

CARACTERIZACIÓN TEMPORAL Y ESPACIAL DE LA MACROINFAUNA BÉNTICA TROPICAL ALREDEDOR DE JAULAS SUMERGIDAS PARA EL CULTIVO DE PECES EN MAR ABIERTO

Por

Andrés Giovani Morales Núñez

Tesis sometida en cumplimiento parcial de los requisitos para el grado de

MAESTRO EN CIENCIAS

En

BIOLOGÍA

UNIVERSIDAD DE PUERTO RICO
RECINTO UNIVERSITARIO DE MAYAGÜEZ
2005

Aprobado por:

Mónica Alfaro, Ph.D.
Presidenta, Comité graduado

Fecha

Dallas E. Alston, Ph.D.
Miembro, Comité graduado

Fecha

Sonia Borges, Ph.D.
Miembro, Comité graduado

Fecha

Raúl Macchiavelli, Ph.D.
Miembro, Comité graduado

Fecha

Lucy Bunkley Williams, Ph.D.
Directora del Departamento

Fecha

José A. Marí Mutt, Ph.D.
Director de Estudios Graduados

Fecha

ABSTRACT

With the purpose of determining if some effect exists on the tropical benthic community by the food introduction, the production of metabolic remainders of the fish and the food remainders like result of the aquaculture in open sea. A spatial and temporal characterization of the benthic macroinfauna was done in response to the installation of two cages for open ocean fish culture placed 28 m deep and located 3.2 km south of Isla Culebra, Puerto Rico. Bimonthly samplings (October 2002 to October 2003) were made to obtain sediment samples north, south, east, west and at center sites under each cage and in a control site. Nutrient concentration, organic matter content, and sediment texture were determined. The low nutrient concentration was constant over time and space; a significant increase in organic matter content was observed only in October 2003. The Shannon-Wiener Index indicated no significant change in the benthic community in relation to the impact of this system through the study year. The current speed (20-30 cm/s) and the associated fauna around the cages seem to play an important role avoiding pollution in the area selected for this type of aquaculture.

RESUMEN

Con el fin de determinar si existe algún efecto sobre la comunidad béntica tropical por la introducción de alimento, la producción de desechos metabólicos de los peces y los residuos de alimento, como resultado de la actividad acuícola en mar abierto. Se hizo una caracterización espacial y temporal de la macroinfauna béntica en respuesta a la ubicación de dos jaulas para el cultivo de peces en mar abierto, a 28 m de profundidad y a 3.2 km al sur de la Isla Culebra, Puerto Rico. Se realizaron muestreos bimensuales (octubre 2002 a octubre 2003) obteniendo muestras de sedimento en los sitios norte, sur, este, oeste y centro debajo de cada jaula y en un punto control. Se determinó la concentración de nutrientes, contenido de materia orgánica y textura del sedimento. La baja concentración de nutrientes fue constante en tiempo y espacio, sólo se observó un aumento significativo en el contenido de materia orgánica en octubre de 2003. El índice de diversidad Shannon-Wiener no señaló un cambio significativo en la comunidad béntica con relación al impacto de este sistema durante el año de estudio. La velocidad de la corriente (20-30 cm/s) y la fauna asociada alrededor de las jaulas aparentan jugar un papel importante evitando la contaminación en el área seleccionada para este tipo de acuicultura.

DEDICATORIA

*A Julia Stella Nuñez y
Luís Ernesto Morales por
enseñarme a luchar, a
mis hermanos Luz y Pablo,
a mi abuelita, a toda mi
familia y a Dios.*

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo quiero manifestarle mi más sincero agradecimiento a la Dra. Mónica Alfaro Lozano, por confiar en mí, brindarme la oportunidad de estar acá y por ser esa persona que me brindó y me brinda todo su apoyo incondicionalmente en todo momento “MUCHAS GRACIAS”. A los doctores Dallas E. Alston y Alexis Cabarcas Núñez por permitirme desarrollar mi tesis dentro de su proyecto de investigación, ayudarme en la recolección de muestras, por su apoyo y consejos.

Por otro lado deseo, agradecer a Milton Carlo, Kelly Carbery, Bryan O’Hanlon, Joseph Ayzavian, Ivonne Bejarano, Carolina Hincapié, Johana, Nazira Mejia, Diana Beltrán y al Dr. Patrick Rapp por colaborar en la toma de muestras durante esos fines de semana “aburridos” en la Isla de Culebra. Al Dr. Abner Rodríguez y a Héctor Díaz por facilitarme su laboratorio. Al Dr. Raúl Macchiavelli por su ayuda con los análisis estadísticos.

Quiero agradecer al Departamento de Biología del Recinto Universitario de Mayagüez de la Universidad de Puerto Rico, donde conocí mucha gente que me brindó su amistad y colaboración, en especial a la Dra. Sonia Borges y María Méndez. A los doctores Manuel Valdez Pizzini y Juan G. González Lagoa, por su apoyo para llevar a cabo la identificación de los poliquetos. A mis amigos y compañeros de estudio, que fueron muchos, pero en especial a Jorge Viera, Javier Román, Jessica de Orbeta, Andrea

Arias, Mileydis Broche, Francisco Traverso, Roger Valle, Katherine Deliz y Giovanni Guarín

En México, agradezco al Dr. Alejandro Granados Barba por enseñarme y guiarme en la identificación de los poliquetos, a su grupo de trabajo en la Universidad Veracruzana (UV) y a su grupo de trabajo de la Universidad Autónoma de México (UNAM). Entre ellos se encuentran Sebastián Hernández, Ricardo Rojas, Nayelly Del Carmen Domínguez, Víctor Ochoa rivera y Alma Yazmín Pérez Mendoza. A la Dra. Vivianne Solís-Weiss por permitirme estar en su laboratorio de Ecología (poliquetos) Costera de Invertebrados y al Dr. Pablo Hernández Alcántara por su colaboración.

A mis amigos por brindarme su apoyo y saber que puedo contar con ellos, ya que esta amistad ha perdurado a lo largo de muchos años. Gracias, Nazira Mejía, Diana Beltrán, Carlos A. Prada, Milena Benavides, Giovani Rojas, Paola Rojas y Andrés Franco Herrera. Les doy un sincero agradecimiento.

A lo largo de mi vida siempre había contado con tres mujeres que me habían apoyado en todo, mi mami, mi hermana, que es mi ángel de la guarda, y mi abuelita. Al final de esta etapa de mi vida una de ellas ya no se encuentra junto a mi, pero sé que donde quiera que estés, abuelita, siempre vas a estar guiándome y protegiéndome.

Por último, agradecerle a esa personita que llegó a mi vida y es ahora mi novia, compañera, amiga, mi sostén y la razón de luchar y seguir adelante. Gracias por todo “OSITA”, te amo.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
TABLA DE CONTENIDO	VIII
LISTA DE TABLAS	X
LISTA DE FIGURAS	XI
INTRODUCCIÓN	1
MATERIALES Y MÉTODOS	7
RESULTADOS	14
Características físico-químicas	14
Temperatura	14
Salinidad	14
Oxígeno disuelto	14
Materia orgánica	15
Nutrientes	17
Ión Amonio (NH_4^+)	17
Nitritos (NO_2^- -N)	17
Nitratos (NO_3^- -N)	17
Fosfatos (PO_4^{-3} -P)	18
Entrada de alimento	19
Granulometría	21
Clasificación taxonómica de los organismos identificados durante el tiempo de estudio	21
Características biológicas	25
Características temporales	31

Diversidad	34
Características espaciales	35
Diversidad	37
Clasificación	38
Ordenación	39
DISCUSIÓN DE RESULTADOS	41
CONCLUSIONES	53
BIBLIOGRAFÍA	55
APÉNDICE	62

LISTA DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Variación temporal de la temperatura (°C), Salinidad (PSU) y oxígeno disuelto (mg/L) para las jaulas de sama-cobia y el punto control.	15
Tabla 2. Análisis granulométrico para los sitios de muestreo de cada una de las jaulas y el punto control.	21
Tabla 3. Lista de los poliquetos colectados durante el estudio.	22
Tabla 4. Lista de los moluscos colectados durante el estudio.	23
Tabla 5. Lista de los crustáceos y equinodermos colectados durante el estudio.	24
Tabla 6. Densidad (Número ind.*m ⁻²) de la macrofauna en la plataforma continental de algunas latitudes tropicales y subtropicales.	51

LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Tamaño y posición de las dos jaulas.	7
Figura 2. Ubicación de las jaulas de Snnaperfarm, Inc.	8
Figura 3. Ubicación de las estaciones dentro de cada jaula y la localización del punto control.	9
Figura 4. Toma, tamizado y fijación de muestras durante el tiempo de estudio.	10
Figura 5. Variación temporal en el contenido de materia orgánica (%) para la jaula de sama (a), jaula de cobia (b) y el punto control (c).	14
Figura 6. Promedio anual del contenido de materia orgánica (%) en los sitios de muestreo y el punto control.	14
Figura 7. Variación temporal de la concentración de los iones nitrato, nitrito, amonio y fósforo para las dos jaulas.	18
Figura 8. Variación temporal de la concentración de iones nitrato, nitrito, amonio y fósforo en los sitios de muestreo y el punto control.	19
Figura 9. Entrada total de alimento mensual acumulado para la jaula de sama y la jaula de cobia. Desde septiembre de 2002 hasta octubre de 2003.	20

Figura 10. Entrada de alimento mensual para la jaula de sama y la jaula de cobia. Desde septiembre de 2002 hasta octubre de 2003.	20
Figura 11. Abundancia total promedio de los organismos presentes durante el estudio para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control.	25
Figura 12. Abundancia relativa de las familias más abundantes para ambas jaulas y el punto control.	26
Figura 13. Abundancia total de las familias por grupos presentes durante todo el estudio para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control.	27
Figura 14. Abundancia total de las familias presentes por meses para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.	27
Figura 15. Abundancia de las familias presentes por estaciones para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.	28
Figura 16. Abundancia relativa total de los organismos por familias presentes para el grupo de los poliquetos durante todo el estudio.	29
Figura 17. Abundancia relativa total de los organismos por familias presentes para el grupo de los moluscos durante todo el estudio.	30
Figura 18. Abundancia relativa total de los organismos presentes para el grupo de los crustáceos durante todo el estudio.	30

Figura 19. Abundancia total promedio de organismos presentes por meses durante el estudio.	31
Figura 20. Abundancia promedio por grupos presentes durante los meses de estudio para la jaula de sama (a), jaula de cobia (b) y punto control (c).	32
Figura 21. Abundancia mensual promedio de organismos presentes en cada jaula y el punto control durante el tiempo de estudio: jaula de sama (a), jaula de cobia (b) y punto control (c).	33
Figura 22. Índice de diversidad Shannon-Wiener a través del tiempo de estudio para la jaula de sama la jaula cobia y el punto control.	34
Figura 23. Abundancia total promedio de los organismos presentes por estaciones y el punto control.	36
Figura 24. Abundancia promedio por grupos presentes por estaciones para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.	37
Figura 25. Índice de diversidad de Shannon-Wiener por estaciones para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.	38
Figura 26. Dendograma que muestra las asociaciones entre las estaciones durante el tiempo de estudio, formada a partir de la matriz de abundancia por familias, eliminando las familias menores al 2% y con la transformación $(LN(X+1))$.	39

Figura 27. Mapa de ordenación NMDS de las estaciones basado en la abundancia de las familias encontradas en el sitio de estudio.

40

INTRODUCCIÓN

Durante la última década se ha incrementado el cultivo de peces dentro de jaulas en mar abierto, razón por la cual se han creado políticas de manejo y control que permiten evaluar el impacto de esta nueva tecnología sobre los ecosistemas marinos. Varias empresas dedicadas a esta práctica han desarrollado mecanismos para evaluar si el impacto causado por la introducción de alimento y la producción de desechos por los peces cultivados se acumula en el lugar a través del tiempo. Se sabe que la acumulación de desechos orgánicos influye en las comunidades bénticas infaunales, las comunidades planctónicas, las propiedades del sedimento y, sobre todo, en la calidad del agua. Varios estudios de esta índole se han llevado a cabo en Canadá, Noruega, Grecia, Estados Unidos, España y Japón (Hargrave *et al.*, 1997; Lu y Wu, 1998; Karakassis, 2000; Hansen *et al.*, 2001; Bybee y Bailey-Brock, 2003; Grizzle *et al.*, 2003).

Aunque corrientes oceánicas pueden dispersar rápidamente los desechos orgánicos, con el tiempo el exceso de alimento y los desechos de los peces pueden depositarse debajo de las jaulas o alrededor de ellas, afectando así a las comunidades bénticas. En el análisis de la calidad de aguas marinas, la materia orgánica se considera el contaminante universal porque produce un enriquecimiento que ocasiona cambios en el número de especies, en la abundancia de organismos y en la biomasa de las comunidades (Méndez, 2002). En el bentos este tipo de contaminación puede eliminar a los macroinvertebrados de fondos blandos (Lu y Wu, 1998).

El papel del sedimento en el medio acuático es primordial, porque refleja lo que sucede en la columna de agua de acuerdo a la época del año (De La Lanza, 1986). Los cambios reflejados en las comunidades macrobénticas son de suma importancia debido a que los sedimentos, y en especial la fauna béntica, son buenos indicadores de contaminación. Méndez (2002) argumenta que los sedimentos y las comunidades macrobentónicas tienen “memoria” (en el primer caso química y en el segundo, ecológica) basada en los disturbios pasados y presentes del lugar. Entre los grupos presentes en la macroinfauna, los poliquetos han sido identificados como buenos indicadores de la contaminación orgánica. Ante el enriquecimiento orgánico, este grupo presenta un descenso en la riqueza de especies y un aumento en la abundancia de unas pocas especies (Tsutsumi, 1987; Méndez, 2002; Bybee y Bailey-Brock, 2003).

Los poliquetos de las familias Capitellidae, Spionidae y Cirratulidae son excelentes indicadores de diferentes grados de contaminación orgánica producto de las descargas domésticas (Méndez, 2002; Tsutsumi; 1987; Tsutsumi *et al.*, 1990). Por ejemplo, varias especies de *Capitella* se encuentran casi exclusivamente en hábitats perturbados, lo que sugiere que poseen características oportunistas que les permite ocupar este hábitat. Una de estas características es la presencia de un estadio larval planctónico que permite la dispersión en un área amplia. La especie *Capitella capitata* ha sido considerada como el indicador universal de contaminación en aguas marinas debido a su proliferación en sedimentos con mucha materia orgánica (Tsutsumi *et al.*, 1990).

Otra característica de los ecosistemas béticos es que la fauna vive en estrecha relación con el sustrato, lo cual hace relevante estudiar las relaciones que existen entre ambos (Méndez *et al.*, 1986). Los efectos que tiene el sustrato sobre la distribución de los organismos en el bentos se deben principalmente al tamaño del grano, la clasificación de los sedimentos y a los espacios intersticiales entre los granos de arena (Wieser, 1969). Dependiendo de estas propiedades, el tipo de sustrato puede sostener faunas características para la zona de estudio.

La mayoría de las investigaciones en las comunidades béticas de fondos blandos se han realizado en ambientes templados y, en un menor grado, en latitudes boreales, tropicales y subtropicales. A esto se suma que el cultivo dentro de las jaulas en mar abierto es nuevo para el área; esta combinación de factores permitirá un aumento en los estudios para caracterizar y evaluar el impacto de esta tecnología sobre los ecosistemas tropicales.

Se han realizado pocos estudios para determinar el efecto del cultivo de peces en jaulas en mar abierto dentro del territorio de los Estados Unidos. El primero se llevó a cabo en Hawaii por Bybee y Bailey-Brock (2003), en una jaula localizada aproximadamente a 2 km de la costa de Ewa Beach. En este sector no se encontró un cambio significativo en la abundancia temporal de los organismos, con la excepción de un incremento de dos especies de poliquetos, *Ophryotrocha adherens* (Dorvilleidae) y *Capitella capitata* (Capitellidae) debajo de las jaulas. Al finalizar el estudio los niveles de ambas especies recobraron sus valores normales. El segundo estudio se realizó a 10

km de la ciudad de Portsmouth, New Hampshire (Grizzel *et al.*, 2003). En este estudio se analizó el impacto de dos jaulas durante 4 años (1997-2000), encontrándose que los valores del contenido de materia orgánica se mantuvieron por debajo del 3 %, sin detectarse impacto sobre la comunidad béntica. Los poliquetos fueron el grupo dominante con cuatro familias: Spionidae, Paraonidae, Thyasiridae y Maldanidae seguidos por los bivalvos y los crustáceos.

La mayoría de los estudios realizados en el bentos marino en el Golfo de México se han centrado en la descripción taxonómica de los poliquetos. Estos estudios, entre los cuales se encuentran los de Granados-Barba y Solís-Weiss (1997); Ochoa-Rivera y asociados (2000) y Granados-Barba y colaboradores (2003), han permitido la descripción de nuevas especies y el reporte de primeros registros para la zona, permitiendo así la ampliación del conocimiento de la biogeografía de estos organismos.

Para la región de la costa del Caribe en Colombia hay varios trabajos sobre el macrobentos. Guzmán (1993) hizo una caracterización espacial de la comunidad macrozoobentónica de la plataforma continental del Departamento del Magdalena. Guzmán y García (1996) estudiaron el macrobentos en la Bahía de Santa Marta, mostrando una comunidad conformada por varias zonas que se diferencian entre sí por una disminución de la densidad, la diversidad y la riqueza de los géneros con respecto a la profundidad. Córdoba (1997) caracterizó la macrofauna béntica de fondos blandos, extendiéndose hasta el balneario El Rodadero. En esta región hubo una sola comunidad continua que se diferenció en zonas según incrementó la profundidad, siendo ésta el

factor principal determinante en la distribución y la estructura de la comunidad bentónica. López (1997) analizó la distribución espacial y temporal de la taxocenosis Mollusca-Crustacea y encontró que la distribución está determinada por un patrón de profundidad y una dominancia de los sedimentos tipo cieno, los cuales se distribuyen homogéneamente en tiempo y espacio.

