0,063	0,248	0,224	0,095
20 Fitoplancton			0,000	0,000	0,008	0,049	0,072	0,012	0,093		0,008	0,256	0,070		0,185	0,312		0,366	0,816
21 Detritus		0,033	0,027	0,056	0,090	0,057	0,174	0,118	0,177	0,049	0,194	0,168	0,240	0,200	0,255	0,486		0,396	0,026

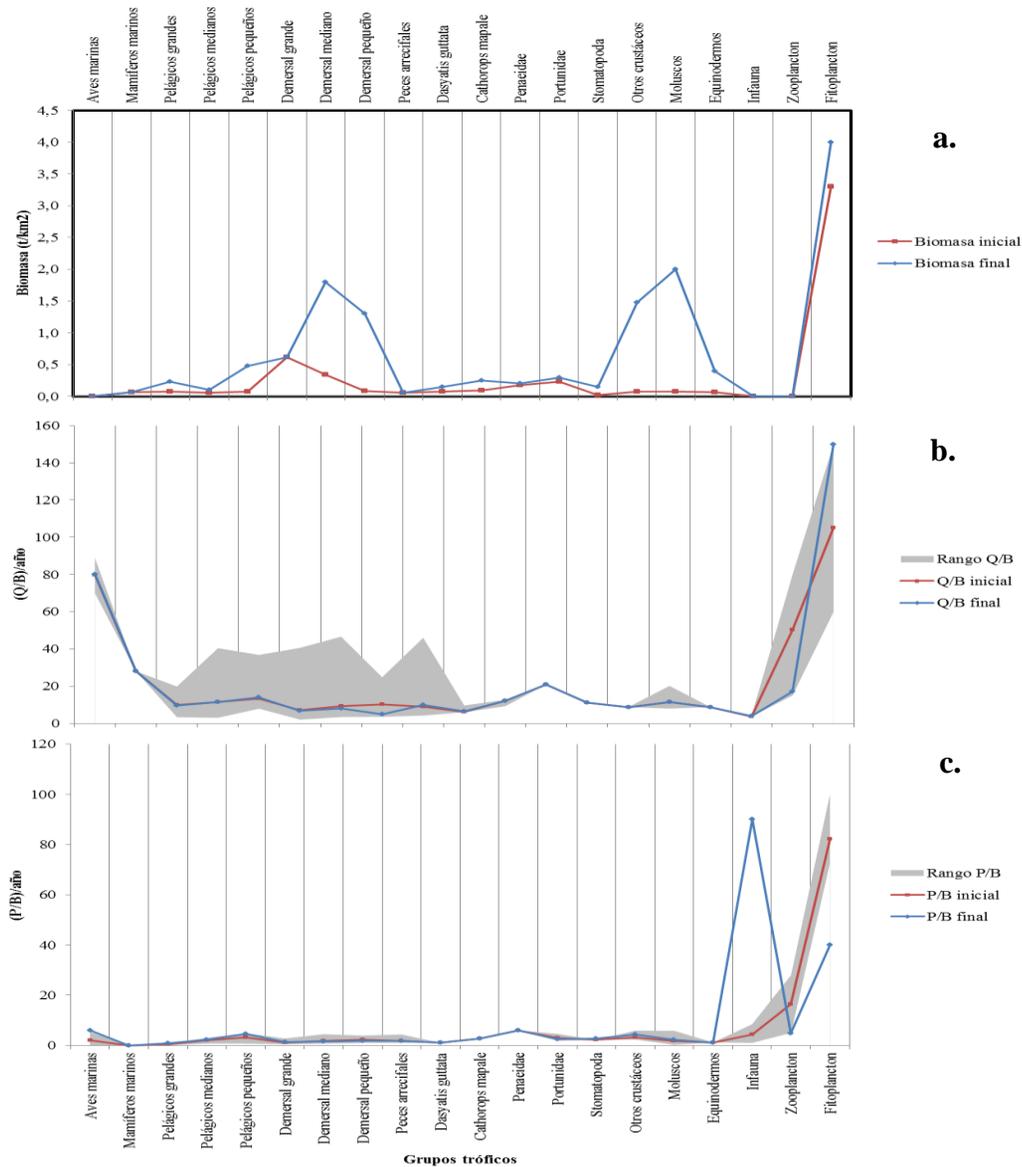


Figura 6. Comparación de parámetros de entrada entre el modelo original (desbalanceado) y el final (balanceado y optimizado). a. Biomásas. b. Tasa de consumo y c. Tasa de producción.

Los datos usados para estimar las proporciones de producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B) se muestran en el Anexo 1. Cuando se disponía de varias estimaciones de una de las tasas para la misma especie, se asignó el promedio aritmético. Cuando no se contaba con una estimación de todas

las especies que conformaban un grupo funcional, se asignó el valor promedio que se tuviera de las tasas de especies congéneres o de las que ecológicamente pudieran ser similares en su comportamiento trófico, así como en patrones ontogénicos. De este modo para cada grupo trófico se contaba con varias estimaciones de consumo y producción, que pudieron ser usadas a manera de rango, para hacer las modificaciones pertinentes durante el balanceo. La Figura 6b, muestra que en el caso del consumo los valores finales estuvieron muy cerca del valor inicial ingresado, y nunca se ubicaron fuera de los rangos establecidos. En el caso de la producción (Figura 6c), los valores que difirieron en alta magnitud con los iniciales y que se salieron del rango establecido fueron los estimados para la infauna y el fitoplancton. Dado que la infauna es presa de varios grupos en el ecosistema del golfo de Morrosquillo, y ante la carencia de información in situ de parámetros de entrada para este grupo, el modelo ajustó la tasa de producción requerida para soportar el consumo de los depredadores. Caso contrario ocurre con el fitoplancton, cuya tasa de producción estimada por Ecopath, es menor a la inicialmente calculada, de acuerdo a la demanda trófica de los demás grupos sobre este.

Las pruebas de consistencia biológica de los grupos funcionales fueron adecuadas de acuerdo a que la eficiencia de conversión de alimento, (P/Q) fue mayor en los niveles tróficos inferiores y mostró un rango de 0,001 a 0,380; en todos los grupos funcionales se verificó que la respiración no excediera la asimilación, y que el cociente entre estos dos parámetros fuera inferior a 1 y con valores altos en los depredadores mayores, ya que tienen una producción relativamente baja comparada con los niveles tróficos inferiores. La producción/respiración (P/R) siempre estuvo entre 0 y 1, y exhibió valores mayores en los niveles tróficos inferiores (Tabla 6).

Señalar los alcances y limitaciones de los modelos ha permitido mejoras en la calidad y confiabilidad de los mismos, así como en los aspectos estructurales y conceptuales del enfoque Ecopath (Galván-Piña, 2005). Uno de los puntos críticos en la construcción del presente modelo fue reunir la información adecuada así como la estimación de las entradas a partir de la información disponible. La calidad de los datos incide directamente sobre la representación que se obtenga del sistema. El índice de pedigree obtenido fue de 0,67 lo que indica que el modelo puede ser considerado aceptable, sin embargo, el modelo es la primera aproximación que se tiene sobre el ecosistema del golfo de Morrosquillo, y haber estimado las tasas de consumo y producción a partir de información secundaria, así como permitir que Ecopath calculara algunas biomásas, implica que haya un cierto grado de incertidumbre respecto al resultado obtenido. Por otro lado, el índice es concordante al de otros modelos Ecopath en ecosistemas similares donde se evaluaron ecosistemas bentónicos y que oscilan entre 0,5 y 0,73 (Zetina-Rejón *et al.*, 2003, Cruz-Escalona, 2005; Galvan-Piña, 2005; Salcido-Guevara, 2006). Lo que sí es claro, es que la construcción del modelo es una ventana al estado del conocimiento de los recursos hidrobiológicos golfo de Morrosquillo, y que en casi todos los grupos hay mucha información por mejorar en el modelo así como temas de investigación futura.

Dentro de los grupos con mayor falta de información están los invertebrados, cuya importancia en la trama trófica de los ecosistemas marinos es invaluable. Como lo demostró el modelo, los invertebrados son un nodo conector entre niveles tróficos inferiores y superiores, por lo que su metabolismo determina en gran medida la eficiencia y el tamaño de la red trófica, esto ha sido analizado también por Arreguín-Sanchez, *et al.*, 1993 y 2003; Abarca y Valero-Pacheco, 1993; Chavez, *et al.*, 1993; Vega-Cendejas, *et al.*, 1993; Opitz, 1993; Arreguín-Sanchez y Manickchand-Heileman, 1998;

Manickchan-Heileman, *et al.*, 1998a y 1998b, Zetina-Rejón *et al.*, 2003 y Galván-Piña, 2005).

Es destacable que a pesar de ser componentes fundamentales del ecosistema y grupos de importancia, ampliamente estudiados en muchos ecosistemas, no existen estudios de estimaciones de biomásas de fitoplancton y zooplancton en el Golfo de Morosquillo. Aunque los vacíos de información en los peces no son tan grandes como para los demás grupos, también falta profundizar sobre crecimiento, reproducción y alimentación de muchas especies, sobretodo de aquellas que no tienen un valor comercial elevado.

Como afirma Galvan-Piña (2005), otro aspecto ampliamente cuestionado en Ecopath es el supuesto de balance de masas, bajo el cual las entradas al sistema deben igual las salidas. Es una de las limitaciones que tiene el modelo, sin embargo desde que no se pierda de vista que solo se proporciona una imagen instantánea de estructura, función y organización del ecosistema modelado, así como de los parámetros estimados, el modelo puede ser usado para las interpretaciones que puedan darse. Además, otro de las rutinas de Ecopath, llamada Ecosim, permite simular escenarios, lo que vuelve al modelo una imagen dinámica, con la que pueden resolverse o incluirse aquellos variaciones que no se tuviesen en cuenta en el modelo estático inicial (Christensen y Pauly, 1992).

Relacionado con lo anterior, y con la definición de ecosistema, otro supuesto que incluye el modelo Ecopath para el golfo de Morrosquillo, si bien puede darse la presencia de especies migratorias y por tanto de flujos de energía hacia fuera (emigración) o hacia dentro (inmigración), estas flujos son tan pequeñas, que no inciden fuertemente en el flujo de energía al interior del ecosistema, y por tanto pueden ser obviados.

5.2 Descriptores de atributos del ecosistema

5.2.1 Nivel trófico

El ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo presenta cuatro niveles tróficos, con un máximo nivel de 4,442. Los depredadores de alto nivel fueron las aves marinas, los mamíferos marinos y los pelágicos grandes con niveles tróficos de 4,106 a 4,442 (Tabla 6). Como carnívoros de nivel medio se encontraron a los pelágicos medianos y pequeños y los demersales grandes con valores tróficos entre 3,526 y 3,841. *C. mapale* fue el pez con el nivel trófico más bajo (3,157). Los grupos fitoplancton, y detritus tuvieron un nivel trófico de 1, lo que significa que son los que están sustentando al sistema (red trófica) desde su base.

Los consumidores de primer orden estuvieron compuestos por los grupos zooplancton, infauna, moluscos, Penaeidae, Portunidae y otros crustáceos, con un nivel trófico entre 2,194 y 2,869. Stomatopoda, equinodermos, demersales pequeños y medianos, peces arrecifales, *D. guttata* y *C. mapale*, presentaron un nivel trófico entre 3,054 y 3,437, ubicándolos como los consumidores de segundo orden.

Esta estructura trófica donde la biomasa y los flujos están concentrados en los niveles tróficos inferiores, ha sido descrita para ecosistemas similares (Wolff *et al.*, 1996; Manickhand-Heileman *et al.*, 1998; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002, Zetina-Rejón, 2003, Cruz-Escalona, 2005 y Galván-Piña, 2005). Esto se debe a que el componente bentónico es el más abundante en el ecosistema (9 grupos que aportan el 56,6% de la biomasa total y ocupando niveles tróficos entre 2,3 y 3,6) (Tabla 4 y Tabla 6). Le siguen los recursos demersales (4 grupos y 15,3% de la biomasa y niveles tróficos de 3,5). Los depredadores tope, representados en este caso por las aves y mamíferos marinos, así como los recursos pelágicos de mayor tamaño, son los que

menor aporte hacen (3,53% de biomasa, y nivel trófico entre 3,84 y 4,44) (Tabla 4 y Tabla 6).

Tabla 6. Estimaciones básicas realizadas por Ecopath para el ecosistema del golfo de Morrosquillo. NT=nivel trófico, Q/B= tasa de consumo biomasa (año-1), P/B=tasa de producción biomasa (año-1), R=respiración (t/km² anual), A=asimilación (t/km² anual), FD=Flujos al detritus (t/km² anual), IO=Índice de omnivoría; P/C=Producción/Consumo; R/A=Respiración/Asimilación y P/R=Producción/Respiración.

Grupo	NT	Q/B	P/B	R	A	FD	IO	P/C	R/A	P/R
1 Aves marinas	4,44	80,00	6,00	0,12	0,13	0,04	0,20	0,08	0,91	0,10
2 Mamíferos marinos	4,11	28,00	0,05	1,43	1,43	0,36	0,38	0,00	1,00	0,00
3 Pelágicos grandes	4,19	9,72	0,80	1,59	1,77	0,44	0,25	0,08	0,90	0,11
4 Pelágicos medianos	3,84	11,37	2,25	0,69	0,92	0,23	0,40	0,20	0,75	0,33
5 Pelágicos pequeños	3,38	13,90	4,69	3,09	5,34	1,64	0,39	0,34	0,58	0,73
6 Demersal grande	3,53	6,83	1,33	2,53	3,35	0,92	0,48	0,19	0,76	0,32
7 Demersal mediano	3,05	8,07	1,67	8,61	11,62	2,91	0,42	0,21	0,74	0,35
8 Demersal pequeño	3,44	4,96	1,71	2,94	5,16	1,32	0,47	0,34	0,57	0,76
9 Peces arrecifales	3,22	9,80	1,82	0,33	0,42	0,11	0,64	0,19	0,77	0,30
10 <i>Dasyatis guttata</i>	3,61	6,30	1,05	0,60	0,76	0,23	0,21	0,17	0,79	0,26
11 <i>Cathorops mapale</i>	3,16	12,15	2,83	1,72	2,43	0,64	0,42	0,23	0,71	0,41
12 Penaeidae	2,77	21,00	6,00	2,16	3,36	0,85	0,47	0,29	0,64	0,56
13 Portunidae	2,87	11,00	2,55	1,88	2,64	0,72	0,34	0,23	0,71	0,41
14 Stomatopoda	3,38	8,75	2,80	0,63	1,05	0,32	0,48	0,32	0,60	0,67
15 Otros crustáceos	2,69	11,38	4,33	7,04	13,43	3,36	0,38	0,38	0,52	0,91
16 Moluscos	2,26	8,75	2,30	9,40	14,00	3,53	0,27	0,26	0,67	0,49
17 Equinodermos	3,31	4,00	1,20	0,80	1,28	0,42	0,05	0,30	0,63	0,60
18 Infauna	2,29	17,00	4,70	80,39	122,84	32,83	0,26	0,28	0,65	0,53
19 Zooplancton	2,19	150,00	40,00	165,48	248,22	66,19	0,20	0,27	0,67	0,50
20 Fitoplancton	1,00	-	90,00	-	-	39,33	-	-	-	-
21 Detritus	1,00	-	-	-	-	-	0,42	-	-	-

5.2.2 Índice de omnivoría

El índice de omnivoría fluctuó entre 0,04 y 0,64, con un promedio de 0,33 (Tabla 6). El único grupo que parecer ser un depredador especializado es el de los equinodermos (0,04), mientras que los peces arrecifales son los de la dieta más diversa y el restante de los grupos consumidores presento un tipo de dieta generalista. A pesar que el índice de omnivoría tiende a aumentar proporcionalmente con el nivel trófico, los mayores valores se presentan en

los consumidores intermedios, lo que es una tendencia general observada por varios autores en ecosistemas bentónicos en donde se analizó la pesca de arrastre de camarón (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005, Cruz-Escalona, 2005 y Salcido-Guevara, 2006).

5.2.3 Flujos totales del sistema e índice de conectancia

En la Tabla 7 se presentan los flujos del sistema. El 14,68% fluye hacia el detritus, el 27,30% es utilizado en el proceso de la respiración, el flujo denominador es el consumo (51,55%) y el 6,45% es exportación, que es el flujo que va hacia la pesca.

Tabla 7. Resumen de las estadísticas e índices de flujo del ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo.

Parámetros	Valor	Unidades
Suma de flujos de consumo	550,1736	t/km ² anual
Suma de las exportaciones	68,85159	t/km ² anual
Suma de los flujos respiratorios	291,4135	t/km ² anual
Suma de los flujos al detritus	156,6656	t/km ² anual
Total de flujos del sistema	1067,104	t/km ² anual
Suma total de la producción	508,7254	t/km ² anual
Nivel trófico medio de la captura	3,146713	
Producción primaria neta calculada	360	t/km ² anual
Producción primaria total/respiración total	1,235358	
Producción neta del sistema	68,58655	t/km ² anual
Producción primaria total/biomasa total	14,59438	
Biomasa total/flujos totales	0,02311586	
Biomasa total (sin detritus)	24,66704	t/km ²
Capturas totales	0,6039212	t/km ² anual
Índice de conectancia	0,4686717	
Índice de omnivoría del sistema	0,3414306	
Índice pedigree	0,6451613	
Índice de reciclaje de Finn	3,582489	

A partir del análisis de los flujos tróficos y de biomasa entre los componentes del ecosistema, Ecopath estima índices que en conjunto describen

holísticamente la estructura y función del ecosistema, y permiten hacer inferencias sobre su estado de desarrollo y madurez, así como hacer comparaciones con otros ecosistemas (Christensen, 1995 y Christensen *et al.*, 2001). El análisis de dichos índices caracteriza al golfo de Morrosquillo como un ecosistema inmaduro, con elevado potencial de desarrollo.

Esta condición de inmadurez, puede verse reflejada en el alto valor del cociente producción total del sistema/flujos totales (0,48), ya que esto implica alta producción excendente y baja eficiencia del ecosistema en cuanto al uso de esta producción (Odum 1969, Ulanowicz 1986). Por otro lado y de acuerdo a los atributos de madurez del ecosistema de Odum (1969), un valor de producción primaria total/respiración total mayor a uno (1,23 para el presente estudio), es característico de ecosistemas de desarrollo.

Christensen y Pauly (2003) afirman que en sistemas en desarrollo la proporción entre la producción primaria total del sistema respecto a la biomasa tiende a ser alto, ya que las biomásas son bajas y poco productivas. Otro índice que puede interpretarse es el cociente entre la biomasa total del sistema y los flujos totales, ya que expresa la proporción de biomasa que puede ser soportada por el flujo disponible en un sistema y aumenta proporcionalmente con la madurez del mismo. En ambos casos, los valores obtenidos (Tabla 7) confirman el estado de inmadurez del golfo de Morrosquillo.

El índice de conectancia obtenido fue de 0,46, lo cual corresponde, según Christensen y Pauly (2000), a un 46,86% de uniones tróficas posibles entre los grupos funcionales. Galván-Piña (2005) reitera que otros autores han catalogado al índice de conectancia como una estimación dependiente del tamaño del sistema, por lo que no puede ser comparable entre modelos.

Esta condición de inmadurez, es muy común en ecosistemas explotados por pesca, y especialmente en aquellos donde se practica arrastres, ya que los impactos que genera esta actividad 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 (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; Jennings y Lancaster 2001; Thrush y Dayton 2002; Myers y Worm 2003; Trenkel y Rochet, 2003), alteran los ecosistemas de tal modo que los mantienen en un constante estado sucesional que puede ser interpretado como inmadurez.

5.2.4 Agregación trófica

La agregación trófica discreta permitió identificar diez niveles tróficos discretos, con una menor representatividad de los niveles V al X. La biomasa total del sistema, excluyendo al detritus, fue de 24,67t/km², que se repartió con un 16,2% para los productores primarios (nivel I), 55,0% para los consumidores primarios (II), 22,7% para los carnívoros de medio nivel (III), y 5,3% para los carnívoros de alto nivel (IV); los niveles restantes constituyeron menos del 1%. Respecto a los flujos totales, se estimó un total de 0,602 t/km² anual, de los cuales el 25,9% ocurre en el segundo nivel trófico, el 51,8% en el tercero y 19,4% en el cuarto.

La Figura 7 representa el modelo simplificado de los flujos de biomasa, agregado en cinco niveles tróficos discretos y construido a partir de los resultados de la agregación trófica. Se observan valores altos de eficiencia de transferencia en los dos primeros niveles, presentado el máximo valor en el segundo nivel 41,26% y un promedio de eficiencia de transferencia de 16,8%. El sistema disminuye sus flujos de respiración con los flujos hacia el

detritus, y de exportación por pesca hacia los niveles superiores. Los consumidores primarios tienen el mayor flujo de respiración (87,1%) y el mayor flujo a detritus (50%) y el flujo de exportación hacia la pesca, es mayor en el nivel III, en donde se ubican la mayoría de especies capturadas por las dos pesquerías.

Los consumidores de primer orden (nivel trófico II), son clave en la productividad del ecosistema, ya que tienen la mayor eficiencia de transferencia, lo que implica que transportan energía de la base a la parte superior de la trama alimentaria a un menor costo energético, además que la baja omnivoría de la mayoría de los grupos, posibilita tener baja competencia por recursos. La eficiencia de transferencia promedio fue de 16,5%, valor cercano a otros modelos de ecosistemas similares (Arreguín-Sánchez et al., 2002; Zetina-Rejón et al., 2003 y Galván-Piña, 2005 y Salcido-Guevara, 2006). Este valor está dentro del intervalo citado por Pauly y Christensen (1995) para diversos ecosistemas, pero se aleja del diezmo ecológico que propone Lindeman (1942). Christensen y Pauly (1993), asocian los valores altos de eficiencia de transferencia con ecosistemas explotados, que en este caso se explicaría en parte por la pesca de camarón de aguas someras que se ha ejercido durante años en esta zona.

5.2.5 Capacidad de desarrollo

En la Tabla 8 se muestran los índices de los flujos del sistema, lo cual según Ulanowicz (1986), muestran de forma integrada el estado de crecimiento y desarrollo del ecosistema y sus límites. Como resultado los índices muestran que el ecosistema posee una estructura de el 20,7% de su capacidad total de desarrollo potencial, con una resiliencia media ($O/C = 0,79$).

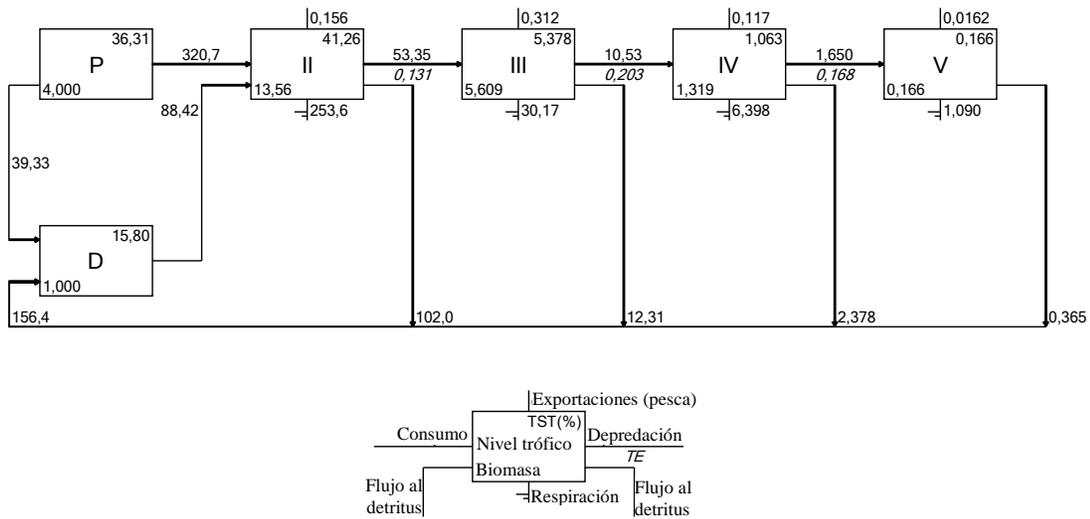


Figura 7. Agregación de la estructura trófica en niveles tróficos discretos mostrando los flujos de biomasa por consumo y la eficiencia de la transferencia (valor de la esquina superior derecha de cada caja, expresado en %). Todos los flujos se expresan en t/km² anual.

Tabla 8. Índices de flujos totales para el ecosistema del golfo de Morrosquillo. Las unidades de los flujos son “flowbits”.

Origen	Ascendencia		Overhead		Capacidad	
	flowbits	%	flowbits	%	flowbits	%
Flujos internos						
Respiración	279,2	6,2	828,9	18,5	1108,1	24,7
Exportación	187,2	4,2	91,9	2	279	6,2
Total	928,1	20,7	3564,4	79,3	4492,6	100

5.2.6 Impacto trófico mixto

En la Figura 8, se muestra la rutina de impactos tróficos mezclados, donde se observan las interacciones tróficas respecto a las especies y grupos funcionales obteniéndose los impactos directos e indirectos de la competencia y depredación como resultado de las interacciones tróficas que se dan dentro del ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo. Se observan más impactos positivos en la base de la red trófica, especialmente el detritus y el fitoplancton tienen impactos positivos sobre varios grupos del

sistema, desde consumidores primarios hasta depredadores tope, pero con mayor magnitud sobre los grupos que se alimentan directamente de ellos (i.e. detritus en infauna y moluscos y fitoplancton en el zooplancton). La relación entre la flota de arrastre y el grupo Penaeidae deja claro que estos camarones son su principal objetivo, arrojando el mayor valor de impacto positivo de todos (IT= 0,617). De la misma manera, sucede con los pelágicos medianos y la pesca con línea de mano (IT=0,474).

Los impactos negativos son más fuertes en la parte media y superior de la trama trófica. La pesca de arrastre además de generar un impacto negativo sobre los camarones penaeidos (IT=-0,121), también impacta a Stomatopoda (IT=-0,043), *C. mapale* (IT= -0,107), y en mayor magnitud a *D. guttata* (IT= -0,205). Por depredación natural hay fuertes impactos de los pelágicos pequeños sobre los stomatopodos (IT= -0,523), de infauna sobre detritus (IT= -0,495), de demersales pequeños sobre equinodermos (It= -0,377), y stomatopodos sobre peneidos (IT= -0,281). También pueden apreciarse los efectos de cascada trófica, o de impactos indirectos, tal es el caso que el que un depredador impacta negativamente a otro, beneficiando la presa de este. Por ejemplo las depredaciones sobre *D. guttata* y *C. mapale* favorecen a los crustáceos y a la infauna, respectivamente, por ser presa principal de las dietas de estos dos peces.

El análisis de los impactos tróficos combinados, evidenció el papel de los detritus en el ecosistema demostrando un control *bottom-up*, ya que la abundancia de estos grupos determina la ocurrencia de los demás. Los depredadores tope están presentes pero no regulan los flujos. La pesca se da principalmente sobre niveles tróficos intermedios, impactando a grupos como crustáceos de rápida recuperación. Es evidente que la pesquería de arrastre tiene efectos negativos sobre varios grupos, y que en algunos casos los impactos que se dan por depredación natural son mayores; sin embargo

el resultado de esta matriz de impactos se basa en la biomasa de los grupos y en las dietas ingresadas, cuyas limitaciones muestrales ya se han explicado anteriormente. Si se analizara por ejemplo, la fracción de juveniles capturados y descartados, los resultados sería diferentes para los dos tipos de pesquerías.

La Figura 9 (superior) muestra la suma de los impactos tróficos positivos y negativos que recibe un grupo de los demás del ecosistema de Morrosquillo y su relación con el nivel trófico. A excepción de las flotas de pesca y de las aves y mamíferos marinos, todos los grupos reciben impactos negativos. Los grupos mas impactados de manera negativa son *D. guttata*, fitoplancton, pelágicos medianos y grandes, peneidae, siendo estos tres últimos el recurso objetivo de las pesquerías de arrastre y de línea de mano, respectivamente.