En la región de Mingueo, Guajira (Caribe colombiano) se estudió la estructura de la taxocenosis Annelida-Mollusca (Guzmán-Alvis y Solano, 1997). Este estudio incluyó dos tipos de sedimentos: cienos (estaciones profundas) y arenas muy finas (estaciones cercanas a la costa). El número de individuos por estación varió de 153 a 399 (ind/0.15m²) y se observó una mayor diversidad a nivel de familia en las estaciones más profundas. En la región de Santa Marta se realizaron muestreos entre 7 y 60 m de profundidad durante dos años (Guzmán-Alvis *et al.*, 2001). Se reportó una densidad de 1499 (ind/m²) de poliquetos, crustáceos, sipuncúlidos, moluscos, briozoos y equinodermos. Los poliquetos fueron los más importantes en abundancia y biomasa.

Este estudio intenta determinar si existe algún impacto en la comunidad béntica por el aumento del contenido de materia orgánica ocasionado por la ubicación de dos jaulas de la compañía Snapperfarm. Inc, para el cultivo de cobia (*Rachycentron canadum* Linnaeus, 1766) y de sama (*Lutjanus analis* Linnaeus, 1758). Las jaulas localizadas a 3.2 km de la Isla de Culebra, Puerto Rico. Por otro lado, este estudio constituye la primera aportación sobre la composición taxonómica del bentos de esta región del Caribe.

Este trabajo surge de un convenio entre la compañía Snapperfarm. Inc, la University of Miami Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science (RSMAS) y la Universidad de Puerto Rico (RUM). Además, forma parte del proyecto titulado “Developing Production for Sustainable Offshore Cage Culture in Puerto Rican and Caribbean Waters” del Departamento de Ciencias Marinas, Universidad de Puerto Rico Recinto Universitario de Mayagüez.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se llevó a cabo al suroeste de la Isla de Culebra, Puerto Rico, donde hay dos jaulas para el cultivo de peces (Figura 1). Las jaulas están localizadas a 3.2 km de la costa, en los 18° 16 N y 65° 19 W (Figura 2), a una profundidad de 28 m (90 ft), con una corriente predominante con dirección noroeste a velocidad de 20-30 cm/seg (Capella, comunicación personal).

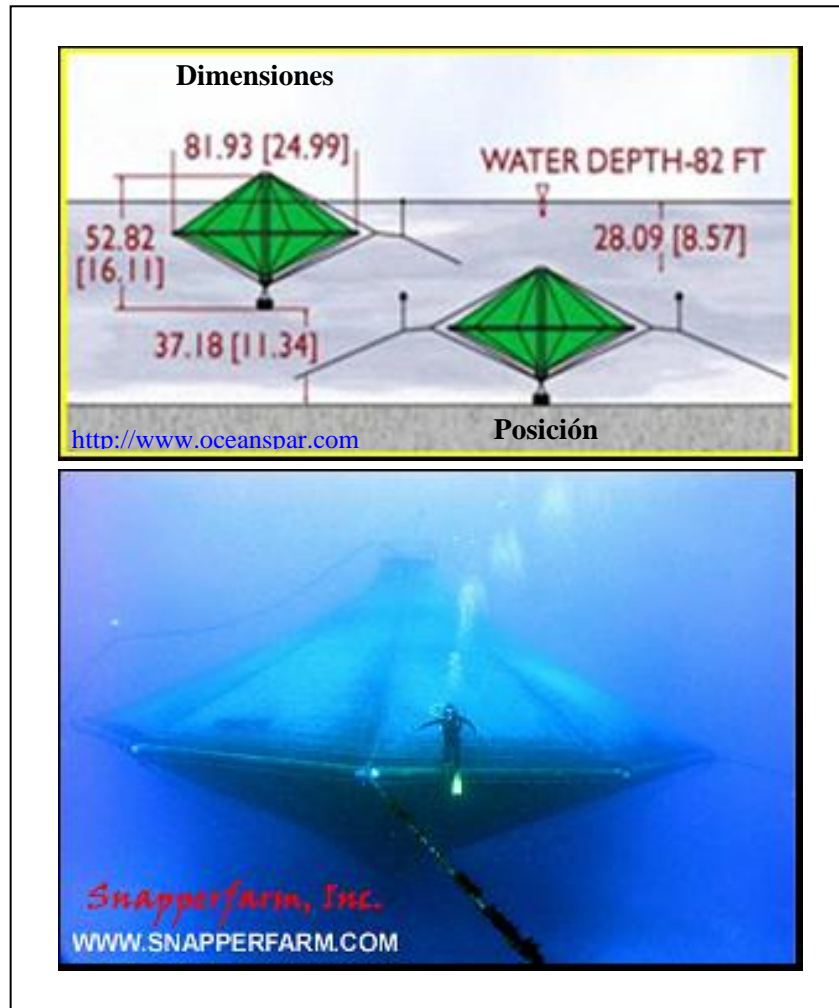


Figura 1. Tamaño y posición de las jaulas.

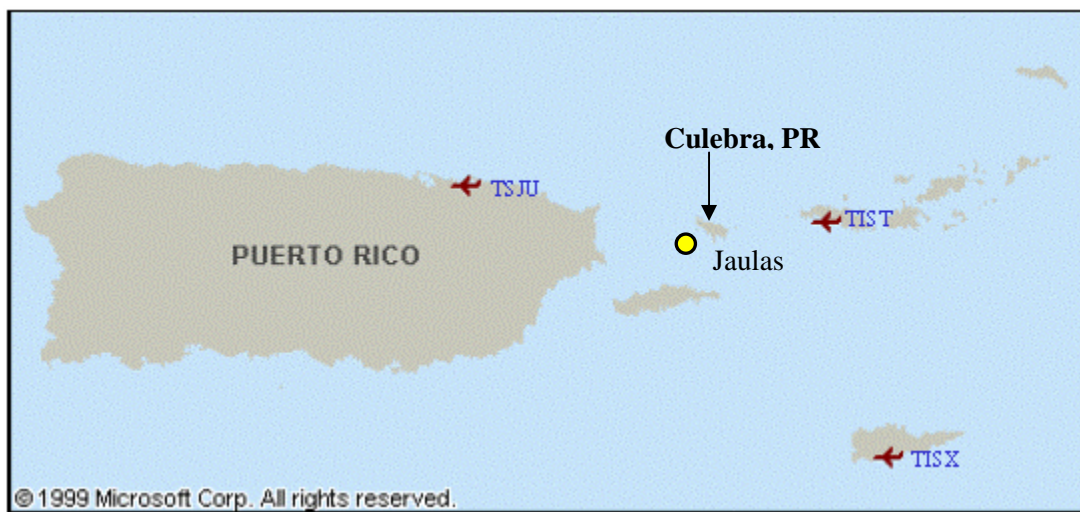


Figura 2. Ubicación de las jaulas de Snapperfarm, Inc.

Se hicieron muestreos bimensuales durante 13 meses (octubre de 2002 a octubre de 2003). Para la toma de muestras se ubicaron cinco puntos debajo de la jaula de sama *L. analis* (centro (Scen), norte (SamN), sur (SamS), este (SamE) y oeste (SamO)) y 4 puntos debajo de la jaula de cobia *R. canadum* (centro (Ccen), norte (CobN), sur (CobS), y oeste (CobO)). El punto control se ubicó a 375 m al sur de las jaulas, en las coordenadas 18° 16.418 N, 65° 19.764 W (Figura 3). La jaula de cobia fue sembrada con 12.000 peces y la jaula de sama sembrada con 4.000 peces, los alevinos fueron traídos de “Aquaculture Florida Center of Miami Keys, Inc.” y para disminuir los desechos producidos por la alimentación de los peces la compañía Snapperfarm, Inc. utilizó un concentrado que presentó una alta digestibilidad y un alto coeficiente de asimilación.

Con la ayuda de equipo scuba autónomo, en cada inmersión se tomaron tres muestras en cada punto, de las cuales dos fueron para datos biológicos y una para datos

del sedimento. Se utilizó un decámetro de 40 m, que fue sujetado al muerto de cada jaula y que permitió el desplazamiento de los buzos en la dirección deseada (Figura 3).

Las muestras de sedimentos se obtuvieron mediante un corazonador (diámetro 8.8 cm y área de cobertura 0.0062 m^2) hasta una profundidad de 10 cm, ya que pocos organismos se encuentran a más profundidad y la información que se pierde es muy poca (Laverde-Castillo, 1990; Morrisey *et al.*, 1992). Una vez en tierra, las muestras fueron pasadas a través de un tamiz (con ojo de malla de 0.5mm) para la selección de la macrofauna (Holme y McIntyre, 1984) (Figura 4).

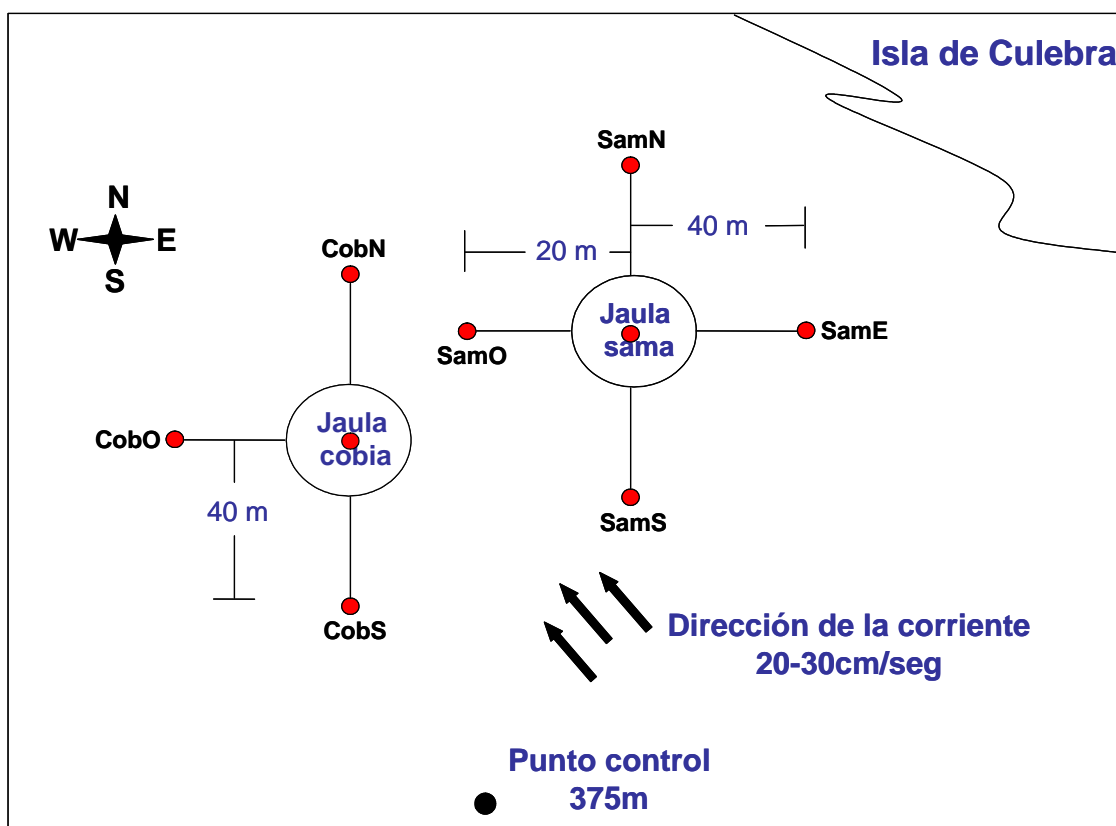


Figura 3. Ubicación de las estaciones dentro de cada jaula y la localización del punto control en la zona de estudio.

El sedimento tamizado fue guardado en recipientes plásticos rotulados con el sitio y la fecha del lugar, y fijado con formalina al 4%, con una previa adición de rosa de bengala, para facilitar la separación visual de los organismos en el laboratorio (Mcbee y Brehm, 1982; Guzmán, 1993; Manté *et al.*, 1995) (Figura 4).



Figura 4. Toma, tamizado y fijación de las muestras durante el tiempo de estudio.

Las muestras fijadas y teñidas fueron extendidas sobre una bandeja plana y se separaron los organismos en grupos mayores: poliquetos, crustáceos, moluscos, equinodermos y nematodos. A medida que se realizó el sorteo, los organismos se colocaron en frascos plásticos, previamente rotulados, con alcohol etílico al 70 %. Todos los organismos fueron contados e identificados hasta el nivel taxonómico de familia, con la excepción de los moluscos y los poliquetos, que se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible, con la ayuda un microscopio y un estereoscopio. Las claves taxonómicas utilizadas fueron: para poliquetos Day (1967), Fauchald (1977), Uebelacker y Johnson (1984) Salazar-Vallejo *et al.*, (1988); para crustáceos Barnard (1969), Kensley y Schotte (1989), Ortiz (1992); para moluscos Díaz y Puyana (1994), y para los equinodermos Spencer y Wright (1966).

La toma de muestras para el análisis de sedimento se llevó a cabo con un corazonador (diámetro 5 cm). Las muestras de sedimento para medir la granulometría y la materia orgánica se secaron a temperatura ambiente para retirar el exceso de agua y posteriormente se introdujeron en una estufa a 75°C hasta obtener un peso constante (Holme y McIntyre, 1984).

El contenido de materia orgánica de los sedimentos se estimó mediante el método de pérdida de peso por ignición y de acuerdo a la metodología descrita por Holme y McIntyre (1984), Páez-Osuna *et al.* (1984) y Guzmán (1993).

Considerando las características del sedimento de la muestra, se realizó un tipo de tamizado en seco para fondos tipo arena (Holme y McIntyre, 1984). Para realizar el tamizado en seco se pesaron 100 g de sedimento y se separaron a través de una columna graduada de tamices (-1, -0.5, 0, 1, 1.25, 2.25, 2.75, 3.25 y 4 unidades phi (ϕ)) durante de 15 minutos. Para cada punto de muestreo se tomó un original y una réplica. Posteriormente, el sedimento retenido fué recolectado y pesado para determinar el porcentaje en cada fracción (Holme y McIntyre, 1984; Bremec, 1990; Guzmán, 1993; Córdoba, 1997). Los valores de materia orgánica y los análisis granulométricos fueron tabulados.

Primero que todo la transformación (LN (X+1)) fue aplicada a los datos de abundancia para homogenizar las varianzas y normalizar la distribución. Posteriormente, para estimar la existencia de variaciones espaciales y temporales dentro de cada jaula, con relación a la abundancia total de organismos y de cada grupo taxonómico, se realizó un análisis de varianza de dos vías y contrastes ortogonales. Asimismo, se analizaron las variaciones espacio-temporales dentro de cada jaula, el contenido de materia orgánica, nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-), y de fosfato (PO_4^{-3}), utilizando un análisis de varianza de dos vías y contrastes ortogonales, mediante el programa estadístico Infostat 3.0 (Universidad Nacional de Córdoba, Argentina). También se hizo una prueba de contraste entre estaciones para detectar diferencias significativas entre éstas.

Se realizaron correlaciones entre las características físico-químicas medidas y la abundancia de la composición taxonómica de cada grupo.

Por último, se hizo un análisis de clasificación y ordenación para analizar el patrón de distribución de las familias de acuerdo a las estaciones y así poder agruparlas en el espacio (Field *et al.*, 1982) utilizando el programa estadístico PRIMER-5 para Windows desarrollado en el Plymouth Marine Laboratory, Reino Unido.

RESULTADOS

Características físico-químicas

Temperatura

La temperatura de la columna de agua a media profundidad tuvo un valor promedio de 28.2 °C durante el tiempo de estudio. El máximo registro de temperatura ocurrió en octubre de 2003 (29.3 °C) y el valor mínimo en febrero de 2003 (26.9 °C) (Tabla 1).

Salinidad

Los valores de la salinidad de la columna de agua a media profundidad presentaron un valor mínimo de 34.6 PSU en diciembre de 2002 y un máximo de 35.1 PSU en octubre de 2003 (Tabla 1). El valor promedio durante el estudio fue de 34.9 PSU.

Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua a media profundidad para las cajas y el sitio control fue muy similar durante el estudio, encontrándose un valor mínimo de 5.07 mg/L en abril de 2003 y un valor máximo 5.57 mg/L en octubre de 2003 (Tabla 1).

Tabla 1. Variación temporal de la temperatura (°C), salinidad (PSU) y oxígeno disuelto (mg/L) para las jaulas de sama-cobia y el punto control.

Sama-Cobia-Punto control			
Meses	Temp °C	Sal (PSU)	O.D. (mg/L)
Oct-02	*	*	*
Dic-02	27.5	34.6	5.09
Feb-03	26.9	35.0	5.11
Abr-03	27.4	34.6	5.07
Jun-03	27.8	34.6	*
Ago-03	28.9	35.0	5.49
Oct-03	29.3	35.1	5.57
Promedio	28.2	34.9	5.38

* no se registraron los valores

Materia orgánica

El contenido de materia orgánica en los sedimentos fluctuó entre 3.54% para abril de 2003 y 6.78% para octubre de 2003 en el punto control (Figura 5). Temporalmente, sólo se encontraron diferencias significativas (contrastes, $p < 0.0001$) durante el mes de octubre del 2003 (último mes de muestreo), cuando se obtuvo el contenido de materia orgánica más alto (Figura 5).

Espacialmente, sólo se encontraron diferencias significativas (contrastes, $p < 0.0353$) en el contenido de materia orgánica de los sedimentos entre las estaciones norte (SN4) de la jaula de sama y la estación sur (SN4) de las jaulas de cobia *versus* la estación sur (SS4) de la jaula de sama y la estación sur (SC4) de la jaula de cobia (Figura 6).