Al analizar el impacto trófico total que un grupo ejerce sobre los demás (Figura 9 inferior), son de mayor magnitud los impactos positivos que se generan desde niveles tróficos inferiores (detritus y fitoplancton), así como de los crustáceos y camarones, recursos aprovechados por la flota de arrastre. Esta última flota ejerce casi el doble de impacto negativo que la de la flota artesanal (-0,562 y -0,28, respectivamente), aunque ambas tiene impactos menores en magnitud comparadas con grupos como mamíferos, demersales pequeños y pelágicos grandes. En general, son más los impactos negativos que los positivos tanto en frecuencia como en magnitud, ya que la suma total de impactos negativos de toda la trama fue de -17,9 y la de impactos positivos de 13,6.

5.3 Pesquerías

Durante el año 2005, se obtuvo una captura total de 0,534 t/km² anual correspondiente a la flota de arrastre camaronero que opera en Tolú

(incluyendo la fauna acompañante), y 0.070 t/km^2 anual para la pesca con línea de mano.

En el caso del arrastre camarero, el descarte fue del 49,6% representado en los grupos de pelágicos pequeños, demersales medianos y pequeños, *D. guttata*, *C. mapale*, portunidos, stomatopodos, otros crustáceos, moluscos, y equinodermos. De manera incidental se captura el 10,8% representada por los grupos Pelágicos grandes y medianos y demersales grandes; la captura objetivo es el 39,6% y está compuesta por camarones peneidos. El nivel trófico promedio que impacta esta pesquería es 3,06. Es importante resaltar que para el presente estudio, la captura de la flota camarera se estimó a partir de los reportes contables de la empresa Pestolú para el año 2005, y de los muestreos hechos a bordo durante solo un mes del año, lo que debe considerarse en el alcance del modelo, y las aplicaciones que el mismo pueda tener.

Así pues el cociente fauna acompañante/camarón bajo estos supuesto es de 1,52, valor aceptable para la pesca de arrastre, ya que el promedio global estimado para costas tropicales ha sido estimado en 10 (Yañez-Arancibia y Sánchez-Gil, 1986). Por otro lado para el recurso camarón de aguas someras explotado en todo el Caribe colombiano recientemente se estimó un cociente de 12,6 (Rueda *et al.*, 2011), lo que indica que el valor obtenido por el presente modelo debe manejarse con reserva dadas las limitaciones muestrales explicadas anteriormente y a que la estimación de este índice no era el objeto central del presente estudio.

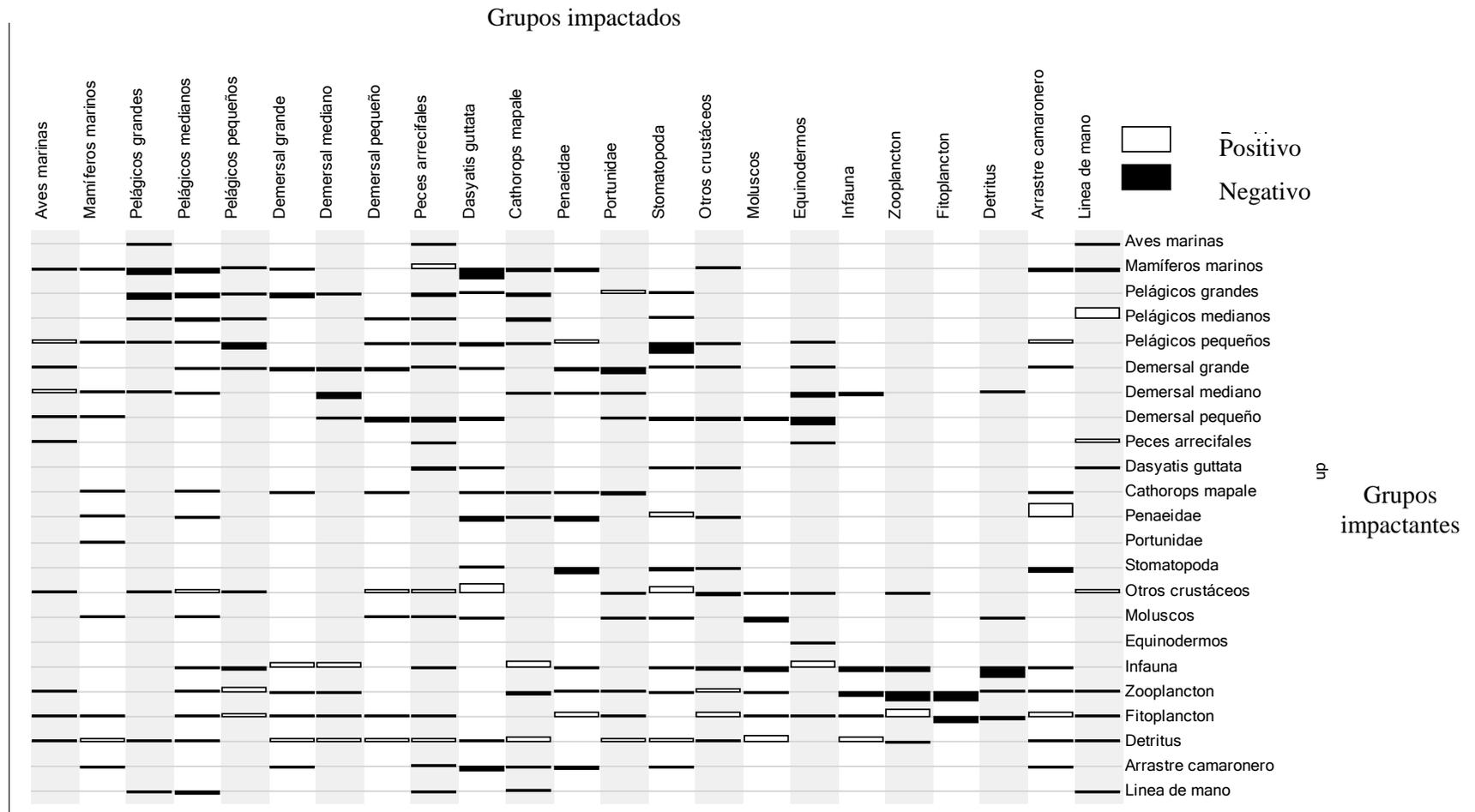


Figura 8. Representación de los principales impactos tróficos mixtos entre los grupos biológicos del ecosistema. Barras negras indican impactos negativos y barras blancas impactos positivos. En la columna se ubican los grupos impactados y en las filas los grupos impactantes.

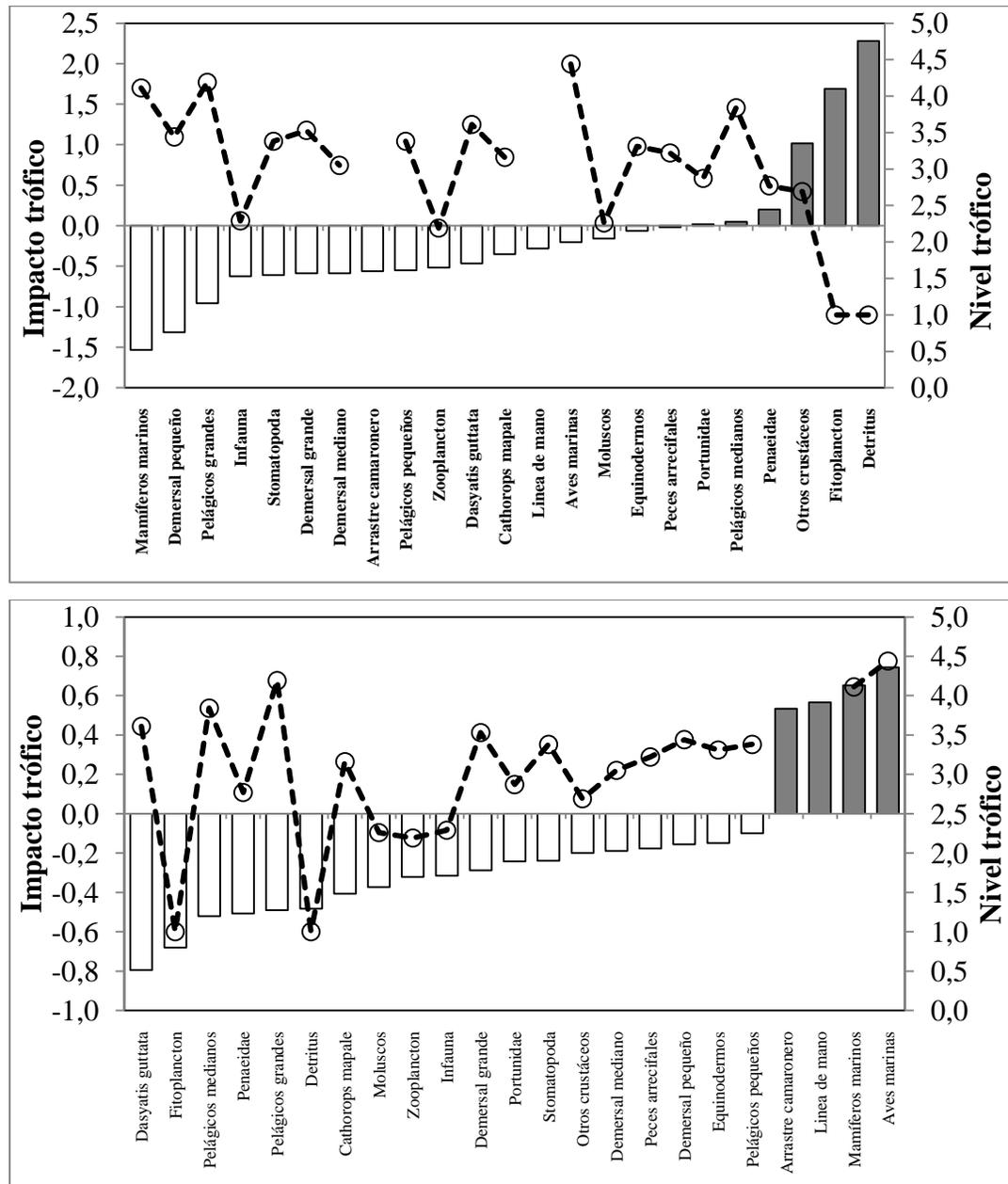


Figura 9. Impacto trófico total recibido (superior) y ejercido (inferior) por cada grupo funcional en el ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo. Se muestra el nivel trófico de cada grupo impactado (círculos).

6. CONCLUSIONES

Se obtuvo un modelo Ecopath de 22 grupos tróficos que representan la estructura, funcionamiento y productividad del ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo con un nivel de certidumbre y consistencia aceptable, ya que varias de las entradas provenían de información secundaria o de estimaciones hechas para ecosistemas similares. El modelo es la primera aproximación de este tipo que se tiene sobre el ecosistema del golfo de Morrosquillo, y su calidad puede ser mejorada si se incorporan datos de alta confiabilidad que provengan directamente del área estudiada.

El ecosistema modelado presenta características comparables a otros sistemas similares y en donde también se ha ejercido pesca de arrastre. La biomasa total estimada es de $24,66 \text{ t/km}^2$, los flujos totales son de $1067,1 \text{ t/km}^2/\text{año}$ y la producción primaria neta de $68,6 \text{ t/km}^2/\text{año}$.

Energéticamente, el ecosistema es dominado por niveles tróficos bajos, se considera un ecosistema inmaduro, de resiliencia y capacidad de desarrollo media. Así lo indicaron la ascendencia (20,7%), la capacidad de desarrollo (79,3%), el cociente producción total del sistema/flujos totales (0,48), la producción primaria total/respiración total mayor a uno (1,23), la alta proporción entre la producción primaria total del sistema respecto a la biomasa (14,6), y el bajo cociente entre la biomasa total del sistema y los flujos totales (0,02).

Esta condición de inmadurez, es muy común en ecosistemas explotados por pesca, y especialmente en aquellos donde se practica arrastres, ya que los impactos que genera esta actividad 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 alteran los ecosistemas de tal modo que los mantienen en un constante estado sucesional que puede ser interpretado como inmadurez.

En el ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo, los consumidores de primer orden (nivel trófico II), son clave en la productividad del ecosistema, ya que tienen la mayor eficiencia de transferencia, lo que implica que transportan energía de la base a la parte superior de la trama alimentaria a un menor costo energético, además que la baja omnivoría de la mayoría de los grupos, posibilita tener baja competencia por recursos.

La eficiencia de transferencia promedio fue alta y esta asociada a ecosistemas explotados, que en este caso se explicaría en parte por la pesca de camarón de aguas someras que se ha ejercido durante años en esta zona.

Se confirmó el efecto de la pesca de arrastre dentro de la estructura del ecosistema. El nivel trófico promedio que impacta la pesca de arrastre de camarón en el golfo de Morrosquillo es de 3,06. La fauna acompañante (49,6%) está representada por los grupos de pelágicos pequeños, demersales medianos y pequeños, *D. guttata*, *C. mapale*, portunidos, stomatopodos, otros crustáceos, moluscos, y equinodermos.

La construcción del modelo es una ventana al estado del conocimiento de los recursos hidrobiológicos golfo de Morrosquillo, y que en casi todos los grupos hay mucha información por mejorar en el modelo así como temas de investigación futura. Dentro de los grupos con mayor falta de información están los invertebrados, cuya importancia en la trama trófica de los

ecosistemas marinos es invaluable, son un nodo conector entre niveles tróficos inferiores y superiores, por lo que su metabolismo determina en gran medida la eficiencia y el tamaño de la red trófica, además se identificó que son los grupos sobre los que se dan mayores impactos negativos por parte de la pesca de arrastre.

7. BIBLIOGRAFIA

ABARCA-ARENAS y VALERO-PACHECO, 1993. Toward a trophic model of Tamiahua, a coastal lagoon in Mexico. p. 181-185. In D. Pauly and V. Christensen (eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26.