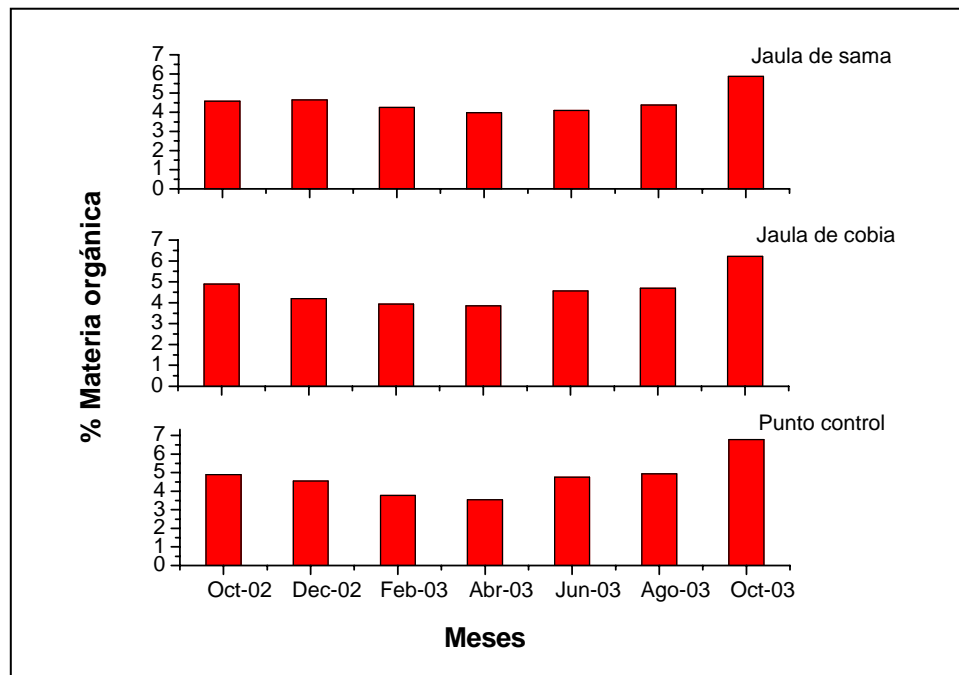


Figura 5. Variación temporal en el contenido de materia orgánica (%) para la jaula de sama, jaula de cobia y el punto control.

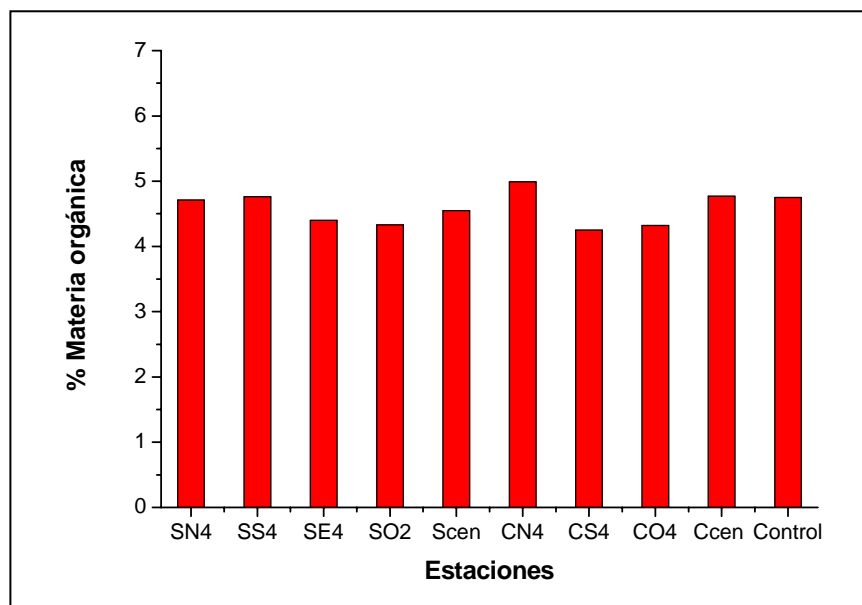


Figura 6. Promedio anual del contenido de materia orgánica (%) en los sitios de muestreo y el punto control.

Nutrientes

Ión amonio (NH_4^+)

La concentración del ión amonio (NH_4^+) en el sedimento no presentó diferencias (ANOVA de dos vías, $p < 0.8153$) a través del tiempo ni entre las estaciones de muestreo (Figuras 7 y 8). Se observó un valor máximo en la concentración del ión amonio (NH_4^+) de 2.32 mg/L para el mes de octubre de 2002 y un mínimo de 0.85 mg/L en octubre de 2003 (Figura 7). Por otro lado, a nivel espacial se encontró una mayor concentración del ión amonio (NH_4^+) en la estación norte de la jaula de cobia (CN4), presentando un valor máximo de 2.1 mg/L y un valor mínimo de 0.67 mg/L para la estación al oeste (CO4) de la jaula de cobia (Figura 8).

Nitritos (NO_2^- -N)

Las medidas de la concentración de nitritos (NO_2^- -N) estuvieron, usualmente por debajo de los límites de detección del método utilizado. Temporalmente se encontró un valor máximo en la concentración de nitritos (NO_2^- -N) de 0.02 mg/L para los meses de diciembre de 2002 y agosto de 2003 (Figura 7). Espacialmente el valor máximo encontrado fue de 0.02 mg/L para la estación norte de ambas jaulas (Figura 8).

Nitratos (NO_3^- -N)

No se encontraron diferencias significativas (ANOVA de dos vías, $p < 0.1658$) temporales ni espaciales en las concentraciones de nitratos (NO_3^- -N). La concentración temporal de este ión (NO_3^- -N) presentó un valor máximo en octubre 2002 (0.28 mg/L) y

un mínimo en junio 2003 (0.02 mg/L) (Figura 7). A escala espacial el valor máximo fue de 0.51 mg/L en la estación este de la jaula de sama (SE4) y el valor mínimo fue de 0.01 mg/L para la estación al oeste de la jaula de sama (SW2) y para la estación al sur (CS4) de la jaula de cobia (Figura 8).

Fosfatos ($\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$)

Temporalmente se encontraron diferencias significativas (ANOVA de dos vías, $p < 0.0250$) en la concentración de fosfatos ($\text{PO}_4^{-3}\text{-P}$) del sedimento. Estas diferencias se debieron únicamente al mes de junio de 2003 en comparación con el resto de los meses de estudio. El valor máximo fue 2.12 mg/L para junio 2003 y el valor mínimo fue 0.31 mg/L para diciembre de 2002 (Figura 7).

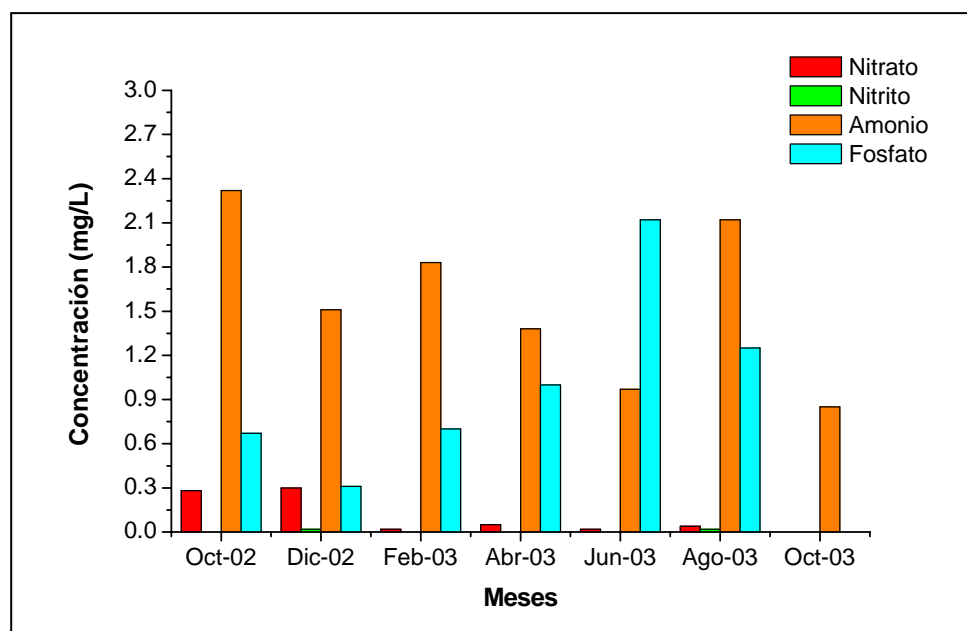


Figura 7. Variación temporal de la concentración de los iones nitrato, nitrito, amonio y fósforo para las dos jaulas.

No se encontraron diferencias espaciales significativas ($p < 0.0275$) entre las estaciones de cada jaula y el punto control. El valor más alto de la concentración de fosfatos (PO_4^{3-} -P) se encontró en la estación sur (SS4) de la jaula de sama 1.73 mg/L y el valor más bajo fue para el punto control 0.27 mg/L (Figura 8).

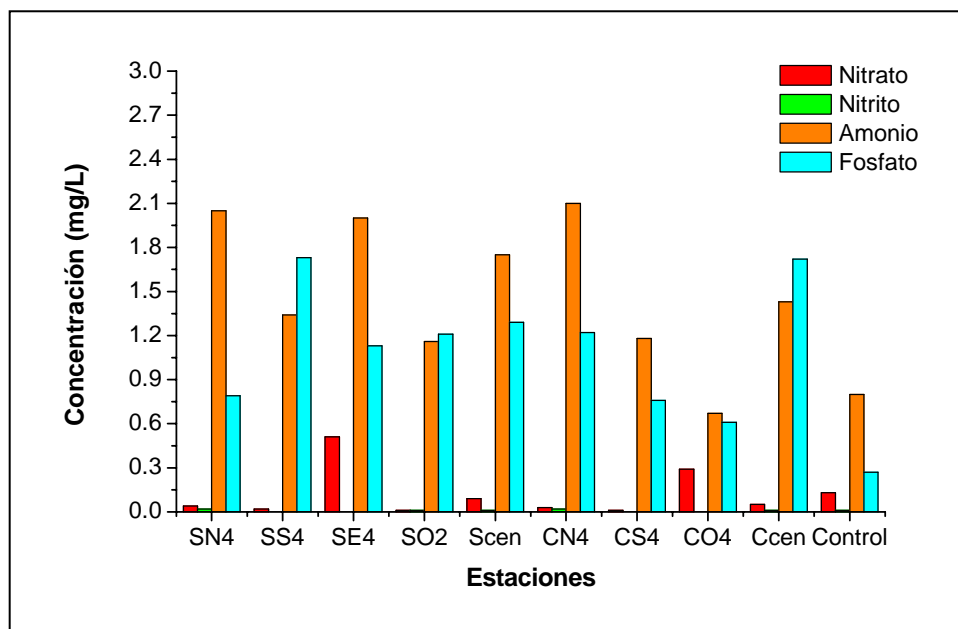


Figura 8. Variación espacial de la concentración de iones nitrato, nitrito, amonio y fósforo en los sitios de muestreo y el punto control.

Entrada de alimento

La fuente total de alimento acumulado durante el estudio para la jaula de cobia fue de 49.540 kg y para la jaula de sama de 5.695 kg (Figura 9). En mayo de 2003 sucedió la mayor entrada de alimento individual para la jaula de cobia (6384 kg), y durante julio 2003 se registró la mayor entrada de alimento para la jaula de sama (903 kg) (Figura 10).

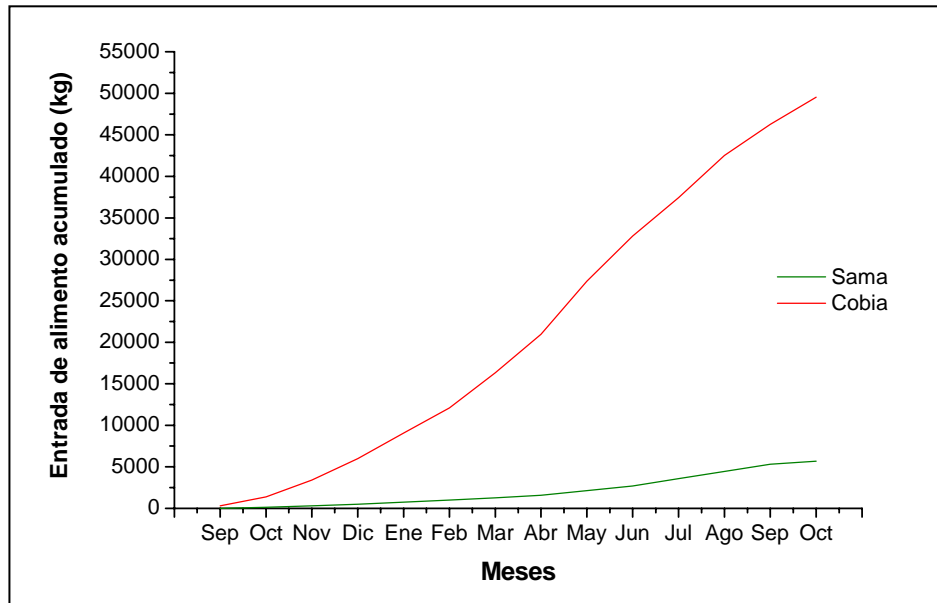


Figura 9. Entrada total de alimento acumulado para la jaula de sama y la jaula de cobia, desde septiembre de 2002 hasta octubre de 2003.

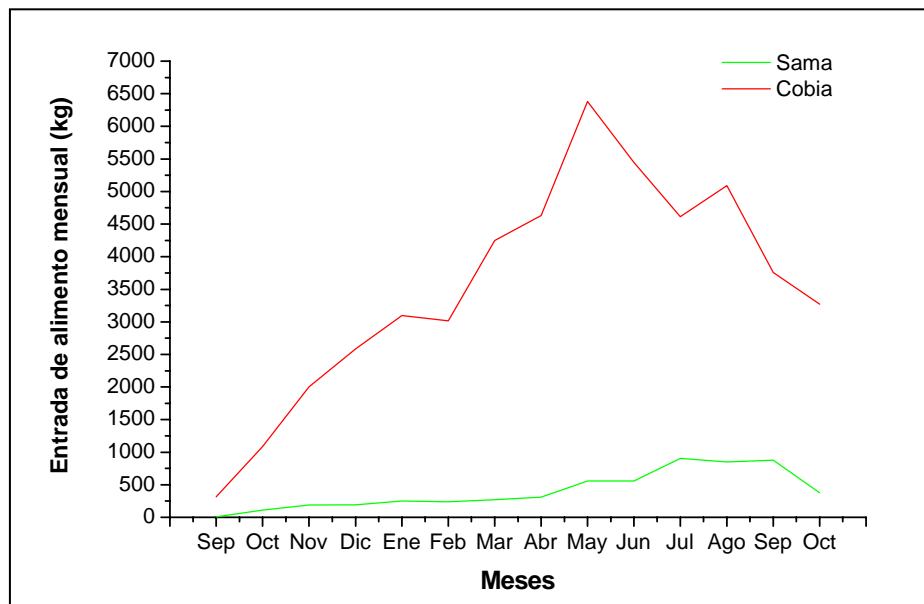


Figura 10. Entrada de alimento mensual para la jaula de sama y la jaula de cobia, desde septiembre de 2002 hasta octubre de 2003.

Granulometría

El análisis granulométrico de los sedimentos debajo de las jaulas, alrededor de ellas y en el punto control se caracterizó por presentar arenas de tipo fino en la zona sur, este, oeste, centro de la jaula de cobia y en el sitio control. La zona norte y el centro de la jaula de sama presentaron arenas tipo medias, siendo las únicas estaciones consistentemente diferentes a los otros sitios de muestreo (Tabla 2).

Tabla 2. Análisis granulométrico para los sitios de muestreo de cada una de las jaulas y el punto control.

Jaula de sama		Jaula de cobia	
Estación	Tipo de sedimento	Estación	Tipo de sedimento
SN4-03	Arena media	CN4-03	Arena fina
SS4-03	Arena fina	CS4-03	*
SE4-03	Arena fina	CE2-03	Arena fina
SO2-03	Arena fina	CO4-03	Arena fina
Scen-03	Arena media	Ccen-03	Arena fina
Control-03	Arena fina	Control-03	Arena fina

* no se tomó la muestra

Clasificación taxonómica de los organismos

Todos los organismos colectados en la Isla de Culebra durante el tiempo de estudio se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible, según claves especializadas para cada grupo. La lista de los poliquetos colectados aparece en la tabla 3, la lista de los moluscos aparece en la tabla 4 y la lista de los crustáceos y equinodermos aparece en la tabla 5.

Tabla 3. Lista de los poliquetos colectados durante el estudio.