AGUILERA, L. 1985. Análisis del contenido estomacal y hábitos alimenticios del maro ojón *Tylosurus acus* (Lacepede, 1803) en la bahía de Mochima, estado Sucre. Tesis de Licenciatura, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 28 p.

ALLEN K. R. 1971. Relation between production and biomass. Journal of Fisheries Research Board of Canada, 28: 1573-1581.

ARANCIBIA, H. y S. NEIRA. 2003. Simulación de cambios en la biomasa de los principales recursos pesqueros de Chile central (V – IX región) bajo el marco de la Ley de Pesca No. 19.713 y sus posteriores modificaciones. Oceana. Documento 4.

ARREGUÍN-SANCHEZ, F. 2001. Hacia el manejo de pesquerías en el contexto del ecosistema: el caso de México. EC Fisheries Cooperation Bulletin. 14 (1-4): 4-6.

ARREGUIN-SANCHEZ, F, and MANICKCHAND-HEILEMAN S. 1998. The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of Mexico. Journal of Fish Biology. 53:143-153

ARREGUIN-SANCHEZ, F, ARCOS E, CHAVEZ EA.2002.Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the gulf of California, Mexico. Ecological Modelling. 156:167-183.

ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F., CHÁVEZ, E.A., MENCHACA, J.A., 1992. A multispecies stock assessment of a pelagic coastal fishery of the south-west Gulf of Mexico. Aquacult. Fish. Manage. 23, 103–112.

ARREGUÍN-SÁNCHEZ, F, SEIJO JC, VALERO-PACHECO E.1993.An application of ECOPATH II to the north continental shelf ecosystem of Yucatan, Mexico.:269-278.

AVILA, J.M. 1995. Aspectos biológicos y etológicos de delfines costeros con énfasis en la especie *Sotalia fluviatilis* (Delphinidae) en la bahía Cispatá, Caribe colombiano. Tesis de Licenciatura, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 369

BADARACCO, M.T. & R. MOLINET. 1991. Flujos de materia en el sistema demerso-pelágico de Golfo Triste, Edo Carabobo, Venezuela. Tesis de Biología, Universidad Simon Bolivar, Caracas, Venezuela. 191 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.

BEVERTON, R. J. H., y HOLT, S. J. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Chapman and Hall, Facsimile reprint 1993, London. 533 pp.

BARRETO, M., R. BARRERA, J. BENAVIDES, E. CARDOZO, H. HERNANDEZ, L. MARIN, B.O. POSADA, C. SALVATIERRA, P.C. SIERRA y A. VILLA. 1999. Diagnostico Ambiental del golfo de Morrosquillo (Punta Rada – Tolú). Una Aplicación de Sensores Remotos y SIG como Contribución al Manejo Integrado de Zonas Costeras. 217p.

BITTER, R. 1984. Composición de la dieta de *Astropecten marginatus* (Echinodermata: Asteroidea). Bol. Inst. Oceanogr. Ven. U. Oriente 23: 169-176.

BLANCO JA. 1988. Las variaciones ambientales estacionales en las aguas costeras y su importancia para la pesca en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. [tesis de Maestría]. Bogotá: Departamento de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad nacional de Colombia.

BOTSFORD, L.W., J.C. CASTILLA y C.H. PETERSON. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. Science: 277: 509-515.

BREY, T. 1999. A collection of empirical relations for use in ecological modeling. NAGA. Manila, 22 (3):24-28.

BRULÉ, T., D.O. ÁVILA, M.S. CRESPO & C. DÉNIEL. 1994. Seasonal and diel changes in diet composition of juvenile red grouper *Epinephelus morio* from Campeche Bank. Bull. Mar. Sci. 55: 255-262.

BUELVAS, J. A. 2005. Informe final de actividades de Pesca enero – diciembre de 2.004. INSTITUTO COLOMBIANO DE DESARROLLO RURAL. MINISTERIO DE AGRICULTURA Y DESARROLLO RURAL.

CAMACHO, L.M. & O.D. GALVIS. 1980. Bahía Concha, aportes ecológicos: Parque Nacional Tayrona, Magdalena. Tesis de Licenciatura, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 179 p.

CAMPOS, J.A., A. SEGURA, O. LIZANO & E. MADRIGAL. 1993. Ecología básica de *Coryphaena hippurus* (Pisces: Coryphaenidae) y abundancia de otros grandes pelágicos en el Pacífico de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 41:783-790.

CASTAÑEDA Y SANDOVAL, 2004. Hábitos alimentarios de los tiburones martillo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith) y *Sphyrna zygaena* (Linnaeus, 1758) en el Pacífico ecuatoriano. Trabajo de grado para optar por el título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 164 p.

CHAVEZ E.A., GARDUÑO, M. AND ARREGUIN-SANCHEZ, F. 1993. Trophic dynamic structure of Celestun Lagoon, Southern Gulf of Mexico, pp. 186-192. In: V. Christensen and D. Pauly (eds.) *Trophic models of aquatic ecosystems ICLARM Conf Proc.* 26.

CHRISTENSEN, V. 1995. Ecosystem maturity – toward quantification. *Ecological Modelling.* 77: 3-32.

CHRISTENSEN, V., and PAULY, D. 1992. Ecopath II – A software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61:169-185.

CHRISTENSEN, V., and PAULY, D. 1993. On steady-state modelling of ecosystems. :14-19

CHRISTENSEN, V., C. J. WALTERS & D. PAULY, 2001. ECOPATH whit ECOSIM: a user's guide. Fisheries Centre University of British Columbia Vancouver, Canada and International Center for living Aquatic Resources Management Penang, Malaysia, 131 pp.

CHRISTENSEN, V., C. J. WALTERS & D. PAULY, 2004. ECOPATH whit ECOSIM: a user's guide. Fisheries Centre University of British Columbia Vancouver, Canada and International Center for living Aquatic Resources Management Penang, Malaysia, 154 pp.

CLOERN, J. E., GRENZ, C., AND VIDERGAR, L. 1995. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll:carbon ratio - the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnol.Oceanogr.*, 40, 1313–1321.

CORTÉS, E. 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J. Mar. Sci.* 56: 707-717.

CORTES, M.L. Y M.M. CRIALES. 1990. Analysis of the stomach contents of the shrimp *Xiphopenaeus kroyeri*(Heller) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae). An. Inst. Inv. Mar. Punta Betin, 19-20: 23-33

CRABTREE, R. E., C. STEVENS AND S. D. 1998. Feeding habits of bonefish, *Albula vulpes*, from the waters of the Florida Keys. Fish Bull. NOAA 96: 754-766.

CRIALES-HERNANDEZ, M.I. 2004. Flujos de energía en el ecosistema de surgencia tropical en la Península de la Guajira, Caribe colombiano. Tesis (Magister en Ciencias). Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. 88p + anexos.

DE LA CRUZ-AGUERO. 1993. A preliminary model of mandinga lagoon, Veracruz, Mexico, p. 193-196. In, V. Christensen and D. Pauly (eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 pp.

CRUZ-ESCALONA, V. H. 2005. Interdependencia ecotrófica entre la laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.

DAYTON, P. K., S. THRUSH, AND F. COLEMAN. 2002. Ecological effects of fishing in marine ecosystems of the United States. Pew Oceans Commission, Arlington, Virginia, USA. 44p.

DE JESUS-NAVARRETE, A. & D. ALDANA-ARANA. 2000. Distribution and abundance of *Strombus gigas veligers* at six fishing sites o Banco Chinchorro, Quintana Roo, Mexico. Journal of Shellfish Research 19 (2): 891-895.

DÍAZ, J. & M. PUYANA. 1994. Moluscos del Caribe Colombiano. Un catálogo ilustrado. Colciencias y Fundación Natura Colombia, 291 p.

DIELH, S. 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and hábitat complexity. Ecology 73 (5): 1646-1661.

DUARTE, LO, C.B. GARCÍA, I. MORENO, G. MELO, P. NAVAJAS, N. SANDOVAL & D.VON SCHILLER. 1999. Atlas demográfico de los peces demersales del Golfo de Salamanca, Caribe colombiano. Dinámica poblacional, distribución alimentación y reproducción. Libro digital. CDRom. Invemar, Colciencias. ISBN 95950-6-5. Santa Marta, Colombia.

DUARTE, L.O. Y C.B. GARCÍA. 1999a. Diet of the mutton snapper *Lutjanus analis* Cuvier, 1828 (Lutjanidae) in the Gulf of Salamanca, Colombia, southern Caribbean sea. *Bull. Mar. Sci.*, 65(2):453-465.

DUARTE, L.O. Y C.B. GARCÍA. 1999b. Diet of the lane snapper *Lutjanus synagris* (Lutjanidae) in the Gulf of Salamanca, Colombia, southern Caribbean Sea. *Car. J. Sci.*, 35 (1-2): 54-63.

DUARTE, L. O., Y C. B. GARCIA. 2000. Modelo trófico preliminar de un sistema costero tropical. Golfo de Salamanca, Caribe colombiano. En: Resúmenes del XX Congreso en Ciencias del Mar. Concepción. Sociedad chilena de ciencias del Mar, Universidad Católica de Santísima Concepción.

----- . 2002. Testing responses of a tropical shelf ecosystem to fisheries management strategies: A small -Scale fishery from the Colombian Caribbean Sea. *Sea Fisheries Centre Research Reports* 10 (2): 142 – 150.

----- . 2004. Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. *Ecological Modelling* 172:323 – 338.

DUQUE, G. 1993. Ecología trófica y aspectos reproductivos de las especies del género *Oligoplites* (Pisces: Carangidae) de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Licenciatura. Universidad del Valle, Cali, Colombia. 100 p.

Ecopetrol, 2002. Monitoreo de bentos del Golfo de Morrosquillo. Ecoquímica S. A.. Distrito Caño Limón-Coveñas. Cúcuta. Circulación restringida.

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.

ESCOBAR, J. 2001. El aporte del enfoque ecosistemico a la sostenibilidad. Publicación de las Naciones Unidas, ISBN: 92 -1-321967 – 9. CEPAL – SERIE Recursos naturales e infraestructura No. 39.

ESTRADA, M.I. 1983. Contribución al conocimiento de la biología y ecología de las especies del género *Haemulon* (Pisces: Haemulidae) en los arrecifes del Caribe colombiano, con énfasis en la región de Santa Marta. Tesis de Licenciatura, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 129 p.

FAO. 1991. "Medio Ambiente y Sostenibilidad de la Pesca", documento 190 período de sesiones del Comité de Pesca de la FAO, Roma, 8-12 de abril de 1991, Doc. COFI/91/3, marzo de 1991.

-----, 2001. Reykjavik Declaration on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem – Proposal of the Chair at on the Conference, October 4, 2001 (www.refisheries2001.org).

FERNANDEZ, C y J. A. ANGULO. 2000. Contribution to the study of trophic interrelationships within the southern subarea of the Colombian Pacific neritic region. Northeastern South America. Disponible en (<http://www.ecopath.org>).

FOWLER, S.L.; CAVANAGH, R.D.; CAMHI, M.; BURGESS, G.H.; CAILLIET, G.M.; FORDHAM, S.V.; SIMPENDORFER, C.A.; MUSICK, J.A. (Ed.) (2005). Sharks, rays and chimaeras: the status of the Chondrichthyan fishes. Status survey. IUCN/SSC Shark Specialist Group: Gland. ISBN 2-8317-0700-5.X, 461 pp.

FRANCO, L. 1987. Alimentación y reproducción de la lisa *Mugil curema* Valenciennes, 1836 (PISCES: Mugilidae) del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. 107 pp. (UDO, Tesis de Maestría).

FRANCO-HERRERA, A. 2006. Variación estacional del fitoplancton y mesozooplancton e impacto de herbivoría de *Eucalanus subtenuis*, Giesbrecht, 1888, (Copepoda: Eucalanidae). Tesis Doctoral. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Departamento de Oceanografía. 209 p.

FRANKS, J.S, N.M. GARBER & J.S. WARREN. 1996. Stomach contents of juvenile cobia, *Rachycentron canadum*, from the northern Gulf of Mexico. Fish. Bull. 94: 374-380.

GALVÁN-PIÑA, V.H. 2005. Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la Plataforma Continental de las costas de Jalisco y Colima, México. Tesis (Doctor en Ciencias Marinas). Instituto Politécnico Nacional, Centro interdisciplinario de Ciencias Marinas. México. 106 p.

GARCÍA-ABAD, M. C., A. YÁÑEZ-ARANCIBIA, P. SÁNCHEZ-GIL & M. TAPIA-GARCÍA. 1992. Distribución, reproducción y alimentación de *Syacium gunteri* Ginsburg (Pisces: Bothidae), en el Golfo de México. Rev. Biol. Trop. 39: 27-34.

GARCÍA, C.B. & L.O. DUARTE. 2002. Consumption to Biomass (Q/B) Ratio and Estimates of Q/B-predictor Parameters for Caribbean Fishes. NAGA, ICLARM Q. 25: 19-31.

-----, 2006. Length-based estimates of growth parameters and mortality rates of fish populations of the Caribbean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* 22: 193-200.

GARCIA, CAMILO B. Y MENDOZA, NARDI. 2006. Aspectos de la biología de *Portunus Spinicarpus* Stimpson 1871 (Decapoda: Portunidae) en el Golfo de Salamanca, Caribe colombiano. *bol. Invemar.* vol.35, n.1, pp. 235-239. ISSN 0122-9761.

GISLASON H., Y SINCLAIR, M. 2000. Ecosystem Effects of Fishing. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 466–467.

GISLASON, H., M. SINCLAIR, M., K. SAINSBURY y R. O'Boyle, 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *Ices J. Mar. Sci.* 57:468:475.

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.

GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ, E & G. GONZÁLEZ-SANSÓN. 1999. Diversidad de macroinvertebrados de fondos blandos de la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Cien. Mar.* 25: 609-627.

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.

HUNTER, M y PRICE, P. 1992 .Playing chutes and ladders: heterogeneity and therelative roles of bottom – up and top – down forces in natural communities.*Ecology* 73 839. 724

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.

KIRK, J. T. O. 1994. Light and photosynthesis in Aquatic Ecosystems.*Cambridge.Univ. Press. USA.* 509 p.