Poliquetos		
Familia	Género	Especie
Cirratulidae Carus, 1863	<i>Monticellina</i> Laubier, 1961 <i>Chaetozone</i> sp. Malmgren, 1867	<i>Monticellina cf. dorsobranchialis</i> (Kirkegaard, 1959)
Ampharetidae Malmgren, 1866		
Terebellidae Malmgren, 1867		
Spionidae Grube, 1850	<i>Scolecipis</i> sp. Blainville, 1828	
Magelonidae Cunningham and Ramage, 1888	<i>Magelona</i> Müller, 1858	<i>Magelona pettiboneae</i> Jones, 1963
Acoetidae Kinberg, 1856		
Eulephetidae Chamberlin, 1919	<i>Grubeulepis</i> Pettibone, 1969	<i>Grubeulepis mexicana</i> Berkeley and Berkeley, 1939
Polynoidae Malmgren, 1867		
Sigalonidae Malmgren, 1867	<i>Psammolyce</i> Kinberg, 1855	<i>Psammolyce ctenidophora</i> Day, 1973
Glyceridae Grube, 1850	<i>Glycera</i> Savigny, 1818	<i>Glycera brevicirris</i> Grube, 1870
Goniadidae Kinberg, 1866		
Phyllodocidae Örsted, 1843		
Nephtyidae Grube, 1850	<i>Inermonephtys</i> Fauchald, 1968	<i>Inermonephtys inermes</i> (Ehlers, 1887)
Nereididae Johnston, 1865		
Hesionidae Grube, 1850	<i>Podarkeopsis</i> Laupier, 1961 <i>Heteropodarke</i> Hartmann-Schroeder, 1962	<i>Podarkeopsis levifuscina</i> Perkins, 1984 <i>Heteropodarke cf. heteromorpha</i> Hartmann-Schröder, 1962
Pilargidae Saint-Joseph, 1899	<i>Synelmis</i> Chamberlin, 1919	<i>Synelmis ewingi</i> Wolf 1986
Syllidae Grube, 1850	<i>Syllis</i> Savigny en Lamarck, 1818	<i>Syllis (Ehlersia) cornuta</i> Rathke, 1843 <i>Syllis garciai</i> (Campo, 1982) <i>Syllis alosae</i> (San Martin, 1992)
Amphinomidae Savigny in Lamarck, 1818	<i>Chloeia</i> Savigny, 1818 <i>Paramphinome</i> spB. Gathof, 1984	<i>Chloeia viridis</i> Schamrda, 1861
Dorvilleidae Chamberlin, 1919	<i>Dorvillea</i> sp. Parfitt, 1866	
Lumbrineridae Schmarida, 1861	<i>Schistomeringos</i> Jumars, 1974 <i>Lumbrinerides</i> Orensanz, 1973	<i>Schistomeringos pectinata</i> Perkins, 1979 <i>Lumbrinerides dayi</i> Perkins, 1979 <i>Lumbrinerides cingulata</i> (Ehlers, 1897)
Eunicidae Berthold, 1827	<i>Eunice</i> Cuvier, 1817	<i>Eunice antennata</i> Lamarck, 1818 <i>Eunice cariboea</i> Grube, 1856
Arenicolidae Johnson, 1835		
Maldanidae Malmgren, 1867		
Capitellidae Grube, 1862	<i>Lysidice</i> Savigny, 1818 <i>Notomastus</i> Sars, 1851	<i>Lysidice ninetta</i> Audouin y Milne-Edwards, 1833 <i>Notomastus tenuis</i> Moore, 1909 <i>Notomastus latericeus</i> Sars, 1851
Opheliidae Malmgren, 1867	<i>Travisia</i> sp. Johnston, 1840 <i>Armandia</i> Filipi, 1861 <i>Polyophtalmus</i> Quatrefages, 1850a	<i>Armandia maculate</i> Webster, 1884 <i>Polyophtalmus pictus</i> (Dulardin, 1850)
Scalibregmatidae Malmgren, 1867	<i>Sclerobregma</i> Hartman, 1965	<i>Sclerobregma stenocerum</i> Bertelsen and Weston, 1980
Orbiniidae Hartman, 1942	<i>Scoloplos</i> Blainville, 1828	<i>Scoloplos (Leodamus) rubra</i> (Webster, 1879)
Paraonidae Cerruti 1909	<i>Aricidea</i> sp. Webster, 1879	
Oeonidae Kinberg, 1856		

Tabla 4. Lista de los moluscos colectados durante el estudio.

Moluscos		
Familia	Género	Especie
Solemyidae H & A. Adams, 1857	<i>Solemya</i> Lamarck, 1818	<i>Solemya occidentalis</i> (Deshayes, 1858)
Nuculanidae Meek, 1864	<i>Adrana</i> sp. H. & A. Adams, 1858	
Arcidae Lamarck, 1809		
Glycymerididae Newton, 1922		
Lucinidae Fleming, 1828	<i>Codakia</i> sp. Scopoli, 1777	
Cardiidae Oken, 1818		
Veneridae Rafinesque, 1815	<i>Chione</i> sp. Mühlfeld, 1811	
	<i>Pitar</i> Römer, 1875	<i>Pitar arestus</i> (Dall & Simpson, 1901)
Tellinidae Blainville, 1814	<i>Tellina</i> Linné 1758	<i>Tellina (Merisca) martinicensis</i> d'Orbigny, 1842
Semelidae Stoliczka, 1870	<i>Semele</i> Schumacher, 1870	<i>Semele bellastrata</i> (Conrad, 1837)
Corbulidae Lamarck, 1818	<i>Corbula</i> sp. Bruguière, 1797	
Fissurellidae Fleming, 1822	<i>Rimula</i> DeFrance, 1827	<i>Rimula pycnonema</i> Pilsbry, 1943
Vitrineliidae Bush, 1897	<i>Vitrinella</i> sp C.B. Adams, 1850	
Naticidae Gray, 1840	<i>Natica</i> sp Scopoli, 1777	
Buccinidae Rafinesque, 1815	<i>Pisania</i> sp. Bivona, 1832	
Marginellidae Fleming, 1828	<i>Gibberula</i> Swainson, 1840	<i>Gibberula lavalleana</i> (d'Orbigny, 1842)
Turridae Swainson, 1840	<i>Pilsbryspira</i> sp. Bartsch, 1950	
Haminoeidae Pilsbry, 1895	<i>Haminoea</i> sp. Turton & Kingston, 1830	
	<i>Atys</i> Montfort, 1810	<i>Atys guildingi</i> (Sowerby, 1869)
Dentaliidae Gray, 1847	<i>Dentalium</i> sp. Linné, 1758	
	<i>Polyschides</i> Pilsbry & Sharp, 1898	<i>Polyschides portoricensis</i> (Henderson, 1920)
Siphonodentaliidae Simroth, 1894	<i>Antalis</i> sp. H. & A. Adams, 1854	
Chitonidae Rafinesque, 1815	<i>Chiton</i> Linné, 1758	<i>Chiton squamosus</i> Linné, 1764

Tabla 5. Lista de los crustáceos y equinodermos colectados durante el estudio.

Crustáceos	Equinodermos
Familia	Familia
Hippolytidae Dana, 1852	Amphiuridae Ljungman, 1867
Paguridae Latreille, 1803	Ophiuridae Lyman, 1865
Diogenidae Ortmann, 1892	
Calappidae De Haan, 1833	
Dromiidae De Haan, 1833	
Portunidae Rafinesque, 1815	
Phoxocephalidae Sars, 1891	
Lysianassidae Dana, 1849	
Gammaridae Leach, 1813	
Eusiridae Stebbing, 1888	
Bateidae Stebbing, 1906	
Amphilochidae Boeck, 1872	
Leucothoidae Dana, 1852	
Stenothoidae Boeck, 1871	
Synopiidae Dana, 1856	
Ampeliscidae Bate, 1861	
Corophiidae Dana, 1849	
Amphitoidae Stebbing, 1899	
Anthuridae Leach, 1814	
Cirolanidae Dana, 1852	
Joeropsidae Nordenstam, 1933	
*Orden Tanaidacea Dana, 1849	
*Clase Ostracoda	

* No se identificó a nivel de familia

Características biológicas

Durante el tiempo del estudio se colectaron en promedio 215 ind/0.0062m². La mayor abundancia de individuos se encontró bajo la jaula de cobia (77.4 ind/0.0062 m²), seguida por el punto control (76.5 ind/0.0062 m²), y finalmente bajo la jaula de sama (61 ind/0.0062 m²) (Figura 11).

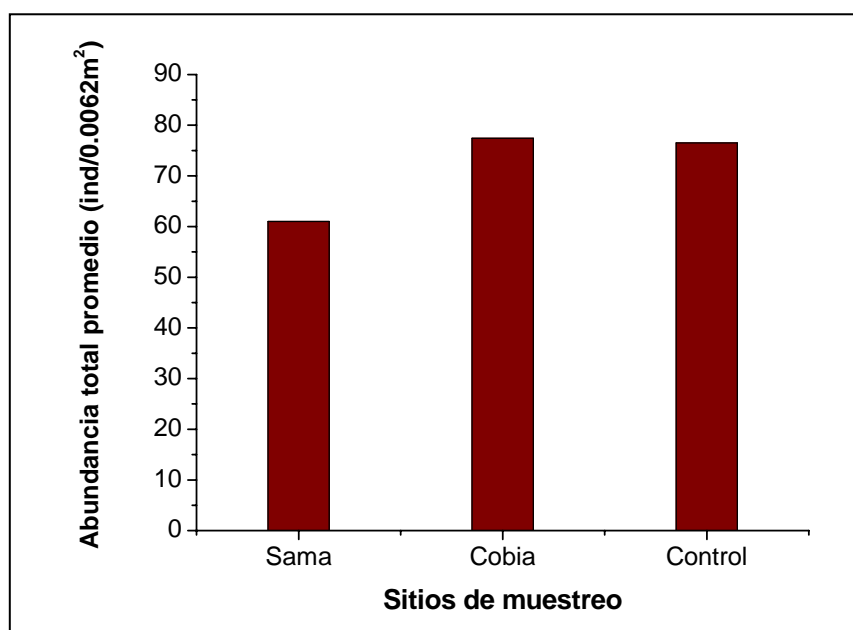


Figura 11. Abundancia total promedio de organismos presentes el estudio para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control.

Durante todo el estudio el grupo predominante de organismos fue el de los crustáceos, representado en su mayoría por el Orden Tanaidacea (29.0%). El segundo lugar lo ocupó la Familia Tellinidae (11.0%) perteneciente a los moluscos, seguido por los crustáceos de la Clase Ostracoda (6.2%), los poliquetos de las familias Nereidae (4.7%), Glyceridae (4.4%), Capitellidae (3.1%), Magelonidae (3.5%) y Spionidae (2.9%), y por último la familia Lucinidae (2.0%) de moluscos (Figura 12). El 26.0 %

restante de los organismos perteneció a otros grupos sin identificar y cuyo número individual fue inferior al 2%.

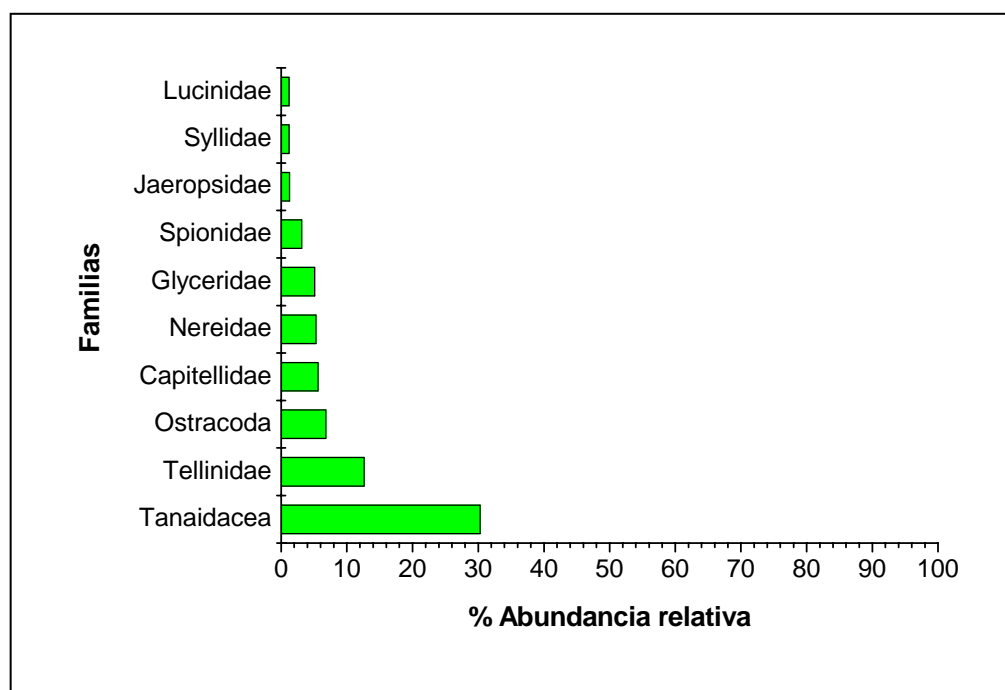


Figura 12. Abundancia relativa de las familias más representativas para ambas jaulas y el punto control.

Se identificaron 73 familias de invertebrados. El primer lugar lo ocupó el grupo de los poliquetos, representado por 29 familias, seguido de los crustáceos con 21 familias, los moluscos con 21 familias, y los equinodermos con 2 familias (Figura 13).

A nivel temporal, los valores de abundancia total de familias (ATF) durante los meses de octubre de 2002 a agosto de 2003 difieren notablemente con el último mes de muestreo, octubre 2003 (Figura 14), cuando se observó una reducción del 50% con relación al mes de abril.

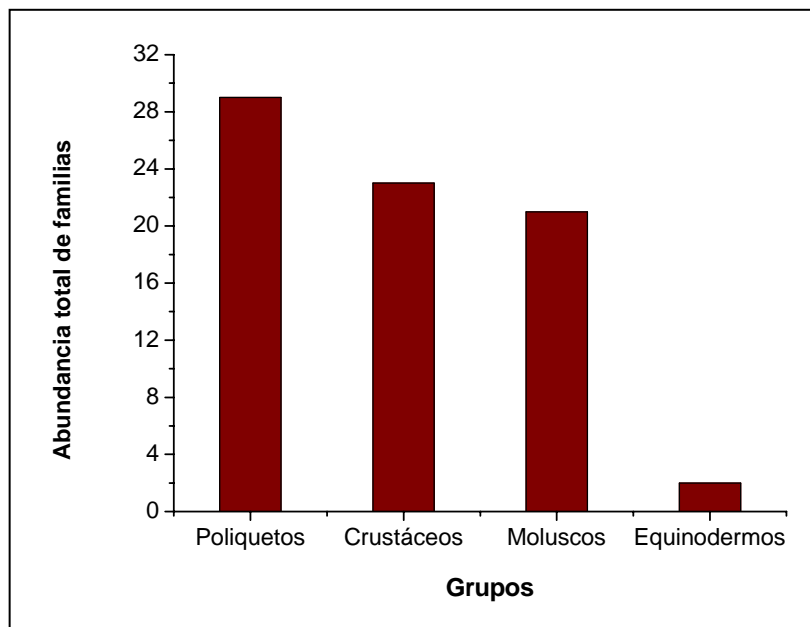


Figura 13. Abundancia total de familias por grupos presentes durante todo el estudio para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control.

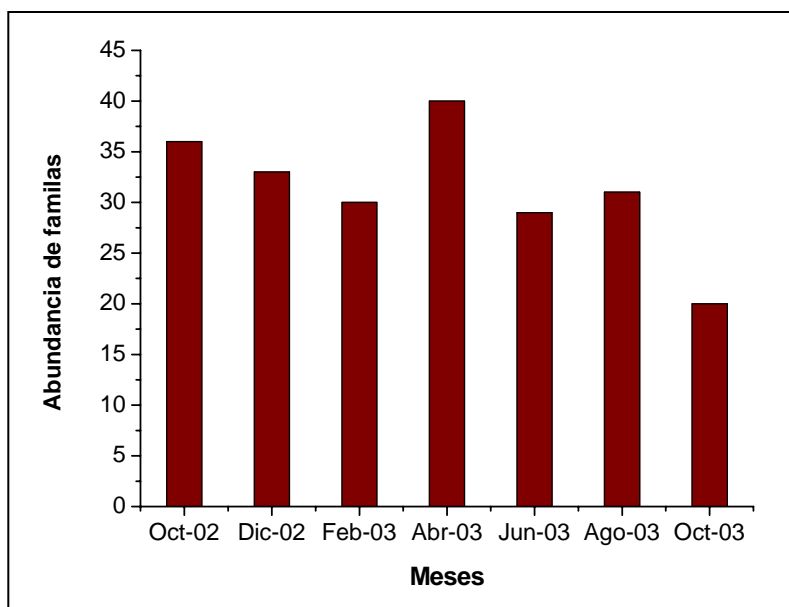


Figura 14. Abundancia total de familias presentes por meses para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.

La estación que presentó la mayor abundancia de familias por sitio de muestreo durante todo el estudio fue (CN4) de la jaula de cobia, con un valor de 35 familias, y el sitio de muestreo con el menor número de familia fue la estación este (SE4) de la jaula de sama con una abundancia de 22 familias (Figura 15).

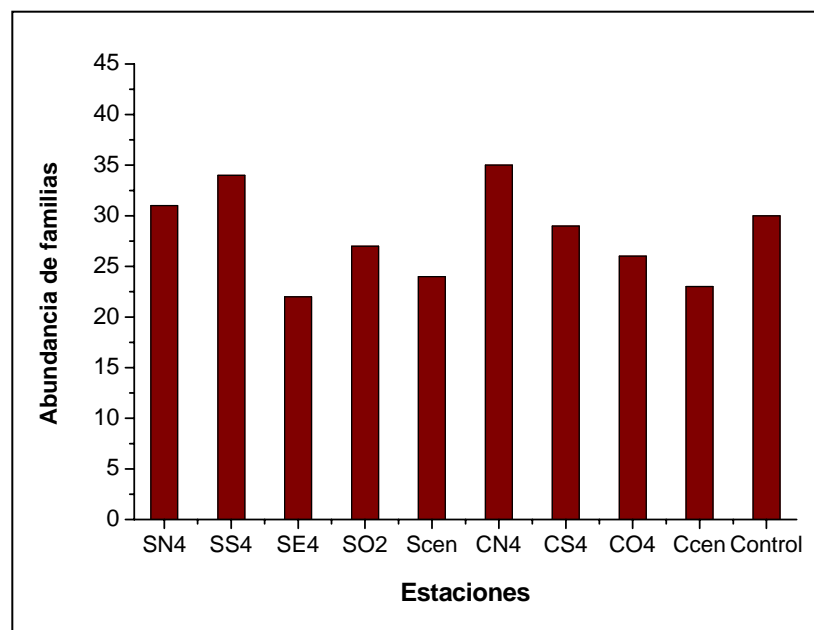


Figura 15. Abundancia de las familias presentes por estaciones para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.

Los poliquetos pertenecieron a 23 familias, siendo Nereidae la más abundante durante todo el estudio (17.0%), seguida de Glyceridae (13.3%), Capitellidae (9.7%), Spionidae (9.2%), Magelonidae (7.5%), Syllidae (6.2%) y Lumbrineridae (6.0%) (Figura 16). El resto de las familias aportaron una abundancia menor al 4%.

Los moluscos estuvieron representados por 21 familias, encontrándose en primer lugar Tellinidae (60.5), luego Lucinidae (11.2), Siphonodentaliidae (5.1), Solemydae

(5.1) y, por último Veneridae (4.0) (Figura 17). El resto de las familias presentaron una abundancia menor al 4%.

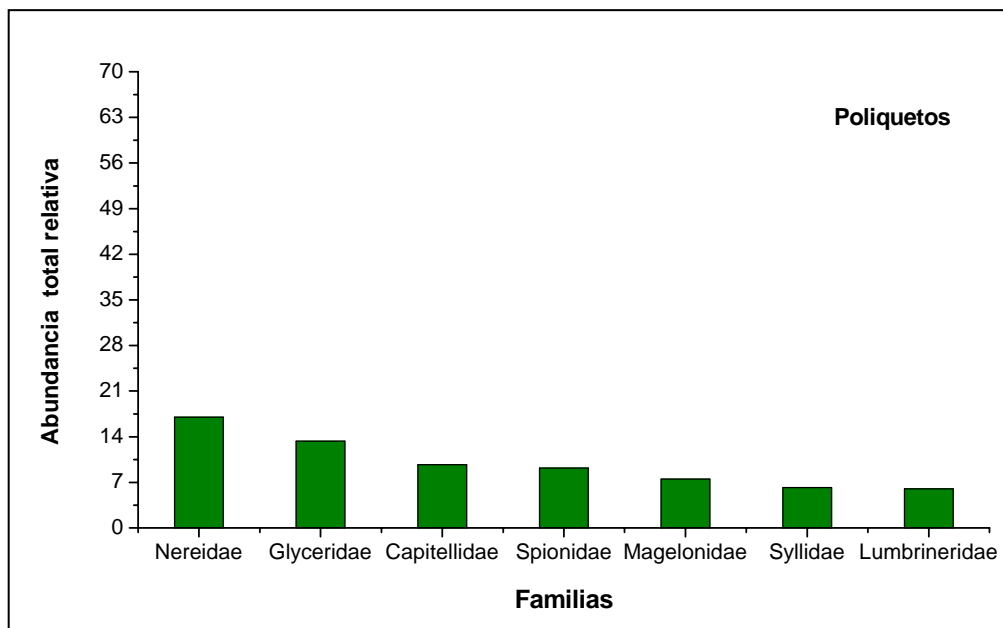


Figura 16. Abundancia relativa total de organismos por familias presentes para el grupo de los poliquetos durante todo el estudio.

Los crustáceos pertenecieron a un total de 21 familias. A diferencia de los grupos anteriores, este grupo estuvo fuertemente representado en primer lugar por el Orden Tanaidacea (65.9%) y en segundo lugar por la clase Ostracoda (14.2%) (Figura 18). Las 21 familias de crustáceos aportaron una abundancia menor al 4%.

El filo de los equinodermos estuvo representado únicamente por las familias Amphiuridae y Ophiuridae durante todo el estudio.

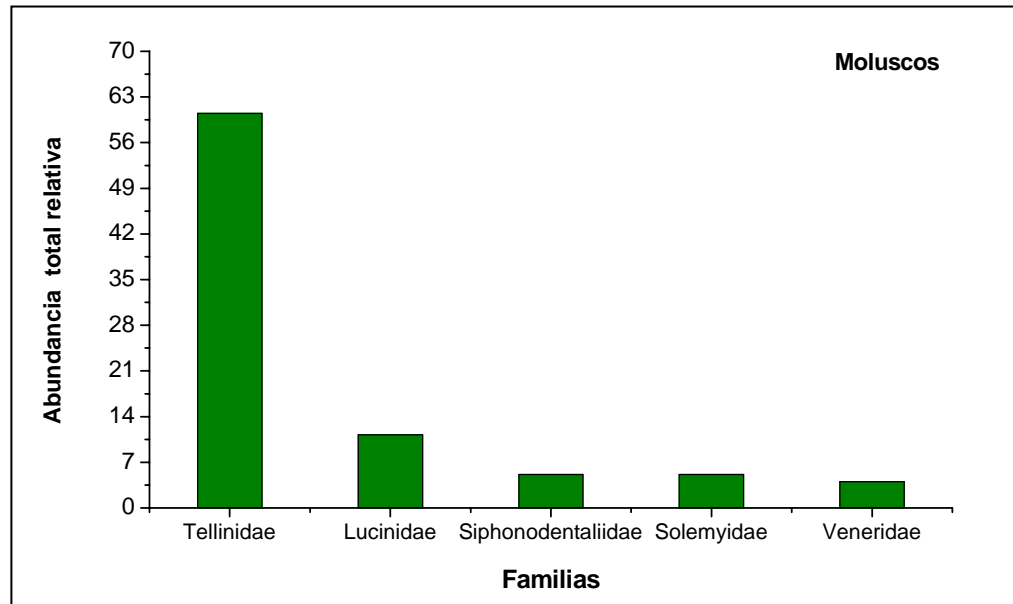


Figura 17. Abundancia relativa total de organismos por familias presentes para el grupo de los moluscos durante todo el estudio.

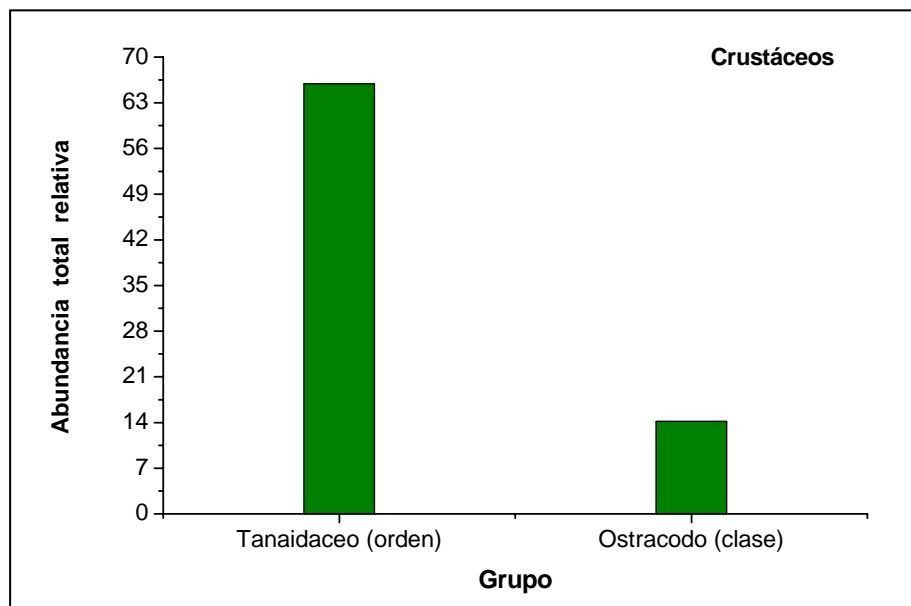


Figura 18. Abundancia relativa total de los organismos presentes para el grupo de los crustáceos durante todo el estudio.

Características temporales

La abundancia total promedio (ATP) de los organismos varió significativamente (ANOVA de dos vías, $p < 0.0125$) a nivel temporal. El mes de octubre de 2003 (último mes de muestreo) presentó diferencias significativas (contrastes, $p < 0.05$), ya que el número total promedio de individuos para ese mes disminuyó notablemente con relación al número total promedio de los demás meses de muestreo (Figura 19). También se encontraron diferencias significativas (contrastes, $p < 0.05$) entre los meses de octubre-diciembre de 2002 y febrero de 2003 *versus* los meses de abril-agosto de 2003 (Figura 19).

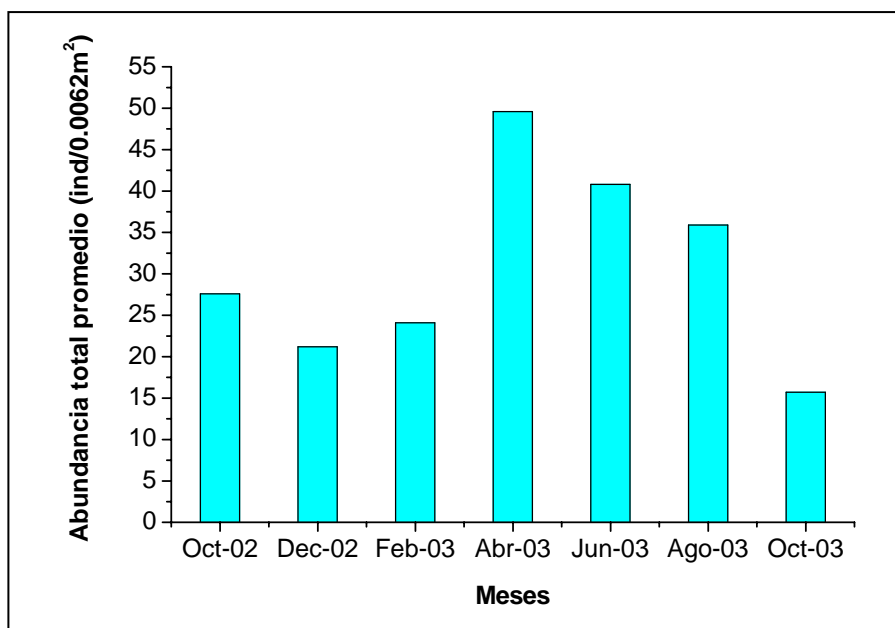


Figura 19. Abundancia total promedio de los organismos presentes por meses durante el estudio.

La ATP temporal máxima de organismos por mes fue de 49.6 ind/0.0062m² para abril de 2003 y la ATP mínima fue de 15.7 ind/0.0062m² para octubre de 2003 (Figura 20).

La Clase Polychaeta fue el taxón más abundante y dominante durante octubre de 2002, primer mes de muestreo (Figura 20). Desde febrero de 2003 hasta agosto de 2003 se observó un aumento en el número de crustáceos para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control, siendo junio 2003 el mes con el pico más alto de crustáceos (13.5 ind/0.0062 m²) en el sitio control (Figura 20c) y diciembre 2002 el mes con el menor valor (1.2 ind/0.0062 m²) de crustáceos para la jaula de sama (Figura 20a).

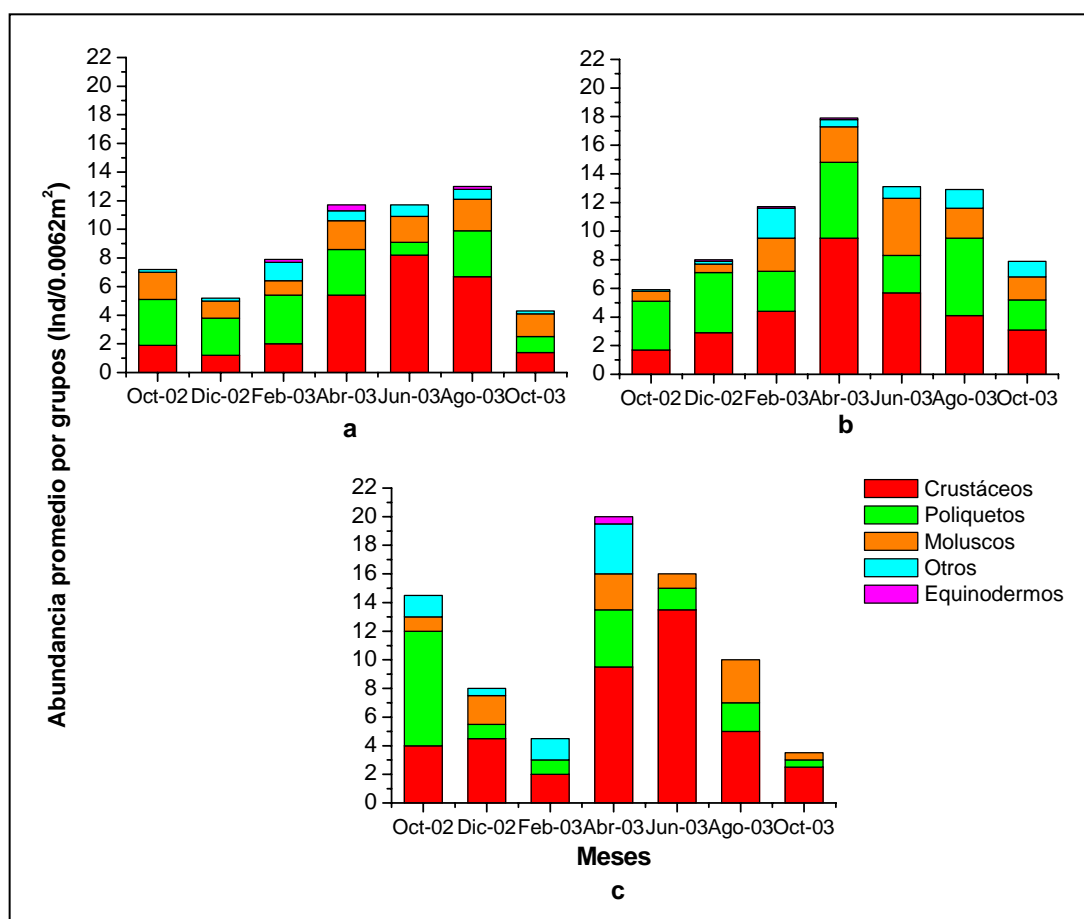


Figura 20. Abundancia promedio por grupos presentes durante los meses de estudio para la jaula de sama (a), jaula de cobia (b) y punto control (c).

El número de moluscos se redujo notablemente durante febrero 2003, llegando a desaparecer en el punto control (Figura 20c). Al final del estudio, la abundancia y el dominio de grupos se reduce nuevamente (Figuras 20).

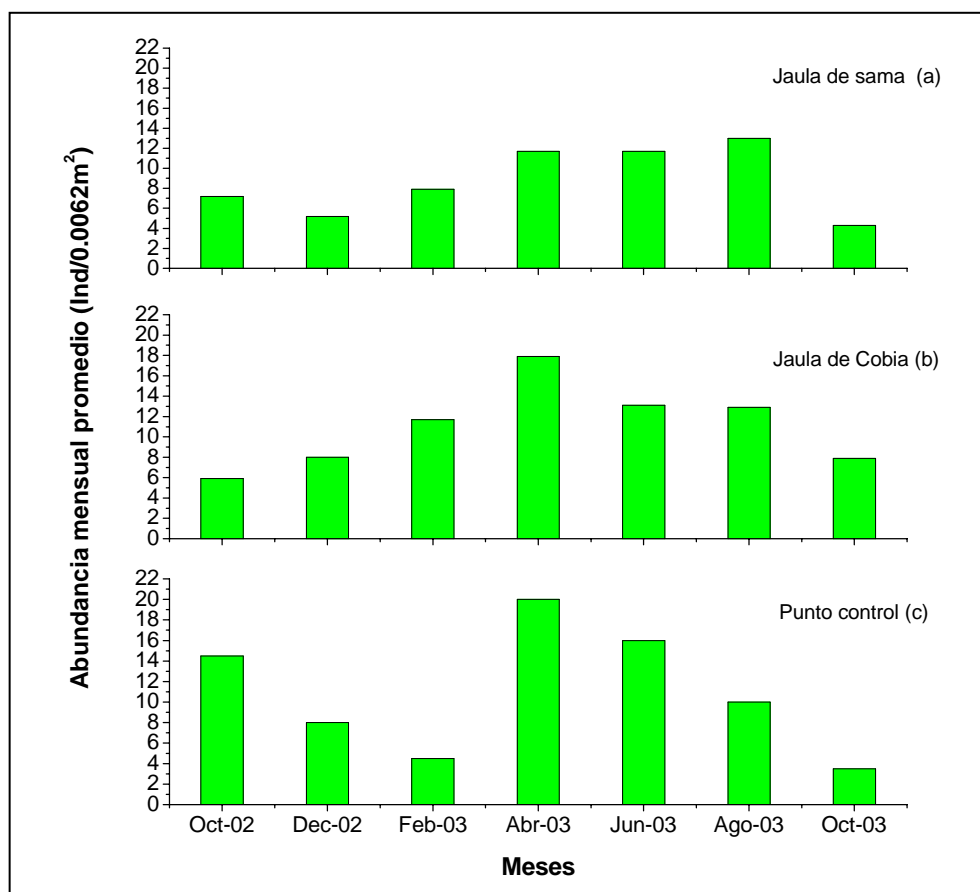


Figura 21. Abundancia mensual promedio de los organismos presentes en cada jaula y el punto control durante el tiempo de estudio: jaula de sama (a), jaula de cobia (b) y punto control (c).

Se observó un aumento general en la abundancia mensual promedio (AMP) de los organismos durante abril de 2003 en todos los sitios de muestro (Figura 21). No obstante, el máximo de organismos mensuales promedio presentes en la jaula de sama se detectó durante el mes de agosto de 2003 (Figura 21a). De la misma forma, durante el

último mes de muestreo (octubre de 2003) hubo una disminución en la AMP de organismos para las dos jaulas y el punto control (Figura 21a, b y c).

Diversidad

Los valores de la diversidad, según el índice de Shannon-Wiener, para la jaula de sama presentaron su valor máximo (2.89) en diciembre de 2002 y su valor mínimo (0.68) en junio de 2003 (Figura 22).