LINDEMAN, R. L. 1942. The trophic dinamic aspect of ecology. *Ecology*, 23, 399-418.

MACPHERSON, E. 1983 Ecología trófica de peces en las costas Namibia. 1. Hábitos alimentarios. Res. Exp. Cient. 11:81-137.

MANICKCHAND-HEILEMAN, S., SOTO, L.A. AND ESCOBAR, E. 1998. A preliminary trophic model of the continental shelf, southwestern Gulf of Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science 46 (6):885-899.

MANJARRÉS, L. M., ARÉVALO, J., RODRÍGUEZ Y P., GÓMEZ. 2002 a. Dinámica poblacional y manejo del stock de pargo reayado (*Lutjanus synagris*) (Linnaeus, 1758) de la Guajira Caribe colombiano. En Informe Final Proyecto Evaluación de las pesquerías demersales de área norte del Caribe colombiano y parámetros ecológicos, biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo INPA-COLCIENCIAS cod. 3135-09-550-98.

MANJARRÉS, L. M., ARÉVALO, J., RODRÍGUEZ Y P., GÓMEZ 2002 b. Mortalidad y estrategias de manejo del stock de pargo cebal (*Lutjanus analis*) (Cuvier, 1828) del área norte del Caribe colombiano. En Informe Final Proyecto Evaluación de las pesquerías demersales de área norte del Caribe colombiano y parámetros ecológicos, biológico-pesqueros y poblacionales del recurso pargo INPA-COLCIENCIAS cod. 3135-09-550-98.

MANJARRÉS, L., L.O. DUARTE, C. GARCÍA, J. ALTAMAR, F. CUELLO, F. ESCOBAR, P. GÓMEZ, H. ZÚÑIGA, J. PÁRAMO, J. VIAÑA, D. PÉREZ, K. TEJADA, J. SÁNCHEZ, N. CORREA Y E. EGURROLA. 2006. Valoración biológico-pesquera y ecológica de la pesca industrial de arrastre camarónero e impacto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante, en el mar Caribe colombiano. Informe Técnico. UNIVERSIDAD DEL MAGDALENA, UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA, COLCIENCIAS, INCODER, Santa Marta, 363 pp. + 2 CD-ROM.

MARTINEZ, A. Y FRANCO, H. 2008. Características oceanográficas de la surgencia frente a la ensenada de Gaira, departamento de Magdalena, época seca menor de 2006. Bol. investig.mar.costeras, Dic 2008, vol.37, no.2, p.131-162. ISSN 0122-9761

McCONNAUGHEY, R.A., K.L. MIER y C.B. DEW. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. ICES Journal of Marine Science.57(5): 1377-1388.

MENDOZA, J. 1993. A preliminary biomass budget for the northeastern Venezuela shelf ecosystem, p. 285-297. In V. Christensen & D. Pauly (eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM. Conf. Proc. 26, Makati, Filipinas.

MOLINA, A., C. MOLINA, L. GIRALDO, C. PARRA y P. CHEVILLOT. 1994. Dinámica marina y sus efectos sobre la geomorfología del golfo de Morrosquillo. Bol. Cient. CIOH, 15: 93-113.

MORENO, R. 1986. Ecología trófica de algunas especies de la familia Scombridae (Pisces) capturados en aguas costeras del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. 105 p.

MOTTA, P., K. CLIFTON, P. HERNÁNDEZ, B. EGGOLD, S. GIORDANO & R. WILCOX. 1995. Feeding relationships among nine species of seagrass fishes of Tampa bay, Florida. Bull. Mar. Sci. 56: 185-200.

NAKAOKA, M. 1992. Spatial and seasonal variation in growth rate and secondary production of *Yoldia nobilis* in Otsuchi Bay, Japan, with reference to the influence of food supply from the water column. Mar. Ecol. Prog. Ser. 88:215-223.

NAVIERA, J.L. 1996. El orden Cetacea en la región nororiental de Venezuela. Tesis de Maestría, Instituto Oceanográfico de Venezuela Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 181 p

NMFS(National Marine Fisheries Service Ecosystem). 1998. Principles Advisory Panel, Ecosystem – Based Fishery Management”, A report to Congress by Ecosystem Principles Advisory Panel USA, (www.nmfs.noaa.gov/sfa/reports.html).

OBANDO, E. 1987. Aspectos biológicos y alimenticios del bolo *Diplectrum formosum* (Linnaeus, 1766) de la costa sureste de Margarita, Venezuela. Tesis de Maestría, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 169 p.

OCHOA, C. V. 2003. Caracterización trófica de peces asociados a ecosistemas costeros en San Andrés Isla, Caribe Colombiano. Trabajo de grado para optar por el título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia. 86 p.

ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. Science. 104:262-270.

ODUM, E. P. 1982. Ecología. México, Interamericana, 3ª edición.

OPITZ, S. 1993. A quantitative model of the trophic interactions in a Caribbean coral reef ecosystem.:259-267.

OPITZ, S. 1996. Trophic interactions in Caribbean coral reefs. ICLARM. Tech Rep. 43, Makati, Filipinas. 341 p.

OSORIO-DUALIBY, D. Y M. BÁEZ-HIDALGO (2002): Análisis de la pesquería en la bocona *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) (Pisces: Clupeiformes) en el sector costero, Isla de Salamanca, Caribe Colombiano. Rev. Invest. Mar. 23(2): 105-112

OSPINA, J.F. & F.I. PARDO. 1993. Evaluación del estado de madurez gonadal y los hábitos alimenticios de la ictiofauna presente en la Bahía de Cartagena. Tesis de Licenciatura, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 180 p.

PALOMARES, M.L. AND D. PAULY. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 40:259-273.

PARRA, B.J. 1984. Análisis del contenido estomacal y hábitos alimenticios de la camiguana *Anchoa parva* (Meek y Hildebrande, 1923), (Pisces: Engraulidae) del Golfo de Cariaco, Edo. Sucre, Venezuela. Bol Inst. Oceanogr. Venezuela Univ. Oriente 23: 3-13.

PARRA, B. 1996. Relación Longitud-Peso, factor de condición e índice hepático de *Haemulon aurolineatum* (Cuvier: 1830) (Pisces: Haemulidae) de la Isla de Cubagua, Venezuela. Acta Cient. Venez. 47(1).

PATIÑO, F. & FLÓREZ F. 1993. Estudio ecológico del golfo de Morrosquillo. Universidad Nacional de Colombia – Fondo “FEN” de Colombia.

PAULY, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock. J. Cons. int Explor. Mer, 39:175-192.

-----, 1989. Food consumption by tropical and temperate fish populations: some generalizations. J. Fish Biol. 35: 11-20.

PAULY, D., V. SAMBILAY & S. OPITZ. 1993. Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate population, required for modelling the Bolinao reef ecosystem, Philippines, p. 236-251. In V. Christensen & D. Pauly (eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, Makati, Filipinas.

PAULY, D. y V. CHRISTENSEN. 1995. Primary production requerid to sustain global fisheries. *Nature*. 374: 255-257.

PAULY, D, PITCHER T, PREIKSHOT D.1998.Back to the future: Reconstructing the Strait of Georgia ecosystem.

PAULY, D., V. CHRISTENSEN & WALTERS. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries, *ICES journal of Marine Science*. 57: 697 – 706.

PENCHASZADEH, P.E. & M.E. LERA. 1983. Alimentación de tres especies tropicales de Luidia (Echinodermata, Asteroidea) en Golfo Triste, Venezuela. *Carb. Journ Sc*. 19: 1-2.

PEÑA J. R., J. R. CANTERA y C. OROZCO. 2001 Relaciones tróficas en el estuario del río Dagua. Costa Pacifica colombiana. XI Congreso Latinoamericano de Ciencias de Mar. 2001. Sesión Sistemas estuarinos, lagunas costeras y áreas protegidas: 471. San Andrés – Colombia.

PINILLA, G.A. 1986. Ecología trófica del jurel (*Caranx hippos* Linnaeus, 1766), la Cojinoa (*Caranx crysos* Mitchill, 1815) y el ojo gordo (*Selar crumenophtalmus* Bloch,1793) (Pisces: Carangidae), en aguas costeras del departamento del Magdalena, Caribe colombiano. Tesis de Licenciatura, Universidad de Colombia, Bogotá, Colombia. 90 p.

PITTS, P.A. 1991. Comparative use of food and space by three Bahamian butterflyfishes. *Bull. Mar. Sci*. 48: 749-756.

PNUMA. 1996. A Call Action, Decisions and Ministerial Statement from Second Meeting of the conferece of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Jakarta, Indonesia, November 6 – 17 of 1995, UNEP. Switzerland, January 1996.

POSADA, P. C. 2005. Ecología trófica de *Elagatis bipinnulata* Quoy y Gaimard, 1825 (Pisces: Carangidae) y *Euthynnus alletteratus* Rafinesque, 1810 (Pisces: Scombridae) en la región de Taganga y Parque Nacional Natural Tayrona, Caribe Colombiano. Trabajo de grado para optar por el título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia. 86 p.

QUINTERO, A.J. 2000. Composición de la comunidad íctica de la Bahía de Cispatá, Caribe colombiano, y hábitos alimentarios de las especies del género *Mugil* presentes en el área. Tesis de Licenciatura, Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. 158 p.

RAMIREZ, R. R. 1984. Dieta alimenticia de la sierra *Scomberomorus brasiliensis* (Collette) 1978, del Jurel *Caranx hippos* (Linnaeus) 1766 y de las cojinuas *Caranx* sp. presentes en la zona costera aledaña a Cartagena, Colombia. Trabajo de grado para optar por el título de Biólogo Marino. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 68 p.

RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Ocean.* Miami 5: 665-847.

REYES, A.A. 1999. Hábitos alimentarios y algunos aspectos reproductivos de la cojino negra *Caranx crysos* (Mitchill, 1815) capturada con chinchorro en la bahía de Taganga, Caribe colombiano Tesis de Licenciatura, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Santa Marta, Colombia. 131 p.

RINCÓN, M.C., M.F. HUQ & I. RAMÍREZ-ARREDONDO. 1988. Aspectos alimenticios de la sardina, *Sardinella aurita* Valenciennes, 1847 (Pises: Clupeidae) de los alrededores de la región de la Península de Araya y alrededores de la Islas de Coche y Cabagua, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela, Univ. Oriente* 27:129-143.

ROBERTSON, A. I. 1979. The relationship between annual production ratio and lifespans for marine macrobenthos, *Oecologia* 38: 193-202.

ROCHA-RAMÍREZ, A., S. CHÁZARO-OLVERA & P.M. MUELLER-MEIER. 1992. Ecología del género *Callinectes* (Brachyura: Portunidae) en seis cuerpos de aguas costeros del estado de Veracruz, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM* 19: 33-41.

RUEDA, M., D. MARMOL, E.A. VILORIA, O. DONCEL, F. RICO- MEJIA, L. GARCIA Y A. GIRON. 2010. Identificación, ubicación y extensión de caladeros de pesca artesanal e industrial en el territorio marino-costero de Colombia. Informe Técnico Final. INVEMAR, ANH, MADR, INCODER. Santa Marta, 147 p.

RUEDA, M., E.A. VILORIA, F. RICO- MEJIA, D. MARMOL, J. VIAÑA., J. GOMEZ-LEÓN., M. SANTOS-ACEVEDO., C.A. PUENTES-ACOSTA y L.M. LONDOÑO-DIAZ. 2011. Estado de los recursos sometidos a explotación (269-273). En: INVEMAR. Informe del Estado de los Ambientes y Recursos Marinos y Costeros en Colombia. Año 2010. Serie de Publicaciones Periódicas No. 8. Santa Marta, 322 p.

SALCIDO-GUEVARA, L. A. 2006. Estructura y flujos de biomasa en un ecosistema bentónico explotado en el sur de Sinaloa, México. Tesis de maestría. CICIMAR, La Paz, B. C. S. México. 84 p.

SANDERS, M 1998. Efectos de las Relaciones Depredador-Presa en las Estrategias de Explotación y la Ordenación de la Pesca, EN: Resultados de la conferencia de Kyoto, FAO, Departamento de pesca, FAO, Roma. (www.fao.org/WAICEN1/FAO/INFO/FISHER1/agreem/Kyoto/PI34P).

SANTACRUZ, A. R. 1989. Contribución al estudio ecológico pesquero de la fauna íctica acompañante en la pesca de arrastre de camarón por barcos arrastreros en el Golfo de Morrosquillo, Mar Caribe colombiano. Tesis de grado, Universidad nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.

SATHYENDRANATH, S., STUART, V., NAIR, A., OKA, K., NAKANE, T., BOUMAN, H., FORGET, M-H., et al. 2009. Carbon-to-chlorophyll ratio and growth rate of phytoplankton in the sea. Marine Ecology Progress Series, 383: 73–84.

SCHMIDT, T.W. 1989. Food habits length-Weight relationship and condition factor of young great barracuda *Syphraena barracuda* (Walbaum), from Florida bay, Everglades National Park, Florida. Bull. Mar. Sci. 44: 163-170.

SEDBERRY, G.R. & N. CUELLAR. 1993. Planktonic and benthic feeding by the reef-associated vermilion snapper, *Rhomboplites aurorubens* (Teleostei, Lutjanidae). Fish. Bull. 91: 699-709

SEIJO, J.C., O. DEFEO Y SALAS, S. 1997. Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo. FAO. Documento técnico de Pesca. N° 368. Rome, FAO. 176p.

SHERMAN, K. AND L.M. ALEXANDER (eds.). (1986). Variability and management of large marine ecosystems. AAAS Selected Symposium 99. Westview Press, Boulder, CO, USA. 319 p.

SHERMAN, K., L. M. ALEXANDER, and B.D. GOLD (eds.) 1991. Food Chains, Yields, Models, and Management of Large Marine Ecosystems. Westview Press, Boulder, CO.

SIERRA, L.M., R. CLARO AND O.A. POPOVA. 1994. Alimentación y relaciones tróficas, p. 263-284. In R. Claro (ed.) Ecología de los peces marinos de Cuba. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba by Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico

SIERRA, P.C. 1996. Biología, ecología y algunos aspectos pesqueros del róbalo *Centropomus undecimalis*. Tesis de grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, Colombia. 163 p.