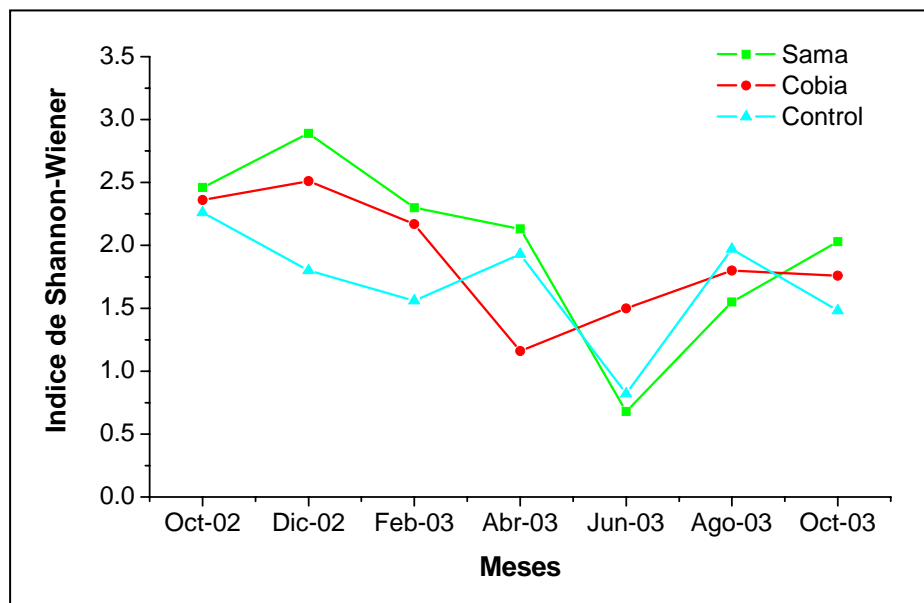


Figura 22. Índice de diversidad Shannon-Wiener a través del tiempo de estudio para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control.

El valor máximo (2.51) del índice de diversidad de Shannon-Wiener para la jaula de cobia se encontró en diciembre de 2002, siendo éste también el mes de mayor diversidad en la jaula de sama. El valor menor (1.16) en el índice de diversidad se obtuvo en abril de 2003 (Figura 22).

El punto control presentó el mayor valor (2.26) del índice de diversidad de Shannon-Wiener durante el mes de octubre de 2002 y el menor valor (0.82) para junio de 2003 (Figura 22).

Características Espaciales

A nivel espacial se establecieron diferencias significativas (ANOVA de dos vías, $p < 0.0001$) con base en el número de organismos promedio y varios sitios de muestreo. Las diferencias (contrastes, $p < 0.0017$) se debieron, a la ATP de los organismos de las estaciones del centro (Scen) de la jaula de sama y el centro (Ccen) de la jaula de cobia *versus* la ATP del punto control (Figura 24). También se encontraron diferencias significativas (contrastes, $p < 0.0114$) entre la ATP de organismos de la estación norte (SN4) de la jaula de sama y la estación norte (CN4) de la jaula de cobia *versus* la ATP de organismos de la estación sur (SS4) de la jaula de sama y la estación sur (CS4) de la jaula de cobia (Figura 23). Por último, hubo diferencias significativas (contrastes, $p < 0.0460$) entre las abundancias totales promedio de organismos para las estaciones norte (SN4) y este (SE4) de la jaula de sama *versus* las abundancias totales promedio de las estaciones oeste (CO4) y sur (CS4) de la jaula de cobia (Figura 23).

El pico más alto en la ATP espacial de organismos fue para la estación sur (CS4) de la jaula de cobia, con un valor de 17.7 ind/0.0062 m². La estación con la menor abundancia total de organismos promedio fue la del centro (Scen) de la jaula de sama, con un valor de 4.6 ind/0.0062 m² (Figura 23).

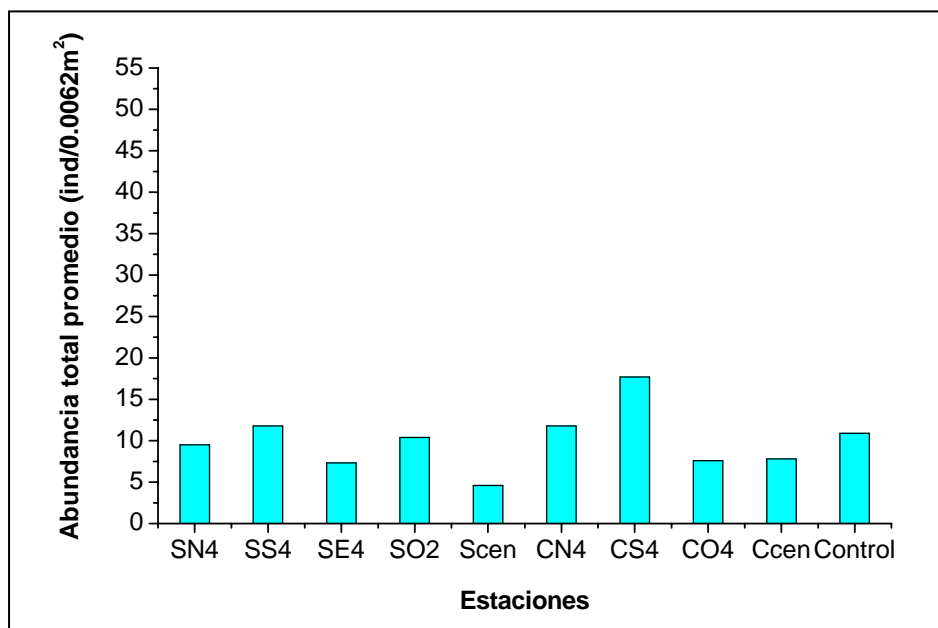


Figura 23. Abundancia total promedio de los organismos presentes por estaciones y el punto control

De igual forma, se encontraron diferencias significativas (ANOVA de dos vías, $p < 0.0012$) con relación al número de familias y algunos sitios de muestro. Estas diferencias (contrastes, $p < 0.0194$) se debieron principalmente a las estaciones centrales de cada jaula (Scen y Ccen) con relación al punto control y a la comparación entre el centro de las mismas. También hubo diferencia significativa entre el centro de la jaula de cobia (Ccen) y la estación oeste (SO2) de la jaula de sama.

En la mayoría de las estaciones y en el punto control se observó un dominio del grupo de los crustáceos, a diferencia de la estación del centro (Scen) de la jaula de sama y de las estaciones oeste (CO4) y centro (Ccen) de la jaula de cobia, en las cuales dominaron los poliquetos (Figura 24).

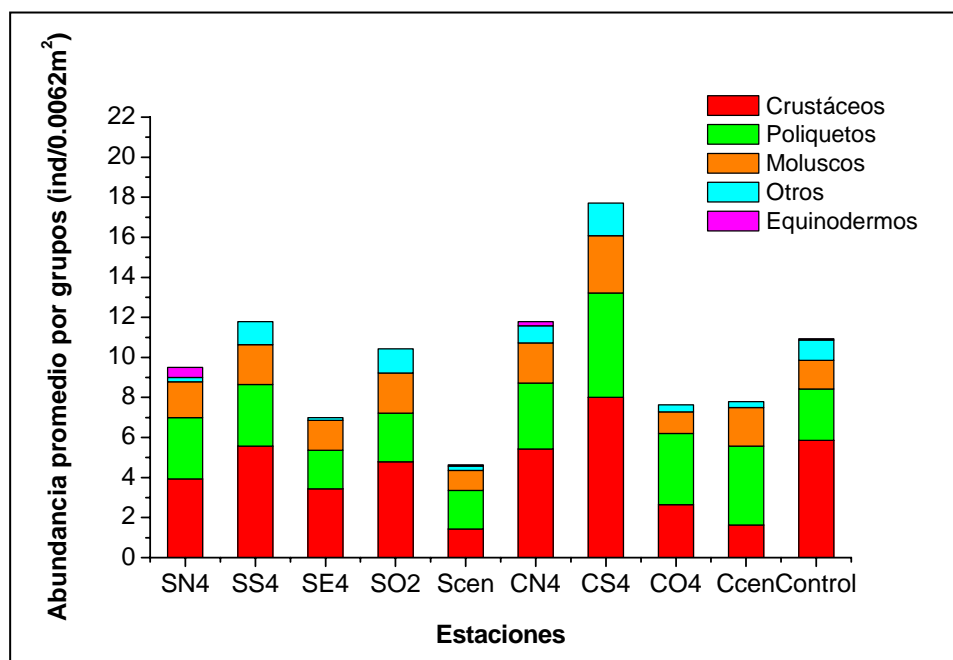


Figura 24. Abundancia promedio por grupos presentes por estaciones para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.

Diversidad

Los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre las estaciones de la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control presentaron un pico máximo de 2.43 para estación oeste (CO4) de la jaula de cobia y un valor mínimo de 1.54 para la estación del centro (Ccen) de la misma jaula (Figura 25).

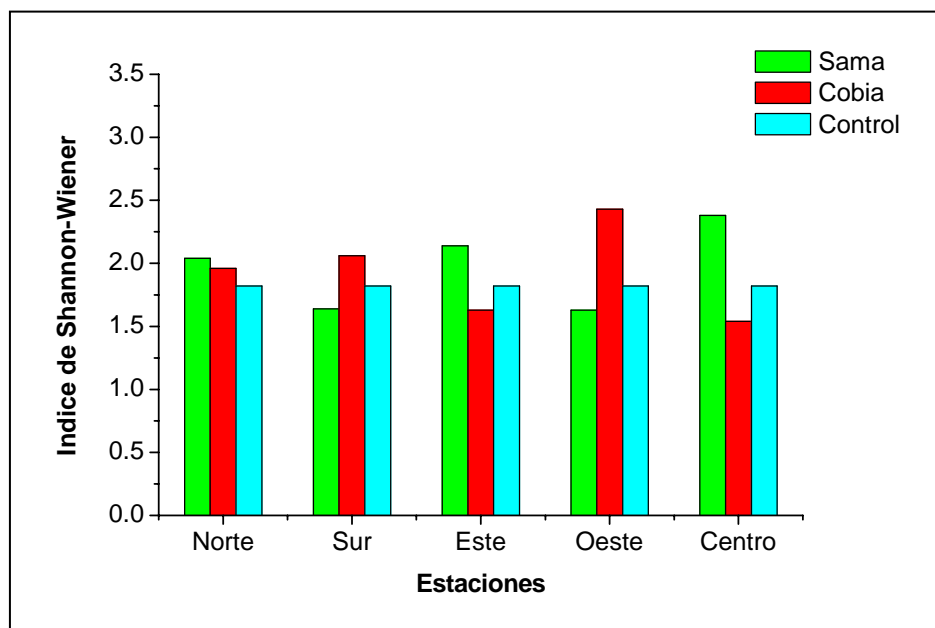


Figura 25. Índice de diversidad de Shannon-Wiener por estaciones para la jaula de sama, la jaula de cobia y el punto control durante el estudio.

Clasificación

Se eliminaron de la matriz original las familias que presentaron un porcentaje menor al 2%, quedando un total de 34 familias representadas por 1043 individuos. El agrupamiento entre las 10 estaciones se observa en el dendrograma formado a partir del índice de similitud de Bray-Curtis (Figura 27), el cual indica la formación de dos grupos y una estación separada a un nivel de semejanza de 0.57 (línea continua) (Figura 26).

El índice Bray-Curtis muestra en el dendrograma dos subgrupos principales a una distancia de similitud de 57 aproximadamente. Dentro de cada subgrupo las

estaciones se agrupan principalmente por jaula, con excepción de la estación SamN, que queda incluida en las estaciones de la jaula de cobia. Se observa también que dos estaciones del centro para cada jaula se separan con una distancia mayor a las otras estaciones.

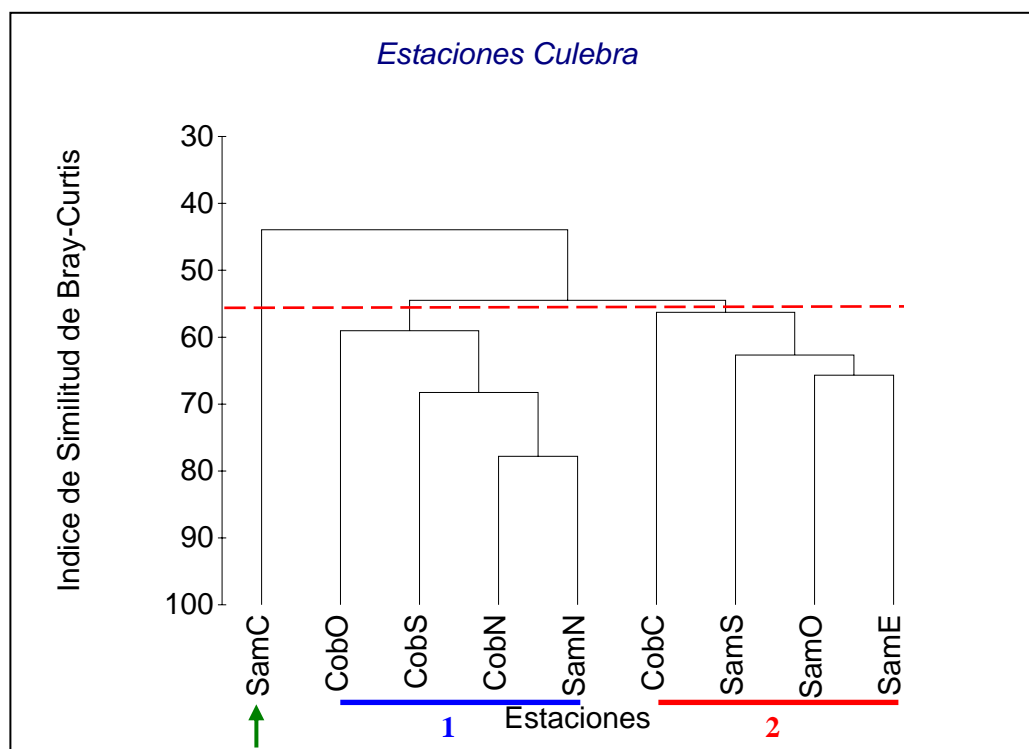


Figura 26. Dendrograma que muestra las asociaciones entre las estaciones durante el tiempo de estudio, formada a partir de la matriz de abundancia por familias, eliminando las familias menores al 2% y con la transformación $(LN(X+1))$.

Ordenación

La ordenación de las estaciones basada en la abundancia de las familias nos muestra la formación de grupos, corroborando las asociaciones formadas por la clasificación por medio de la técnica de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Figura 27).

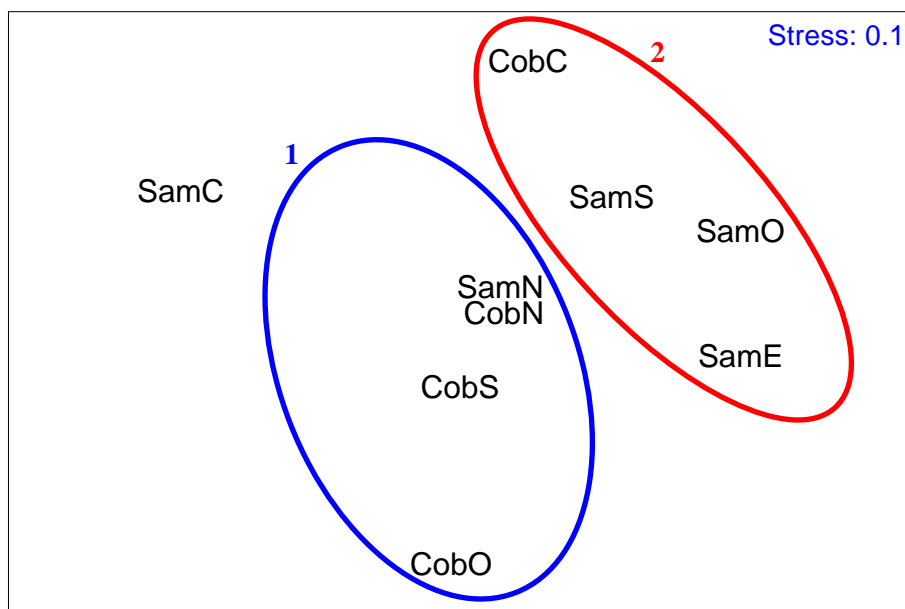


Figura 27. Mapa de ordenación NMDS de las estaciones en base a la abundancia de las familias encontradas en el sitio de estudio.

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

El Mar Caribe es un mar oligotrófico, en el cual la biomasa mayor de fitoplancton y la productividad primaria se limitan a regiones donde ocurren surgencias y a lugares cercanos a las desembocaduras de los ríos. Esta característica oligotrófica se interrumpe por algunos eventos de mesoescala, como la entrada de aguas ricas en nutrientes provenientes de los ríos Amazonas y Orinoco durante abril y octubre, respectivamente (Sosa, 2001). Esta zona, además se caracteriza por una temperatura promedio del agua de 27.62°C y una salinidad promedio de 35.46 PSU, de acuerdo a los datos recopilados en la estación “Caribbean Time Series” (CATs) durante el periodo de junio 1994 a diciembre de 1999 (Corredor y Morell, 2001).

El oxígeno disuelto en la columna de agua es un factor importante para el mantenimiento de los peces cultivados (Yokoyama, 2003). Japón ha adoptado leyes estableciendo que la concentración de oxígeno disuelto debe ser mayor de 4 mg/L para mantener el desarrollo normal de los peces y la salud del ambiente (Harada, 1978 en: Yokoyama, 2003). Los valores promedio de oxígeno disuelto (5.38 mg/L) encontrados durante este estudio están por encima del valor antes mencionado y por encima del promedio (4.75 mg/L) reportado por la estación CATs (2002). Lo anterior indica que la actividad creada por las jaulas de crianza en Culebra no reduce la concentración de oxígeno en el área.

La fauna bentónica vive en estrecha relación con el sustrato, y los efectos que éste tiene sobre la distribución de ciertas especies se debe principalmente al tamaño del grano y a la clasificación del sedimento (Méndez *et al.*, 1986). La presencia de arenas finas y arenas medias, y la carencia de limos y arcillas, se atribuyen a que los sedimentos de la Isla de Culebra son de origen coralino conformadas por fragmentos de conchas de caracoles y esqueletos de coral, lo cual es típico de zonas alejadas de la influencia de las descargas de los ríos o de lluvias (Aguado-Giménez y García-García, 2004). Los sedimentos cercanos a los efluentes de los ríos se caracterizan por presentar un dominio de cienos (Molina, 1990).