SINCLAIR, M., R. O'BOYLE, L. BURKE y S. D' ENTREMENT. 1999. Incorporating Ecosystem Objectives within Fisheries Management Plans in the Maritime Region of Atlantic Canada, paper ICES Journal of Marine Sciences, CM 1999/Z03.

SPARRE, P. y VENEMA, S.C. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros Tropicales. Parte 1. Manual. FAO. Documento Técnico de Pesca. Valparaíso, Chile, 306 (1): 420 pp.

SPRUNG, M., 1993: Estimating macrobenthic secondary production from body weight and biomass: a field test in a nonboreal intertidal habitat. Mar. Ecol. Prog. Ser., 100: 103–109.

TATA, A. & A. PRIETO. 1991. Producción secundaria en una población del bivalvo tropical *Tivela mactroides* (Veneridae) en el Oriente de Venezuela. Carib. J. Sci. 21: 63-73.

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.

TÍJARO R., M. RUEDA Y A. SANTOS-MARTÍNEZ. 1998. Dinámica poblacional del Chivo mapalé *Cathorops spixii* en la Ciénaga Grande de Santa Marta y Complejo de Pajarales, Caribe colombiano. Bol. Inv. Mar. Cost., 27: 87-102.

TORRES-SANABRIA, C. 2009. Los balances tróficos y los desequilibrios económicos: aproximación a los lagos amazónicos colombianos. Bogotá, Colombia, Ambiente y Desarrollo: volumen XIII No. 25, julio-diciembre de 2009. P 39-61.

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.

TUCK, I., HALL, S.J., ROBERTSON, M., ARMSTRONG, E. Y BAS-FORD, D.J. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. Marine Ecology Progress Series, 162, 227±242.

ULANOWICZ, R.E. 1986. Growth and development. Ecosystem phenomenology. Springer, Berlín, Alemania. 204 p.

VEGA-CENDEJAS ME, F, ARREGUIN & M. HERNÁNDEZ. 1993. Trophic fluxes on the campeche, Campeche Bank, México. pp. 206-213 In Christensen V. and Pauly D. (eds) Trophic models of aquatic ecosystems, ICLAEM Conf. Proc.

VERITA, P.G. 1998. Whyis relating plankton community structure to pelagic production so problematic? S. Arf. S. Mar. Sci. 19, 333- 338.

VIÑA-VIZCAINO. 2005. Compilación de los monitoreos ambientales efectuados por ACN en Coveñas para estudiar la ecología del golfo de Morrosquillo. Ecopetrol, Gerencia de Transporte, Terminal Marítimo Coveñas. 198 p. + anexos.

VON-SHILLER, D. & C.B. GARCÍA. 2000. Observations on the diet of *Balistes vetula* (Pisces: Balistidae) in the Gulf of Salamanca Colombian Caribbean. Bol. invest. Mar. Cost. 29: 35-40.

WALTERS, C.J., V. CHRISTENSEN y D. PAULY. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystem from trophic mass balance assessments. Review Fish Biology Fisheries. 7: 139-172.

WOLFF, M., H.J. HARTMANN & V. KOCH. 1996. A pilot trophic model for Golfo Dulce, a fjord-like tropical embayment, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 44 (Supl.3): 215-231

WOLFF, M., V. KOCH, J. BAUTISTA & J.A. VARGAS. 1998. A trophic flow model of the Golfo the Nicoya, Costa Rica. Rev. Biol. Trop 46. (Supl. 6): 63-79.

ZETINA-REJÓN, M.J., ARREUÍN-SÁNCHEZ, F., CHÁVEZ, E.A. (2003) Trophic structure and flows of energy in the HuizacheCaimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. Estuar Coast Shelf Sci 57:803–815

ZÚÑIGA, H., J. ALTAMAR y L. MANJARRÉS. 2004. Colombia: Caracterización tecnológica de la flota de arrastre camaronero del Mar Caribe de Colombia. Technical report.REBYC (EP/GLO/201/GEF). FAO, UNEP. Disponible en: ftp://ftp.fao.org/FI/DOCUMENT/rebyc/colombia/Fishing_Technology_Atlantic_Coast_PPR_1.pdf. [Revisado: 7 de febrero de 2011].

8. ANEXOS

Anexo 1. Lista de especies presentes en el ecosistema de fondos blandos del golfo de Morrosquillo. Se indican los porcentajes en biomasa con los que se calcularon los promedios ponderados de las tasas de consumo (q/B) y producción (P/B). En rojo se resaltan aquellas tasas que fueron asociadas a especies congéneres o de hábitos tróficos y patrones ontogénicos similares, cuando no existía una estimación específica para una taxón en particular.

Grupo funcional	Taxón	Biomasa (t/km ²)	% biomasa	Q/B	P/B	Q/B ponderado	P/B ponderado
Aves marinas	Aves marinas			79,68	1,95	79,68	1,95
Total Aves marinas			0,00	79,68	1,95	79,68	1,95
Mamíferos marinos	<i>Sotalia fluviatilis</i>	0,0640	100,00%	28,00	0,05	28,00	0,05
	Mamíferos marinos		0,00%		0,05	0,00	0,00
Total Mamíferos marinos		0,0640	0,01	28,00	0,05	28,00	0,05
Pelágico grande	<i>Echeneis naucrates</i>	0,0750	43,15%	7,70	0,37	3,32	0,16
	<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	0,0268	15,44%	14,94	0,17	2,31	0,03
	<i>Trichiurus lepturus</i>	0,0151	8,72%	9,20	0,37	0,80	0,03
	<i>Scomberomorus cavalla</i>	0,0137	7,91%	9,15	0,37	0,72	0,03
	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	0,0103	5,91%	14,94	0,17	0,88	0,01
	<i>Rachycentron canadum</i>	0,0075	4,33%	4,00	0,37	0,17	0,02
	<i>Caranx hippos</i>	0,0065	3,76%	11,00	0,37	0,41	0,01
	<i>Carcharhinus limbatus</i>	0,0047	2,69%	7,90	0,17	0,21	0,00
	<i>Carangoides bartholomaei</i>	0,0047	2,69%	9,00	0,37	0,24	0,01
	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	0,0041	2,36%	11,55	0,37	0,27	0,01
	<i>Scomberomorus regalis</i>	0,0031	1,76%	13,30	0,37	0,23	0,01
	<i>Alectis ciliaris</i>	0,0022	1,28%	11,00	0,37	0,14	0,00
	<i>Coryphaena hippurus</i>		0,00%	3,80			
	<i>Megalops atlanticus</i>		0,00%	10,40			
	<i>Euthynnus alletteratus</i>		0,00%	11,25	0,37		
	<i>Elops saurus</i>		0,00%	15,05			
	<i>Sphyraena barracuda</i>		0,00%	3,65			
	<i>Ablennes hians</i>		0,00%	10,90			
	<i>Tylosurus crocodilus</i>		0,00%	10,60			
	<i>Tylosurus acus</i>		0,00%	8,30			
	<i>Carcharhinus spp.</i>		0,00%		0,17		
	<i>Tylosurus spp.</i>		0,00%	9,80			
	<i>Caranx latus</i>		0,00%	17,75			
	<i>Scomberomorus maculatus</i>		0,00%	11,00			
Total Pelágico grande		0,1737	0,02	10,06	0,27	9,73	0,32
Pelágico mediano	<i>Sphyrna spp.</i>	0,0364	28,42%	11,55	1,86	3,28	0,53
	<i>Sphyraena picudilla</i>	0,0170	13,29%	10,75	1,86	1,43	0,25

	<i>Trachinotus falcatus</i>	0,0162	12,61%	9,35	1,86	1,18	0,23
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,0125	9,74%	15,25	3,03	1,49	0,29
	<i>Caranx crysos</i>	0,0082	6,39%	9,65	1,86	0,62	0,12
	<i>Sphyraena guachancho</i>	0,0081	6,35%	8,95	1,86	0,57	0,12
	<i>Oligoplites saurus</i>	0,0068	5,30%	11,96	1,86	0,63	0,10
	<i>Caranx ruber</i>	0,0063	4,93%	10,45	1,86	0,52	0,09
	<i>Decapterus sp.</i>	0,0045	3,47%	13,50	1,86	0,47	0,06
	<i>Decapterus punctatus</i>	0,0045	3,47%	13,92	1,86	0,48	0,06
	<i>Selene vomer</i>	0,0043	3,33%	13,15	1,86	0,44	0,06
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	0,0027	2,10%	9,60	1,86	0,20	0,04
	<i>Oligoplites saliens</i>	0,0007	0,55%	11,96	1,86	0,07	0,01
	<i>Caranx sp.</i>	0,0001	0,05%	12,00	1,86	0,01	0,00
	<i>Hyporamphus unifasciatus</i>		0,00%	40,40			
	<i>Carangidae</i>		0,00%	7,90	0,70		
	<i>Trachinotus goodei</i>		0,00%	14,85			
	<i>Sphyrna tiburo</i>		0,00%	11,55			
	Pelágico mediano		0,00%	7,90	0,70		
	<i>Trachinotus carolinus</i>		0,00%	8,20			
Total Pelágico mediano		0,1281	0,01	12,00	1,86	11,37	1,98
Pelágico pequeño	<i>Cetengraulis edentulus</i>	0,0351	27,59%	13,20	4,92	3,64	1,36
	<i>Opisthonema oglinum</i>	0,0290	22,82%	13,20	2,70	3,01	0,62
	<i>Harengula jaguana</i>	0,0200	15,76%	13,95	2,75	2,20	0,43
	<i>Sardinella aurita</i>	0,0151	11,90%	13,20	2,75	1,57	0,33
	<i>Pellona harroweri</i>	0,0122	9,58%	13,30	2,75	1,27	0,26
	<i>Selene setapinnis</i>	0,0074	5,80%	14,45	1,40	0,84	0,08
	<i>Peprilus paru</i>	0,0035	2,71%	13,20	2,75	0,36	0,07
	<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,0030	2,36%	13,20	2,75	0,31	0,06
	<i>Selar crumenophthalmus</i>	0,0019	1,47%	12,00	2,23	0,18	0,03
	<i>Anchoa spp.</i>		0,00%	20,00			
	<i>Jenkinsia lamprotaenia</i>		0,00%	22,83			
	Pelágico pequeño		0,00%	13,95	2,75		
	<i>Harengula clupeiola</i>		0,00%	13,88			
	<i>Anchoa hepsetus</i>		0,00%	36,80			
	<i>Harengula humeralis</i>		0,00%	13,34			
Total Pelágico pequeño		0,1271	0,01	15,93	2,56	13,38	3,25
Demersal grande	<i>Cynoscion acoupa</i>	0,0563	9,20%	8,90	1,19	0,82	0,11
	<i>Gymnura micrura</i>	0,0457	7,46%	6,85	1,19	0,51	0,09
	<i>Bagre marinus</i>	0,0418	6,83%	8,65	0,80	0,59	0,05
	<i>Prionotus punctatus</i>	0,0398	6,50%	8,00	1,19	0,52	0,08
	<i>Lutjanus synagris</i>	0,0381	6,23%	7,50	1,80	0,47	0,11
	<i>Aetobatus narinari</i>	0,0363	5,93%	6,85	1,19	0,41	0,07

	<i>Bagre bagre</i>	0,0335	5,48%	4,00	0,80	0,22	0,04
	<i>Xenomystax bidentatus</i>	0,0330	5,39%	3,60	0,75	0,19	0,04
	<i>Enchelycore nigricans</i>	0,0309	5,05%	5,47	0,75	0,28	0,04
	<i>Myliobatis freminvilli</i>	0,0293	4,78%	6,85	1,19	0,33	0,06
	<i>Nebris microps</i>	0,0222	3,62%	8,70	1,19	0,32	0,04
	<i>Diplectrum spp.</i>	0,0214	3,50%	5,20	1,10	0,18	0,04
	<i>Cynoscion virescens</i>	0,0182	2,97%	8,90	1,19	0,26	0,04
	<i>Cynoscion spp.</i>	0,0168	2,74%	8,90	1,19	0,24	0,03
	<i>Cynoponticus savanna</i>	0,0161	2,63%	3,60	0,75	0,09	0,02
	<i>Paraconger sp.</i>	0,0161	2,62%	3,60	0,75	0,09	0,02
	<i>Albula nemoptera</i>	0,0156	2,55%	15,00	1,19	0,38	0,03
	<i>Rhinoptera sp.</i>	0,0145	2,37%	6,85	1,19	0,16	0,03
	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	0,0134	2,19%	3,60	0,75	0,08	0,02
	<i>Centropomus spp.</i>	0,0114	1,86%	7,40	2,77	0,14	0,05
	<i>Dasyatis sp.</i>	0,0081	1,33%	6,15	1,05	0,08	0,01
	<i>Albula vulpes</i>	0,0074	1,21%	14,80	1,19	0,18	0,01
	<i>Micropogonias furnieri</i>	0,0069	1,13%	7,50	1,51	0,08	0,02
	<i>Saurida normani</i>	0,0060	0,98%	11,75	1,19	0,12	0,01
	<i>Scorpaena plumieri</i>	0,0053	0,87%	6,75	1,10	0,06	0,01
	<i>Conger sp.</i>	0,0038	0,61%	3,60	0,75	0,02	0,00
	<i>Chaetodipterus faber</i>	0,0037	0,61%	11,15	1,83	0,07	0,01
	<i>Batrachoides surinamensis</i>	0,0037	0,60%	8,70	1,19	0,05	0,01
	<i>Rhynchoconger flavus</i>	0,0033	0,54%	3,60	0,75	0,02	0,00
	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0,0030	0,49%	8,90	1,19	0,04	0,01
	<i>Brotula barbata</i>	0,0026	0,42%	8,70	1,19	0,04	0,01
	<i>Rhinobatos percellens</i>	0,0025	0,41%	10,40	1,05	0,04	0,00
	<i>Rypticus randalli</i>	0,0023	0,38%	5,20	1,10	0,02	0,00
	<i>Diplectrum bivittatum</i>	0,0012	0,20%	5,20	1,10	0,01	0,00
	<i>Hoplunnis schmidtii</i>	0,0009	0,14%	3,60	0,75	0,00	0,00
	<i>Rypticus saponaceus</i>	0,0007	0,11%	6,30	1,10	0,01	0,00
	<i>Lutjanus vivanus</i>	0,0005	0,08%	7,90	1,80	0,01	0,00
	<i>Centropomus undecimalis</i>		0,00%	8,18	2,77		
	<i>Gymnothorax moringa</i>		0,00%	4,60			
	<i>Mycteroperca bonaci</i>		0,00%	3,00			
	<i>Hypoplectrus nigricans</i>		0,00%	14,05			
	<i>Epinephelus morio</i>		0,00%	5,75			
	<i>Epinephelus itajara</i>		0,00%	7,50			
	<i>Hypoplectrus puella</i>		0,00%	14,38			
	<i>Cephalopholis cruentata</i>		0,00%	8,10			
	<i>Epinephelus striatus</i>		0,00%	4,30			
	<i>Mugil curema</i>		0,00%	25,74	1,00		
	<i>Ginglymostoma cirratum</i>		0,00%	5,85			