Méndez *et al.* (1986) señalan que el sustrato más favorable para el desarrollo de las especies en el bentos marino es la arena fina, seguida en importancia por la arena muy gruesa, que le permite a los organismos construir madrigueras, enterrarse, encontrar un refugio y alimento (De La Lanza, 1986; Méndez *et al.*, 1986; Fernández *et al.*, 2003).

La acuicultura intensiva y la descarga de aguas residuales depositan mucha materia orgánica en el ecosistema marino, afectando las aguas superficiales y las comunidades bénticas (Hansen *et al.*, 2001; Molina Domínguez *et al.*, 2001; Méndez, 2002). Hansen *et al.*, (2001) y Molina Domínguez *et al.* (2001) identificaron tres zonas con relación a la extensión del impacto en el suelo marino. Estas zonas, que dependen de la velocidad de la corriente y la profundidad, son: 1. Zona de impacto local: entre las jaulas y cerca de ellas (5-15 m); 2. Zona de impacto intermedio (100-150 m) y 3. Zona de impacto regional (>150 m). Se ha estimado que el contenido de materia orgánica en

las zonas no contaminadas fluctúa entre 0.5 y 5%, mientras que los sedimentos que contienen más de 15% de materia orgánica pueden considerarse típicos de áreas contaminadas (De La Lanza, 1986; Méndez, 2002).

Los porcentajes de materia orgánica obtenidos durante este estudio concuerdan con lo encontrado por Molina Domínguez *et al.* (2001) en un cultivo de dorada “*gilthead seabream*” en las Islas Canarias, España. Los autores reportan que el contenido de materia orgánica osciló de 5 a 6% desde el comienzo de las operaciones hasta completar un año, con un rango de profundidad de 18-22 m y una corriente de 6 cm/s de velocidad promedio.

Se han reportado estudios con valores de materia orgánica menores a los reportados en nuestra investigación. Grizzle *et al.* (2003) observaron el impacto de dos jaulas colocadas a 55 m de profundidad y a 10 km de la ciudad de Portsmouth, New Hampshire (USA), durante de 4 años (1997-2000). Los valores de materia orgánica se mantuvieron por debajo del 3% durante el estudio. Aguado-Giménez y García-García (2004) evaluaron el impacto de la ubicación de 10 jaulas a 4.8 km de la costa este de San Pedro del Pinatar (Murcia, España), a una profundidad promedio de 36 m y una velocidad promedio de la corriente de 7.85 cm/s por el periodo de un año de producción. Los autores señalan que el contenido de materia orgánica se mantuvo por debajo del 4% durante todo el estudio.

Lytle y Lytle (1982) informan niveles de materia orgánica de más de 10 % cerca del Río Mississippi, E.E.U.U. Hansen *et al.* (2001), en un cultivo de salmones, y Angel *et al.* (1995), en cultivos de dorada reportan medidas similares de materia orgánica.

Riedel y Bridger (2004) desarrollaron un modelo para predecir el impacto del cultivo de peces (cobia, red sama y red drum) en mar abierto sobre el bentos marino considerando diferentes profundidades (20, 40 y 60 m). Los autores concluyen que a medida que aumenta la profundidad el contenido de materia orgánica disminuye, y que los cultivos operados a 40 m de profundidad presentan un 20% menos de acumulación de materia orgánica que los cultivos operados a 20 m.

Nuestros datos no revelan acumulación marcada de materia orgánica en la zona de estudio. Esto sugiere que la dirección y la alta velocidad de la corriente (20-30cm/s), así como la profundidad del área (28 m), ayudan a la dispersión de los desechos sólidos, evitando la acumulación excesiva de materia orgánica en el sedimento debajo de las jaulas. La velocidad de la corriente es el mejor mecanismo para la dispersión de los desechos sólidos (Molina Domínguez *et al.*, 2001; Hansen *et al.*, 2001; Aguado-Giménez y García-García, 2004). Además, la velocidad alta incrementa el suministro de oxígeno facilitando la descomposición aeróbica de la materia orgánica (Yokoyama, 2003).

Otro factor importante que evita la acumulación de materia orgánica es la presencia de peces alrededor de la jaula. En el Mar Mediterráneo (Black, 2001), Grecia

(Papoutsoglou *et al.*, 1996), Francia (Pergent *et al.*, 1999) y Australia (Felsing *et al.*, 2005) se ha encontrado que los peces asociados a este tipo de cultivos remueven desechos y reducen el impacto de las jaulas. Felsing *et al.* (2005), encontraron que los peces consumieron entre un 40 al 60% de los nutrientes derivados de las cajas de cultivo, reduciendo significativamente el impacto de los desechos particulados sobre el ambiente béntico. Los autores observaron una gran diversidad de grupos, incluyendo peces alrededor de las jaulas especialmente al momento de suministrarles alimento

Las jaulas juegan un papel muy similar al de los Fish Attraction Devices (FADs) ofreciendo a la fauna asociada una serie de recursos de fácil acceso para mantener sus poblaciones. Dentro de éstos se incluyen la provisión de sombra en la cual el zooplancton se hace más visible, una referencia espacial para que los peces se orienten, refugio de depredadores, sustrato para el crecimiento de plantas y animales (Beveridge, 1984; Felsing *et al.*, 2005), y aumentos poblacionales debido a la disponibilidad mayor de alimento (Henriksson, 1991).

El no haber encontrado un cambio significativo, ni espacial ni temporal, en la concentración de nitratos (NO_3^- -N), nitritos (NO_2^- -N) y el ión amonio (NH_4^+) sugiere que las jaulas están ubicadas en un área donde la corriente favorece la dispersión de estos compuestos. Cabe señalarse que la velocidad de la corriente fue mucho menor en la mayoría de los estudios publicados (Molina Domínguez *et al.*, 2001; Crawford, 2003; Aguado-Giménez y García-García, 2004; Felsing *et al.*, 2005), pero fue suficiente para dispersar los desechos producidos por las jaulas. En nuestra zona de estudio la velocidad

de la corriente presenta un valor mucho más alto (20-30cm/s) que en los estudios mencionados anteriormente, lo cual permite una mejor y más eficiente dispersión de los desechos. Por otro lado, el exceso de nutrientes en un ambiente oligotrófico puede ser removido a una velocidad tal que las medidas siempre serán negativas. La capacidad de remoción de nutrientes por el fitoplancton en aguas oligotróficas sucede en cuestión de horas (Corredor, 2001; Alfaro, 2002).

Sólo hubo diferencias significativas en las concentraciones de fosfatos (PO_4^{-3}) a nivel temporal, las cuales son ocasionadas por el aumento de la concentración de este ión durante el mes de junio del 2003 con respecto a los otros meses. Los valores encontrados en nuestro estudio son muy bajos (0.31 mg/L a 2.12 mg/L) comparados con los datos encontrados por Molina Domínguez *et al.* (2001) en un estudio del sedimento marino (78.2 mg/L a 151.4 mg/L) debajo de un cultivo de dorada “*gilthead seabream*” en las Isla Canarias y por lo encontrado por Aguado-Giménez y García-García (2004) en un estudio también de “*gilthead seabream*” y “*sea bass*” en Murcia, España, quienes reportaron valores de 79 mg/L a 150 mg/L durante el estudio.

Por otro lado, se evidencian diferencias en la época cuando aumentó el contenido de fósforo con respecto a nuestro estudio, ya que en los trabajos de Molina Domínguez *et al.* (2001) y Aguado-Giménez y García-García, (2004) los valores más altos se registraron durante abril y octubre respectivamente. Corredor y Morell (2001) mencionan que hacia los meses de junio y julio hay un inyección de nutrientes de aguas

profundas debido a los vientos en esta región del caribe, evento que produce un aumento en la concentración de nutrientes limitantes.

Las zonas no contaminadas del bentos marino se caracterizan por un bajo contenido de materia orgánica en el sedimento, una alta diversidad y la ausencia de dominancia por una especie particular (Méndez, 2002). Se entiende que el contenido de materia orgánica juega un papel definitivo en la biodiversidad de las comunidades bénticas. La tendencia general es que un incremento en la carga orgánica al sedimento puede disminuir e incluso causar la desaparición de especies del sedimento marino (Lu y Wu, 1998; Hansen *et al.*, 2001; Méndez, 2002; Grizzle *et al.*, 2003). Durante este estudio no se observaron cambios significativos en la abundancia ni en el número de especies, con excepción del último mes de muestreo. Para el mes de abril se observó un aumento en el número de organismos y familias, especialmente debido al incremento de los tanaidáceos, pero el aumento no fue significativo con relación al resto del año.

El aumento en la abundancia de organismos y familias durante abril coincide con la influencia de la pluma del Río Amazonas cerca de Puerto Rico (Sosa, 2001; Corredor y Morell, 2001). En este mes también hay una mayor penetración de la luz solar en el océano, debido a una reducción en la nubosidad, evento que aumenta la productividad primaria (Alfonso 2001; Alfaro, 2002). Según autores, el aumento observado durante el mes de abril representa el pico más alto de productividad en el Caribe.

La tendencia a una disminución de organismos en las estaciones centrales de cada jaula puede deberse a un efecto del muerto (5 Ton), que puede crear una barrera física que impide la acumulación y desplazamiento de los individuos bentónicos.

Varias especies de poliquetos (Capitellidae, Cirratulidae, Spionidae y Dorvilleidae) sirven como indicadoras de contaminación en ambientes enriquecidos por el aumento en el contenido de materia orgánica del sedimento, ya sea por la entrada de alimento, desechos netos de los peces o por la entrada de aguas residuales (Méndez, 2002; Belan, 2003; Bybee y Bailey-Brock, 2003; Grizzle *et al.*, 2003). Durante nuestro estudio no se registró cambio alguno en la abundancia y la diversidad de las familias de poliquetos que han servido como indicadoras de contaminación ambiental en otros lugares, lo que sugiere que el impacto negativo en el suelo marino producido por la ubicación de las jaulas no es evidente hasta el momento.

Delille *et al.* (1985) reportaron que los tanaidaceos pueden encontrarse en altas densidades (10.000-140.000 ind/m²) en aguas marinas someras. Además, la plataforma continental y el talud continental presentan un gran número de tanaidaceos (Sieg y Heard, 1989). La abundancia de estos organismos es prueba sólida de la importancia ecológica que tienen en el bentos marino. A pesar de esto, este grupo ha sido ignorado en la mayoría de revisiones ecológicas (Baldinger y Gable, 1996). El poco conocimiento en la ecología de los tanaidaceos se debe a las inmensas dificultades asociadas con la identificación de estos organismos (Larsen, 2001). A pesar de esto, Alongi (1989) sugiere que las zonas arenosas tropicales están dominadas por los crustáceos.

Pearson y Rosenberg (1978), Hansen *et al.* (2001), Belan (2003), y Bybee y Bailey-Brock (2003) indican que los disturbios del ambiente ocasionados por la contaminación orgánica, producen cambios en el número de taxones, en la densidad de los organismos y en los índices ecológicos, los cuales se aprecian al comparar zonas severamente contaminadas, moderadamente contaminadas y no contaminadas. En Noruega se han clasificado los fondos marinos como muy buenos ($H' >4$), buenos ($H' 4-3$), menos buenos ($H' 3-2$), malos ($H' 2-1$) y muy malos ($H' <1$) de acuerdo al valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener (Molvaer *et al.*, 1997 en: Hansen *et al.*, 2001)

Los índices de diversidad dependen del número de especies y de su abundancia relativa, por lo que son muy útiles cuando las condiciones ambientales cambian. El índice de diversidad durante el estudio para la jaula de sama y la jaula de cobia se mantuvo muy similar al principio del estudio, pero disminuyó desde febrero de 2003 hasta agosto. Esta disminución se debe principalmente al incremento gradual de individuos del Orden Tanaidacea, los cuales, aunque se presentaron durante todo el estudio, comenzaron a dominar la mayor parte de la zona durante abril (2.3) a junio (0.68), para la jaula de sama y de febrero (2.17) a junio (1.5), para la jaula de cobia, desplazando a las demás familias. El aumento y el dominio de estos organismos concuerdan con los meses en los cuales hubo una mayor entrada de alimento y con la época de cosecha de los peces. Quizás este grupo puede ser más sensible a la contaminación que los mismos poliquetos.

Al final del estudio (octubre de 2003) se observó una recuperación de la diversidad de la comunidad macrobentónica en ambas jaulas y los valores quedaron cerca de la diversidad del punto control. Lu y Wu (1998) encontraron que la recuperación de la macroinfauna en Japón tardó de 4-5 meses, sugiriendo que el tiempo requerido para su recuperación en sedimentos contaminados puede ser más rápida en zonas subtropicales que en zonas templadas. Bybee y Bailey-Brock (2003) determinaron que el tiempo de recuperación en un cultivo de peces en Hawaii después de la aparición del poliqueto *Ophryotrocha adherens*, indicador de contaminación, fue de dos meses. Esto contrasta con las zonas templadas, donde el tiempo necesario de recuperación de la macroinfauna bentónica puede variar entre 1 a 8 años (Rosenberg, 1976; Arntz y Rumohr, 1982; Johannessen *et al.*, 1994; Karakassis *et al.*, 1999).

La abundancia promedio de los organismos colectados durante este estudio está por encima de las reportadas para Jamaica y Barbados (Tabla 6), pero está muy por debajo de los valores reportados para Panamá y Perú (Tabla 6). No obstante, en la bahía de Panamá y la costa de Perú ocurren surgencias donde las comunidades bénticas se desarrollan rápidamente debido al incremento de la productividad primaria. Las comunidades bénticas de las áreas tropicales y subtropicales se caracterizan por presentar densidades bajas con relación a las comunidades bénticas en latitudes altas (Alongi, 1989; Rosenberg *et al.*, 1983).

Los dos grupos formados mediante el índice de similitud de Bray-Curtis presentaron, en la mayoría de sus estaciones, un dominio del Orden Tanaidacea. La

estación del centro de la jaula de cobia (CobC) en el grupo dos es la única que presentó un dominio de los organismos de las familias Nereidae, Tellinidae y el Orden Tanaidacea y, a su vez, es la estación con el menor índice de diversidad durante todo el estudio. Esto puede deberse a que está ubicada directamente debajo de la jaula de cobia, la cual tuvo una entrada de alimento mucho mayor, ocasionando que esta estación se encuentre más alejada de las estaciones que conforman este grupo. Por otro lado, la estación del centro de la jaula de sama (SamC) se aleja de los grupos (1 y 2) por no presentar un dominio de una familia particular y por presentar los valores más altos de diversidad durante el estudio, debido a la poca entrada de alimento en la jaula de sama

Tabla 6. Densidad (Número ind/m²) de la macrofauna en la plataforma continental de algunas latitudes tropicales y subtropicales.

LOCALIDAD	LATITUD	P	Densidad media (intervalo)
		Intervalo (m)	
Kingston, Jamaica	18° N	0 - 18	233 (148- 433)
Barbados, Indias Occidentales	13° N	50 - 250	121 (47 - 226)
Golfo de Panamá	9° N	2 - 20	7505 (2160 - 12850)
Santa Marta, Colombia	11° N	5- 69	1499 (260-4480)
Perú	15° S	126	2373**
Isla Culebra, Puerto Rico	18° N	28	1143 (984-1248)

** Promedio únicamente

El grupo 1 presentó una asociación entre las estaciones del norte de las jaulas debido a su parecido; esta semejanza se debe a que las estaciones están ubicadas a favor de la corriente, lo cual hace que tengan una entrada de materia orgánica adicional por la

actividad del cultivo, haciendo que sus características sean muy similares para ambos lados.

CONCLUSIONES

Las características fisicoquímicas a través del año de estudio no reflejaron un cambio significativo en cuanto al impacto esperado por este tipo de acuicultura.

Las características oligotróficas del área, la velocidad de la corriente prevaleciente y la fauna asociada a las jaulas pueden identificarse como elementos indispensables para la ubicación de estos sistemas de acuicultura en mar abierto.

El aumento en la abundancia de los organismos y en el número de las familias durante el mes de abril sugiere que las comunidades bénticas, así como las planctónicas y pelágicas, responden a eventos que se registran durante este mes, ocasionados por una mayor penetración de la luz, la cual promueve la productividad primaria, y coincidiendo con la entrada de aguas superficiales ricas en nutrientes provenientes del Río Amazonas.

Ninguna de las especies de poliquetos que han sido utilizadas como indicadores ambientales, mostraron un aumento significativo en espacio y tiempo durante el estudio.

El orden Tanaidacea del grupo de los crustáceos podría servir como indicador inicial de contaminación previo a la colonización por poblaciones de poliquetos, los cuales se establecen en áreas donde el impacto sobre el bentos está más avanzado.

La caracterización taxonómica en espacio y tiempo no señaló un cambio evidente de la comunidad béntica que limite el establecimiento de este tipo de acuicultura en regiones que cumplan con las condiciones necesarias para evitar la acumulación de material orgánico.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos durante este estudio, y con base en el actual manejo de producción de las jaulas el cual consiste en mantener la misma cantidad de peces sembrados para la jaula de cobia (12.000) y la jaula de sama (4.000) a una profundidad de 28m y con una velocidad promedio de la corriente de 20 a 30 cm/s, se puede determinar que estas no representan ningún tipo de contaminación por materia orgánica hasta el momento en el área de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Aguado-Giménez, F. y B. García-García. 2004. Assessment of some chemical parameters in marine sediments exposed to offshore cage fish farming influence: a pilot study. *Aquaculture*. 242: 283-296.