	<i>Cephalopholis fulva</i>		0,00%	8,75			
	<i>Lutjanus cyanopterus</i>		0,00%	6,25			
	<i>Epinephelus adscensionis</i>		0,00%	7,05			
	<i>Lutjanus griseus</i>		0,00%	6,60			
	<i>Bothus lunatus</i>		0,00%	6,00	1,90		
	<i>Lutjanus jocu</i>		0,00%	5,00			
	<i>Epinephelus niveatus</i>		0,00%	9,30			
	<i>Lutjanus mahogoni</i>		0,00%	10,50			
	<i>Epinephelus guttatus</i>		0,00%	6,35			
	<i>Lutjanus analis</i>		0,00%	4,85	1,31		
	<i>Kyphosus sectatrix</i>		0,00%	24,03			
	<i>Lobotes suranimensis</i>		0,00%		0,50		
	<i>Gymnothorax vicinus</i>		0,00%	5,00			
	<i>Gymnothorax funebris</i>		0,00%	2,90			
Total Demersal grande		0,6123	0,06	8,70	1,19	7,14	1,13
Demersal mediano	<i>Larimus breviceps</i>	0,0528	7,64%	7,35	4,41	0,56	0,34
	<i>Lepohidium spp.</i>	0,0508	7,35%	6,50	1,90	0,48	0,14
	<i>Diodon hystrix</i>	0,0435	6,29%	4,00	1,86	0,25	0,12
	<i>Diapterus rhombeus</i>	0,0412	5,95%	12,60	1,86	0,75	0,11
	<i>Umbrina coroides</i>	0,0404	5,84%	8,85	1,14	0,52	0,07
	<i>Syacium spp.</i>	0,0369	5,34%	6,50	1,90	0,35	0,10
	<i>Narcine brasiliensis</i>	0,0350	5,07%	9,00	1,05	0,46	0,05
	<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,0340	4,91%	5,50	1,00	0,27	0,05
	<i>Synodus spp.</i>	0,0316	4,57%	7,90	1,00	0,36	0,05
	<i>Porichthys plectrodon</i>	0,0288	4,17%	10,45	1,86	0,44	0,08
	<i>Achirus spp.</i>	0,0208	3,00%	11,60	1,90	0,35	0,06
	<i>Polydactylus virginicus</i>	0,0177	2,56%	10,80	1,86	0,28	0,05
	<i>Balistes capricus</i>	0,0172	2,49%	19,18	1,57	0,48	0,04
	<i>Upeneus parvus</i>	0,0157	2,27%	12,10	1,86	0,27	0,04
	<i>Aluterus monoceros</i>	0,0155	2,24%	10,35	1,57	0,23	0,04
	<i>Diapterus auratus</i>	0,0147	2,13%	12,70	1,86	0,27	0,04
	<i>Pomadasys spp.</i>	0,0134	1,93%	9,40	2,28	0,18	0,04
	<i>Acanthostracion quadricornis</i>	0,0122	1,77%	20,35	1,57	0,36	0,03
	<i>Sphoeroides spengleri</i>	0,0121	1,74%	11,65	1,00	0,20	0,02
	<i>Loligo spp.</i>	0,0115	1,66%	16,64	1,86	0,28	0,03
	<i>Syacium papillosum</i>	0,0108	1,56%	6,50	1,90	0,10	0,03
	<i>Priacanthus cruentatus</i>	0,0101	1,46%	11,80	1,86	0,17	0,03
	<i>Mugil incilis</i>	0,0083	1,20%	11,80	1,86	0,14	0,02
	<i>Aluterus schoepfii</i>	0,0081	1,17%	18,90	1,57	0,22	0,02
	<i>Haemulon parra</i>	0,0069	1,00%	9,70	1,24	0,10	0,01
	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	0,0068	0,99%	10,45	1,80	0,10	0,02

	<i>Menticirrhus americanus</i>	0,0066	0,96%	10,20	1,14	0,10	0,01
	<i>Calamus bajonado</i>	0,0066	0,95%	8,20	1,96	0,08	0,02
	<i>Calamus penna</i>	0,0066	0,95%	9,65	1,96	0,09	0,02
	<i>Conodon nobilis</i>	0,0064	0,93%	6,85	2,81	0,06	0,03
	<i>Bairdiella</i> spp.	0,0061	0,88%	8,85	1,14	0,08	0,01
	<i>Macrodon ancylodon</i>	0,0059	0,85%	8,85	1,14	0,08	0,01
	<i>Priacanthus arenatus</i>	0,0049	0,70%	9,35	1,86	0,07	0,01
	<i>Acanthostracion polygonius</i>	0,0046	0,67%	5,38	1,57	0,04	0,01
	<i>Dactylopterus volitans</i>	0,0044	0,64%	9,33	1,86	0,06	0,01
	<i>Scorpaena brasiliensis</i>	0,0043	0,62%	6,00	1,10	0,04	0,01
	<i>Cyclopsetta</i> spp.	0,0041	0,59%	6,50	1,90	0,04	0,01
	<i>Syacium</i> spp.	0,0039	0,57%	6,50	1,90	0,04	0,01
	<i>Saurida</i> spp.	0,0039	0,56%	4,27	1,86	0,02	0,01
	<i>Aluterus heudelotii</i>	0,0037	0,54%	15,10	1,57	0,08	0,01
	<i>Ophidion holbrookii</i>	0,0036	0,52%	6,50	1,90	0,03	0,01
	<i>Haemulon</i> spp. (<i>boschmae</i> o <i>steindachneri</i>)	0,0031	0,45%	9,00	1,24	0,04	0,01
	<i>Urobatis jamaicensis</i>	0,0026	0,37%	6,15	1,05	0,02	0,00
	<i>Gerres cinereus</i>	0,0026	0,37%	12,90	1,86	0,05	0,01
	<i>Haemulon plumieri</i>	0,0023	0,33%	11,35	1,24	0,04	0,00
	<i>Caulolatilus guppyi</i>	0,0021	0,31%	9,55	1,86	0,03	0,01
	<i>Pomacanthus arcuatus</i>	0,0021	0,31%	10,45	1,86	0,03	0,01
	<i>Scorpaena agassizii</i>	0,0021	0,30%	5,20	1,10	0,02	0,00
	<i>Scorpaena</i> spp.	0,0012	0,17%	5,20	1,10	0,01	0,00
	<i>Achiurus lineatus</i>	0,0008	0,11%	11,60	1,90	0,01	0,00
	<i>Aluterus</i> spp.	0,0003	0,04%	15,10	1,57	0,01	0,00
	<i>Ocyurus chrysurus</i>		0,00%		0,85		
	<i>Haemulon chrysargyreum</i>		0,00%	12,30			
	<i>Acanthurus coeruleus</i>		0,00%	26,40			
	<i>Achirus achirus</i>		0,00%	12,90	1,90		
	<i>Menticirrhus littoralis</i>		0,00%	7,50			
	<i>Anisotremus surinamensis</i>		0,00%	8,50			
	<i>Serranus tigrinus</i>		0,00%	17,44			
	<i>Haemulon sciurus</i>		0,00%	9,53	1,38		
	<i>Syacium micrurum</i>		0,00%	9,40	1,90		
	<i>Pomacanthus paru</i>		0,00%	20,95			
	<i>Synodus intermedius</i>		0,00%	9,65			
	<i>Anisotremus virginicus</i>		0,00%	9,80			
	<i>Mulloidichthys martinicus</i>		0,00%	11,34	2,80		
	<i>Archosargus rhomboidalis</i>		0,00%	24,92			
	<i>Serranus tabacarius</i>		0,00%	11,20			
	<i>Eugerres plumieri</i>		0,00%	10,70			
	<i>Lutjanus chrysurus</i>		0,00%	8,50			

	<i>Cyclopsetta chittendeni</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Syacium gunteri</i>		0,00%	13,20	1,90		
	<i>Pseudopeneus maculatus</i>		0,00%	9,80			
	<i>Haemulon carbonarium</i>		0,00%	11,62			
	<i>Lepophidium aporrhox</i>		0,00%	12,70			
	<i>Balistes vetula</i>		0,00%	8,20			
	<i>Saurida brasiliensis</i>		0,00%	12,35			
	<i>Synodus poeyi</i>		0,00%	15,80			
	<i>Haemulon bonariense</i>		0,00%	12,11			
	<i>Haemulon macrostomus</i>		0,00%	9,30			
	<i>Acanthurus bahianus</i>		0,00%	44,75			
	<i>Diapterus spp.</i>		0,00%		2,52		
	<i>Lutjanus apodus</i>		0,00%	5,15			
	<i>Lutjanus buccanella</i>		0,00%	14,30			
Total Demersal mediano		0,6914	0,07	11,80	1,86	9,32	1,83
Demersal pequeño	<i>Stellifer spp.</i>	0,0221	12,47%	11,05	2,75	1,38	0,34
	<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	0,0202	11,43%	11,05	2,75	1,26	0,31
	<i>Eucinostomus spp.</i>	0,0185	10,44%	12,25	3,04	1,28	0,32
	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,0138	7,78%	12,25	3,04	0,95	0,24
	<i>Symphurus tesellatus</i>	0,0133	7,53%	6,50	1,90	0,49	0,14
	<i>Prionotus stearnsi</i>	0,0131	7,41%	8,60	1,96	0,64	0,15
	<i>Thalassophryne maculosa</i>	0,0117	6,58%	10,19	1,96	0,67	0,13
	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	0,0070	3,95%	9,40	2,28	0,37	0,09
	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	0,0070	3,94%	11,05	2,75	0,44	0,11
	<i>Haemulon aurolineatum</i>	0,0068	3,86%	13,66	1,24	0,53	0,05
	<i>Trinectes paulistanus</i>	0,0057	3,23%	6,50	1,90	0,21	0,06
	<i>Symphurus plagusia</i>	0,0055	3,12%	6,50	1,90	0,20	0,06
	<i>Haemulon steindachneri</i>	0,0049	2,78%	9,00	1,24	0,25	0,03
	<i>Pristipomoides aquilonaris</i>	0,0046	2,61%	9,50	1,80	0,25	0,05
	Octopoda	0,0042	2,38%	7,30	1,96	0,17	0,05
	<i>Haemulon flavolineatum</i>	0,0042	2,37%	13,84	1,24	0,33	0,03
	<i>Ogcocephalus spp.</i>	0,0029	1,62%	10,19	1,96	0,17	0,03
	<i>Scorpaena calcarata</i>	0,0025	1,42%	4,35	1,10	0,06	0,02
	<i>Bellator ribeiroi</i>	0,0024	1,36%	10,19	1,96	0,14	0,03
	<i>Symphurus spp.</i>	0,0020	1,13%	6,50	1,90	0,07	0,02
	<i>Haliutichthys spp.</i>	0,0015	0,87%	10,19	1,96	0,09	0,02
	<i>Gymnachirus nudus</i>	0,0010	0,55%	6,50	1,90	0,04	0,01
	<i>Canthigaster rostrata</i>	0,0009	0,53%	13,07	1,00	0,07	0,01
	<i>Serranus phoebe</i>	0,0005	0,31%	5,20	1,10	0,02	0,00
	<i>Apogon spp.</i>	0,0004	0,23%	14,10	1,96	0,03	0,00
	<i>Ogcocephalus notatus</i>	0,0002	0,10%	10,19	1,96	0,01	0,00

	<i>Symphurus parvus</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Demersal pequeño</i>		0,00%	8,00	2,30		
	<i>Citharichthys spilopterus</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Chromis cyanea</i>		0,00%	14,01			
	<i>Eucinostomus argenteus</i>		0,00%	12,25	3,04		
	<i>Symphurus diomedianus</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Eucinostomus gula</i>		0,00%	11,80	2,07		
	<i>Engyophrys senta</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Citharichthys cornutus</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Citharichthys crossotus</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Serranus atrobranchus</i>		0,00%	13,10			
	<i>Apogon pseudomaculatus</i>		0,00%	14,10			
	<i>Dactyloscopus poeyi</i>		0,00%	6,50	1,90		
	<i>Apogon quadrisquamatus</i>		0,00%	14,10			
Total Demersal pequeño		0,1770	0,02	10,19	1,96	10,11	2,29
Peces arrecifales	<i>Chilomycterus antillarum</i>	0,0261	36,56%	6,50	1,92	2,38	0,70
	<i>Diodon holocanthus</i>	0,0180	25,25%	8,15	2,05	2,06	0,52
	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0,0089	12,46%	8,15	1,00	1,02	0,12
	<i>Odontoscion dentex</i>	0,0048	6,66%	10,65	1,92	0,71	0,13
	<i>Opistognathus lonchurus</i>	0,0043	6,09%	13,93	1,92	0,85	0,12
	<i>Cryptotomus roseus</i>	0,0042	5,92%	22,88	1,92	1,35	0,11
	<i>Antennarius spp.</i>	0,0025	3,49%	1,92	1,92	0,07	0,07
	<i>Stephanolepis setifer (S. hispidus)</i>	0,0012	1,64%	10,10	1,92	0,17	0,03
	<i>Hippocampus reidi</i>	0,0006	0,83%	13,93	1,92	0,12	0,02
	<i>Hippocampus erectus</i>	0,0006	0,77%	13,93	1,92	0,11	0,01
	<i>Hippocampus spp.</i>	0,0002	0,32%	13,93	1,92	0,04	0,01
	<i>Monacanthus ciliatus</i>		0,00%	13,50			
	<i>Sparisoma viride</i>		0,00%	22,88			
	<i>Equetus lanceolatus</i>		0,00%	8,70			
	<i>Fistularia tabacaria</i>		0,00%	8,50			
	<i>Equetus punctatus</i>		0,00%	8,85			
	<i>Grama loreto</i>		0,00%	17,05			
	<i>Diplogrammus pauciradiatus</i>		0,00%	17,60			
	<i>Halichoeres bivittatus</i>		0,00%	10,25			
	<i>Sargocentron vexillarium</i>		0,00%	14,70			
	<i>Halichoeres garnoti</i>		0,00%	10,60			
	<i>Stegastes fuscus</i>		0,00%	23,64			
	<i>Abudefduf taurus</i>		0,00%	29,95			
	<i>Bodianus rufus</i>		0,00%	6,80			
	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>		0,00%	31,45			
	<i>Nomeus gronovii</i>		0,00%		4,35		
	<i>Stegastes partitus</i>		0,00%		1,10		

	<i>Ophioblennius atlanticus</i>		0,00%	39,44			
	<i>Aulostomus maculatus</i>		0,00%	8,95			
	<i>Pareques acuminatus</i>		0,00%	10,00			
	<i>Abudefduf saxatilis</i>		0,00%	14,34			
	<i>Sparisoma chrysopterygum</i>		0,00%	25,30			
	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>		0,00%	11,40			
	<i>Sphoeroides nephelus</i>		0,00%	5,50	1,00		
	<i>Lachnolaimus maximus</i>		0,00%	5,35			
	<i>Stegastes leucostictus</i>		0,00%	18,04			
	<i>Lactophrys bicaudalis</i>		0,00%	5,50			
	<i>Lactophrys trigonus</i>		0,00%	7,75			
	<i>Thalassoma bifasciatum</i>		0,00%	11,50			
	<i>Holacanthus ciliaris</i>		0,00%	6,80			
	<i>Holacanthus tricolor</i>		0,00%	8,05			
Total Peces arrecifales		0,0713	0,01	13,93	1,92	8,86	1,84
<i>Dasyatis guttata</i>	<i>Dasyatis guttata</i>	0,1845	100,00%	6,15	1,05	6,15	1,05
Total <i>Dasyatis guttata</i>		0,1845	0,02	6,15	1,05	6,15	1,05
<i>Cathorops mapale</i>	<i>Cathorops mapale</i>	0,1955	100,00%	12,15	2,83	12,15	2,83
Total <i>Cathorops mapale</i>		0,1955	0,02	12,15	2,83	12,15	2,83
Penaeidae	<i>Farfantopenaeus notialis</i> - <i>Xiphopenaeus kroyeri</i> Objetivo	0,1490	100,00%	21,00	6,00	21,00	6,00
Total Penaeidae		0,1490	0,01	21,00	6,00	21,00	6,00
Portunidae	Portunidae	0,1969	38,58%	11,00	2,55	4,24	0,99
	<i>Lupella forceps</i>	0,1634	32,02%	11,00	3,07	3,52	0,98
	<i>Callinectes</i> spp.	0,0358	7,02%	11,00	3,07	0,77	0,22
	<i>Portunus spinimanus</i>	0,0325	6,37%	11,00	3,07	0,70	0,20
	<i>Portunus spinicarpus</i>	0,0310	6,07%	11,00	4,62	0,67	0,28
	<i>Portunus gibessi</i>	0,0247	4,84%	11,00	3,07	0,53	0,15
	Restos Portunidae	0,0087	1,70%	11,00	3,07	0,19	0,05
	<i>Portunus ventralis</i>	0,0080	1,57%	11,00	3,07	0,17	0,05
	<i>Arenaeus cribarius</i>	0,0047	0,92%	11,00	3,07	0,10	0,03
	<i>Callinectes sapidus</i>	0,0047	0,91%	11,00	3,07	0,10	0,03
Total Portunidae		0,5103	0,05	11,00	3,07	11,00	2,96
Stomatopoda	Stomatopoda	0,0141	77,20%	8,75	2,17	6,75	1,67
	<i>Squilla</i> spp.	0,0042	22,80%	8,75	2,17	1,99	0,49
Total Stomatopoda		0,0182	0,00	8,75	2,17	8,75	2,17
Crustaceos	Patatas de cangrejo	0,0424	19,55%	7,94	2,34	1,55	0,46
	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	0,0293	13,50%	21,00	6,00	2,83	0,81
	<i>Calappa</i> spp.	0,0248	11,44%	7,94	2,34	0,91	0,27
	Penaeidae	0,0213	9,81%	21,00	6,00	2,06	0,59
	<i>Mithrax</i> sp	0,0192	8,86%	7,94	2,34	0,70	0,21
	<i>Nancyplax vossi</i>	0,0180	8,32%	7,94	2,34	0,66	0,19

	<i>Panulirus argus</i>	0,0150	6,94%	7,94	2,34	0,55	0,16
	<i>Hepatus pudibundus</i>	0,0091	4,19%	7,94	2,34	0,33	0,10
	<i>Hepatus gronovii</i>	0,0059	2,75%	7,94	2,34	0,22	0,06
	Cabeza de camaron	0,0054	2,49%	21,00	6,00	0,52	0,15
	Leucosiidae	0,0046	2,11%	7,94	2,34	0,17	0,05
	<i>Persephona punctata punctata</i>	0,0032	1,47%	7,94	2,34	0,12	0,03
	Dromidae	0,0031	1,43%	7,94	2,34	0,11	0,03
	<i>Calapa sulcata</i>	0,0023	1,06%	7,94	2,34	0,08	0,02
	<i>Iliacantha liodactylus</i>	0,0023	1,05%	7,94	2,34	0,08	0,02
	<i>Pseudorhombila quadridentata</i>	0,0018	0,81%	7,94	2,34	0,06	0,02
	<i>Anasimus latus</i>	0,0017	0,79%	7,94	2,34	0,06	0,02
	<i>Dardanus fucosus</i>	0,0016	0,76%	7,94	2,34	0,06	0,02
	<i>Calapa nitida</i>	0,0009	0,39%	7,94	2,34	0,03	0,01
	<i>Pilumnus sayi</i>	0,0008	0,35%	7,94	2,34	0,03	0,01
	<i>Raninoides loevis</i>	0,0008	0,35%	7,94	2,34	0,03	0,01
	<i>Xiphopeneus kroyeri - Farfantopenaeus notialis</i>	0,0007	0,33%	21,00	6,00	0,07	0,02
	<i>Parthenope (Platylambrus) serrata</i>	0,0006	0,26%	7,94	2,34	0,02	0,01
	<i>Leiolambrus nitidus</i>	0,0005	0,25%	7,94	2,34	0,02	0,01
	<i>Stenocionops furcata coelata</i>	0,0005	0,22%	7,94	2,34	0,02	0,01
	Decapoda	0,0004	0,19%	7,94	2,34	0,02	0,00
	Macrura Reptantia	0,0002	0,11%	7,94	2,34	0,01	0,00
	<i>Scyllarus planorbis</i>	0,0002	0,08%	7,94	2,34	0,01	0,00
	<i>Stenorhynchus seticornis</i>	0,0002	0,08%	7,94	2,34	0,01	0,00
	<i>Porcellana sp.</i>	0,0001	0,05%	7,94	2,34	0,00	0,00
	<i>Scyciona tipica</i>	0,0001	0,03%	7,94	2,34	0,00	0,00
	Panuliridae	0,0000	0,00%	7,94	2,34	0,00	0,00
	Camarones		0,00%	20,14	5,88		
	<i>Upogebia sp</i>		0,00%		3,10		
	Pinnotheridae	0,0000	0,00%				
	<i>Munida sp.</i>	0,0000	0,00%				
	Crustaceos		0,00%	7,94	2,34		
Total Crustaceos		0,2167	0,02	16,36	4,33	11,35	3,29
Moluscos	<i>Strombus pugilis</i>	0,0524	31,12%	8,75	2,07	2,72	0,64
	<i>Phalium granulatum</i>	0,0264	15,69%	8,75	2,07	1,37	0,32
	<i>Laevicardium laevigatum</i>	0,0132	7,87%	8,75	0,83	0,69	0,07
	<i>Tonna galea</i>	0,0088	5,21%	8,75	2,07	0,46	0,11
	<i>Argopecten spp.</i>	0,0080	4,76%	8,75	0,83	0,42	0,04
	<i>Fasciolaria tulipa</i>	0,0072	4,28%	8,75	2,07	0,37	0,09
	<i>Euvola ziczac</i>	0,0071	4,24%	8,75	2,07	0,37	0,09
	<i>Laevityphis bullisi</i>	0,0061	3,62%	8,75	2,07	0,32	0,07
	Conchas vacias	0,0057	3,39%	8,75	2,08	0,30	0,07

	Gastropoda	0,0054	3,20%	8,75	2,07	0,28	0,07
	<i>Pecten ziczac</i>	0,0052	3,10%	8,75	0,83	0,27	0,03
	<i>Terebra</i> sp.	0,0049	2,92%	8,75	2,07	0,26	0,06
	<i>Conus</i> spp.	0,0043	2,54%	8,75	2,07	0,22	0,05
	<i>Circomphalus</i> spp.	0,0036	2,12%	8,75	0,83	0,19	0,02
	<i>Aequipecten lineolaris</i>	0,0030	1,77%	8,75	0,83	0,16	0,01
	<i>Amusium</i> spp.	0,0016	0,93%	8,75	0,83	0,08	0,01
	<i>Ostrea</i> sp.	0,0012	0,70%	8,75	0,83	0,06	0,01
	<i>Laevicardium levigatum</i>	0,0010	0,60%	8,75	0,83	0,05	0,00
	<i>Oliva</i> spp.	0,0009	0,56%	8,75	0,83	0,05	0,00
	<i>Pteria</i> sp.	0,0009	0,56%	8,75	0,83	0,05	0,00
	<i>Murex</i> spp.	0,0008	0,45%	8,75	0,83	0,04	0,00
	<i>Atrina seminuda</i>	0,0006	0,33%	8,75	0,83	0,03	0,00
	<i>Pecten</i> sp.	0,0001	0,03%	8,75	0,83	0,00	0,00
	<i>Chione cancellata</i>		0,00%		0,83		
	<i>Heterodonax bimeculatus</i>		0,00%		0,28		
	<i>Strombus gigas</i>		0,00%		2,07		
	<i>Tellina martinicensis</i>		0,00%		2,39		
	<i>Nerita tessellata</i>		0,00%		1,25		
	<i>Tectarius muricatus</i>		0,00%		1,35		
	<i>Macoma</i> sp.		0,00%		1,50		
	<i>Donax denticulatus</i>		0,00%		3,84		
	Moluscos		0,00%	8,75	2,08		
	<i>Yoldia</i> sp		0,00%		0,59		
	<i>Littorina lineolata</i>		0,00%		4,10		
	<i>Littorina ziczac</i>		0,00%		5,15		
Total Moluscos		0,1682	0,02	8,75	2,25	8,75	1,78
Equinodermos	Restos asteroidea	0,0287	20,77%	3,58	1,20	0,74	0,25
	Clypeasteroidea	0,0260	18,79%	3,58	1,20	0,67	0,23
	<i>Luidia senegalensis</i>	0,0204	14,74%	3,58	1,20	0,53	0,18
	<i>Oreaster reticulatus</i>	0,0190	13,71%	3,58	1,20	0,49	0,16
	<i>Astropecten</i> spp.	0,0105	7,58%	3,58	1,20	0,27	0,09
	Holoturidae	0,0081	5,84%	3,58	1,20	0,21	0,07
	<i>Luidia clathrata</i>	0,0068	4,94%	3,58	1,20	0,18	0,06
	<i>Echinaster (Othilia)</i> sp.	0,0059	4,23%	3,58	1,20	0,15	0,05
	Equinodermata restos	0,0044	3,18%	3,58	1,20	0,11	0,04
	<i>Eucidaris tribuloides</i>	0,0043	3,13%	3,58	1,20	0,11	0,04
	<i>Echinaster (Othilia) serpentarius</i>	0,0018	1,33%	3,58	1,20	0,05	0,02
	<i>Echinaster (Othilia) sentus</i>	0,0014	1,00%	3,58	1,20	0,04	0,01
	<i>Astropecten antillensis</i>	0,0005	0,38%	3,58	1,20	0,01	0,00
	<i>Astropecten aligator</i>	0,0005	0,36%	3,58	1,20	0,01	0,00

	Equinodermos		0,00%	4,00	1,20		
Total Equinodermos		0,1384	0,01	3,72	1,20	3,58	1,20
Infauna	<i>Nicon</i> sp	0,0059	59,55%	50,31	4,28	29,96	2,55
	Polychaeta	0,0040	40,45%	50,31	4,28	20,35	1,73
	Benthos		0,00%	17,00	4,70	0,00	0,00
	<i>Heteromastus filiformis</i>		0,00%	37,51	1,01	0,00	0,00
	<i>Terebellides stroemi</i>		0,00%	37,51	2,31	0,00	0,00
	Meiobentos		0,00%	52,93	8,44	0,00	0,00
	<i>Nereis</i> sp		0,00%	37,51	4,30	0,00	0,00
Total Infauna		0,0098	0,00	37,51	4,25	50,31	4,28
Zooplancton	Zooplancton	0,3810	100,00%	105,00	16,50	105,00	16,50
	Grupos zooplancton		0,00%		15,00	0,00	0,00
Total Zooplancton		0,3810	0,04	105,00	16,00	105,00	16,50
Fitoplancton	Fitoplancton	6,4900	100,00%		82,13	0,00	82,13
Total Fitoplancton		6,4900	0,62		82,13	0,00	82,13