Alfaro, M. 2002. Oceanographic features and zooplankton community structure at Mayagüez bay, Puerto Rico. Ph.D. Thesis. University of Puerto Rico, Mayagüez. 151 pp.

Alfonso, E. 2001. Variabilidad temporal de la productividad primaria fitoplanctónica en la estación CATs (Caribbean Tiem Series station): con énfasis en el impacto de la marea interna semidiurna sobre la tasa de producción. Tesis. Ph.D. Universidad de Puerto Rico. Mayagüez. 486 pp.

Alongi, D. M. 1989. Ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. *Rev. Biol. Trop.* 37(1): 85-100.

Angel, D. L., P. Krost y H. Gordin. 1995. Benthic implications of the net cage aquaculture in the oligotrophic Gulf the Aqaba. In: Rosenthal, H., B. Moav y H. Gordin. (Eds), *Improving the knowledge base in modern aquaculture*. Eur. Aquaculture. Soc. Spec. Publ. 25. 129-173.

Arntz, W. E. y H. Rumohr. 1982. An experimental study of macrobenthic colonization and succession, and the importance of seasonal variation in temperature latitude. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 64: 17-45.

Baldinger, A. J. y M. F. Gable, 1996. The occurrence of amphipods and other peracarid crustaceans in the rocky littoral zone of Bermuda. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. 42 (4): 431-439.

Barnard, J. L. 1969. *The Families and Genera of Marine Gammaridean Amphipoda*. Smithsonian Institution Press City of Washington. United States National Bulletin. 271. 532 pp.

Belan, T. A. 2003. Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan). *Marine Pollution Bulletin*. 46: 1111-1119.

Beveridge, M. C. M. 1984. Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impacts. Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO), Fisheries Technical Paper. 225 FAO. Rome. 131pp.

Black, K. D. 2001. Sustainability of aquaculture In: Black, K. D. (Ed), Environmental Impacts of Aquaculture. Sheffield Academic Press, Sheffield. 199-212.

Bremec, C. S. 1990. Macrobentos del área de Bahía Blanca (Argentina), distribución espacial de la fauna. Bolm. Inst. Oceanogr., S. Paulo. 38(2): 99-110.

Bybee, D. R. y J. H. Bailey-Brock. 2003. Effect of Hawaiian open ocean fish culture system on the benthic community. Pp. 119-128 In: Bridger C. J. and B.A. Costa-Pierce. (Eds) Open Ocean Aquaculture: From Research to Commercial Reality. The World Aquaculture Society. Baton Rouge, Louisiana, USA.

Córdoba, M. E. 1997. Macrofauna bentónica asociada a fondos blandos de la plataforma continental de Pozos Colorados y El Rodadero. Tesis de grado, Facultad de Biología Marina, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 118 pp.

Corredor, J. E. and J. M. Morell. 2001. Seasonal variation of physical and biogeochemical features in eastern Caribbean surface water. Journal of Geophysical Research. 106: 4517-4525.

Crawford, C. 2003. Environmental management of marine aquaculture in Tasmania, Australia. Aquaculture. 226: 129-138.

Day, J. H. 1967. A monograph on the Polychaeta of Southern Africa. Trustees of The British (Natural History) London. 878 pp.

Delille, D., L. D. Guidi y J. Soyer, 1985. Nutrition of *Allotanaïs hirsutus* (Crustacea, Tanaidacea) at Kerguelen Islands. In: W. R. Siegfried, P. R. Condy and R. M. Laws (Eds.) Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs. Berlin. Springer-Verlag. 378-380 pp.

De La Lanza, G. 1986. Materia orgánica en los sedimentos del sistema lagunar Huizache y Caimanero: importancia, comportamiento y significado en modelos de predicción. An. Inst. Cienc. del Mar y Linol. Univ. Nal. Autón. Mexico. 13(1): 251-286.

Díaz, J. M. y M. Puyana. 1994. Moluscos del Caribe Colombiano: Un catálogo ilustrado. COLCIENCIAS-Fundación Natura-INVEMAR, Santa Fe de Bogotá. 291 pp.

Fauchald, K. 1977. The Polychaete worms. Definitions and keys to the orders, families and genera. Natural History Museum of the Angeles Country, Science series 28: 1-190.

Felsing, M., B. Glencross y T. Telfer. 2005. Preliminary study on the effects of exclusion of wild fauna from aquaculture cages in a shallow marine environment. *Aquaculture*. 243: 159-174.

Fernández, M., A. Roux, E. Fernández, J. Caló, A. Marcos y H. Aldacur. 2003. Grain-size analysis of superficial sediments from Golfo San Jorge, Argentina. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 83: 1193-1197.

Field, J., K. Clarke y R. Warwick. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution pattern. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 8: 37-52.

Granados-Barba, A. y V. Solís-Weiss. 1997. The polychaetous annelids from oil platforms areas in the southeastern Gulf of Mexico: Orbiniidae and Cossuridae. *Bull. Mar. Sci.* 61: 549-557.

Granados-Barba, A., V. Solís-Weiss, M. A. Tovar-Hernández, y V. Ochoa-Rivera. 2003. Distribution and diversity of the Syllidae (Annelida: Polychaeta) from the Mexican Gulf of Mexico and Caribbean. *Hydrobiologia*. 496: 337-345.

Grizzle, R. E., L. G. Ward, R. Langan, G. M. Schnaittacher, J. A. Dijkstra y J. R. Adams. 2003. Environmental monitoring at an open ocean aquaculture site in the gulf of marine: results for 1997-2000. In: Bridger C. J. and B. A. Costa-Pierce.(Eds). *Open Ocean Aquaculture: From Research to Commercial Reality*. The World Aquaculture Society. Baton Rouge, Louisiana, USA. 105-117.

Guzmán, A. I. 1993. La comunidad macrozoobentónica de fondos blandos de la plataforma continental del departamento del Magdalena. Tesis M.Sc., Biol. Mar., Universidad Nacional de Colombia – INVEMAR, Santa Marta. 74 pp.

Guzmán, A. I. y C. B. García. 1996. Taxonomic aggregation and the detection of patterns in a tropical marine benthos data set. *Rev. Biol. Trop.* 44 (2): 907-910.

Guzmán-Alvis, A. I. y O. D. Solano. 1997. Estructura de la taxocenosis Annelida-Mollusca en la región de Mingueo, Guajira (Caribe colombiano). *Bol. Inves. Mar. Cos.* 26: 35-52.

Guzmán-Alvis, A. I., O. D. Solano, M. E. Córdoba-Tejada y A. C. López-Rodríguez. 2001. Comunidad macroinfaunal de fondos blandos someros tropicales (Caribe, colombiano). *Bol. Invest. Mar. Cost.* 30: 39-66.

Hansen, P. K., A. Ervik, M. Schaanning, P. Johannessen, J. Aure, T. Jahnsen y A. Stigebrandt. 2001. Regulating the local environmental impact of intensive, marine fish farming II. The monitoring programme of the MOM system (Modelling-Ongrowing fish farms-Monitoring). *Aquaculture*. 194: 75-92.

Harada, T. 1978. Yellowtail and amberkack. In: Kawamoto, N. (Ed), *Details of Culture*. Koseisha-Kosikaku, Tokio. 463-503.

Hargrave, B. T., G. A Phillips, L. I. Doucette, M. J. White, T. G. Milligan, D. J Wildlish, y R. E Cranston. 1997. Assessing benthic impacts of organic enrichment from marine aquaculture. *Water, Air and Soil Pollution*. 99: 641-650.

Henriksson, S. 1991. Effects of fish farming on natural Baltic fish communities. In: Makinen, T. (Ed), *Marine Aquaculture and Environment*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. 85-104.

Holme, N. A. and A. D. McIntyre (Eds), 1984. *Methods for the study of marine benthos*. I.B.P., Handbook No. 16, London, 387 pp.

Johannessen, P. J., H. B. Botnen y Ø. F. Tvedten. 1994. Macrobenthos: before, during and after a fish farm. *Aquaculture Fish Management*. 25: 55-66.

Karakassis, I. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three mediterranean coastal areas. *ICES Jour. of Mar. Sci.* 57: 1462-1471.

Karakassis, I., E. Hatziyanni, M. Tsapakis y W. Plaiti. 1999. Benthic recovery following cessation of fish farming: a series of successes and catastrophes. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 184: 205-218.

Kensley, B. y M Schotte. 1989. *Guide to the marine Isopod crustaceans of the Caribbean*. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. 307 pp.

Larsen, K. 2001. Morphological and molecular investigation of polymorphism and cryptic species in tanaid crustaceans: implications for tanaid systematics and biodiversity estimates. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 131: 353-379.

Laverde-Castillo, J. 1990. Comparación de comunidades de poliquetos infaunales y epifaunales, asociados con lechos de *Thalassia testudinum* Banks ex König en la región de Santa Marta, Caribe colombiano. En: Díaz J. M. (Ed), *Estudio ecológico integrado de la zona costera de Santa Marta y P. N. N. T. INVEMAR* . Informe final. 440 pp.

López, A. C. 1997. Caracterización espacio-temporal de la taxocenosis Mollusca-Crustacea-Echinodermata en la ensenada de pozos colorados y sectores aledaños, Caribe colombiano. Tesis de grado, Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá. 119 pp.

Lu, L. y R.S.S. Wu. 1998. Recolonization and sucesion of marine macrobenthos in organic-enriched sediment deposited from fish farms. *Environmental Pollution*. 101: 241-251.

Lytle, T. y J. Lytle. 1982. Pollutant transport in Mississippi sound. Mississippi- Alabama Sea Grant Consortium. Ocean Springs, MS. MASGP-82-038.

Manté, C., J. C. Dauvin. y J. P. Durbec. 1995. Statistical method for selecting in multivariate analysis of long-term changes of marine communities. Applications to a macrobenthic community from the Bay of Molaix. *Mar. Ecol. Prog Ser.* 120: 243-250.

Mcbee, J. T y W. T. Brehm. 1982. Spatial and temporal patterns in the macrobenthos of St. Louis Bay, Mississippi. *Gulf Res. Reports*. 7: (2): 115-124.

Méndez, M. N., V. Solis y A Carranza. 1986. La importancia de la granulometría en la distribución de organismos bentónicos. Estudio de playas del estado de Veracruz, México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*. 13 (3): 45-56.

Méndez, N. 2002. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías estuary (Sinaloa, Mexico). *Oceanologica Acta*. 25: 139-147.

Molina, A. 1990. Estudio sedimentológico y morfológico de la plataforma continental caribe entre el sector de Santa Marta y Punto Morro Hermoso. *Bol. Cient. CIOH*. 14: 67-77.

Molina Domínguez, L., G. López Calero, J. M. Vergara Martín y L. Robaina Robaina. 2001. A comparative study of sediments under a marine cage faro at Gran Canaria Island (Spain). Preliminary results. *Aquaculture*. 192: 225-231.

Molvaer, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei y J. Sørensen. 1997. Classification of the environmental quality of fjords and coastal waters. SFT Veiledning 97:03. Norwegian Pollution Control Authority, Oslo, Norway, 36 pp. (in Norwegian).

Morrissey, D. J, L. Howitt, A. J. Underwood y J. S. Stark. 1992. Spatial variation in soft-sediment benthos. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 81: 197-204.

Ochoa-Rivera, V, A. Granados-Barba y V. Solís-Weiss. 2000. The polychaete cryptofauna from Cozumel Island, Mexican Caribbean. *Bull. Mar. Sci.* 67: 137-146.

Ortiz, M. 1992. Clave gráfica para la identificación de familias y géneros de anfípodos del sudorden Gammaridea del Atlántico Occidental Tropical. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betún*, 21: 59-101.

Páez-Osuna, F, M. L. Fong-Lee y H. Fernández-Pérez. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Ciencia del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. Mexico.* 11(1): 257-264.

Papoutsoglou, S., M. J. Costello, E. Stamou y G. Tiza. 1996. Environmental conditions at seacages, and ectoparasites on farmed European sea-bass, *Dicentrarchus labrax* (L), and gilt-head sea-bream, *Sparus aurata* L., at two farms in Greece. *Aquaculture Research.* 27: 25-34.

Pearson, T. H. y R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16. 229-311.

Pergent, G., S. Méndez, C. Pergent-Martini y V. Paqualini. 1999. Preliminary data on the impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows in the Mediterranean. *Oceanologica Acta.* 22. 95-107.

Riedel, R. y C. J. Bridger. 2004. Environmental issues associated with offshore aquaculture & modeling potencial impact. *Capítulo 6*, 95-107.

Rosenberg, R. 1976. Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary. *Oikos.* 27: 414-427.

Rosenberg, R., W. Arntz, E. Chuman, L. A. Flores, G. Carvajal, I. Finger y J. Tarazona. 1983. Benthos biomass and oxygen deficiency in the upwelling system off Peru. *J. Mar. Res.* 41: 263-271.

Salazar-Vallejo, S. J. León-González y Salaices-Polanco, H. 1988. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México. *Universidad Autónoma de Baja California Sur.* 212 pp.

Sieg, J. y R.W. Heard. 1989. Tanaidacea (Crustacea: Peracarida) of the Gulf of Mexico. VI. On the genus *Mesotanais* Dollfus, 1897 with descriptions of two new species, *M. longisetosus* and *M. vadicola*. *Gulf Research Reports.* 8: 73-95.

Sosa, E. A. 2001. Variabilidad temporal de la producción primaria fitoplanctónica en la estación CATs (Caribbean Time Series Station): con énfasis en el impacto de la marea interna semidiurna sobre la producción. Tesis de Ph.D. Universidad de Puerto Rico, Mayagüez. 402 pp.

Spencer, W. K. y C. W. Wright. 1966. Asterozoans. In treatise on invertebrate paleontology, Part U, Echinoderms 3, Volume 1, ed. R. C. Moore, U4-U107. The geological society of America and the University of Kansas Press, Lawrence, Kansas.

Tsutsumi, H. 1987. Population dynamics of *Capitella capitata* (Polychaeta: Capitellidae) in an organically polluted cove. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36: 139-149.

Tsutsumi, H., S. Fukunaga, N. Fujita, y M. Sumida. 1990. Relationship between growth of *Capitella* sp. and organic enrichment of the sediment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 63: 157-162.

Uebelacker, J. M. y P. G. Johnson. 1984. Taxonomic guide to the Polychaetes of the northern gulf of México. Minerals management service U.S. Department of the Interior. Louisiana. Volumes 1-7.

Wieser, W. 1969. The effect of grain size on the distribution of small invertebrates inhabiting the beaches of Puget Sound. Limnol. Oceanogr. 4: 181-194.

Williams, B. A. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the atlantic coast of the eastern United State, Maine to Florida. Smithsonian Institution Press, Washington, 550 pp.

Yokoyama, H. 2003. Environmental quality criteria for fish farms in Japan. Aquaculture. 226: 45-56.

Apéndice A. Tablas de ANOVAS y contrastes.

A1. ANOVA de dos vías para la abundancia total de organismos colectados durante el estudio.

F.V.	SC	gl	CM	F	Valor p
Modelo	53.07	76	0.70	2.53	0.0001
Month	11.14	6	1.86	6.64	0.0125*
Month>Replicate	1.96	7	0.28	1.01	0.4321
Station	14.04	9	1.56	5.64	0.0001*
Month*Station	25.93	54	0.48	1.74	0.0176*
Error	17.41	63	0.28		
Total	70.48	139			

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A2. Prueba de contrastes a través del tiempo de estudio con base en la abundancia total de organismos colectados.

Abundancia organismos totales			
Contraste (meses)	gl	F	p-valor
Oct-02 a ago-03 Vs oct-03	1	14.74	0.0064*
Abr-03 Vs ago-03	1	0.3	0.5992
Dic-02 a oct-03 Vs oct-02	1	2.09	0.1915
Abr-03 Vs jun-03	1	0.55	0.4811
Ago-03 Vs jun-03	1	0.04	0.8559

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A3. Prueba de contrastes entre las estaciones y el punto control durante el tiempo de estudio con base en la abundancia total de organismos colectados.

Abundancia organismos totales			
Contraste (estaciones)	gl	F	p-valor
Todas las estaciones Vs punto control	1	0.93	0.3384
Scen-Ccen Vs punto control	1	10.78	0.0017*
SN4-CN4 Vs SS4-CS4	1	6.79	0.0114*
SN4-SE4 Vs CS4-CE4	1	4.15	0.046*
SE4-CO4 Vs Punto control	1	3.24	0.0767
CN4 Vs CS4	1	7.96	0.0064*
SN4 Vs SS4	1	0.74	0.3916

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A4. ANOVA de dos vías para la abundancia total de organismos por familias colectados durante el estudio.

F.V.	SC	gl	CM	F	Valor p
Modelo	720.48	48	15.01	2.43	0.0036
Mes	179.98	6	30.00	4.37	0.0373*
Mes>Sitio muestra	48.08	7	6.87	1.11	0.3782
Estación	55.54	5	11.11	1.80	0.1392
Mes*Estación	436.88	30	14.56	2.36	0.0079*
Error	216.42	35	6.18		
Total	936.89	83			

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A5. Prueba de contrastes a través del tiempo de estudio con base en la abundancia total de organismos por familias colectados durante el estudio.

Abundancia por familias				
Contraste (meses)	gl	F	p-valor	
Oct-02 a jun-03 Vs oct-03	1	13.68	0.0077*	
Abr-03 y jun-03 Vs oct-03	1	23.58	0.0018*	
Abr-03 Vs oct-03	1	20.47	0.0027*	
Ago-03 Vs oct-03	1	9.71	0.0169*	
Dic-02 Vs oct-03	1	87.03	0.0209*	
Feb-03 Vs oct-03	1	11.69	0.0112*	
Jun-03 Vs oct-03	1	8.8	0.0209*	
Oct-02 Vs oct-03	1	12.38	0.0097*	
Abr-03 vs Ago-03	1	1.98	0.2021	
Abr-03 Vs dic-03	1	2.43	0.1631	
Abr-03 Vs feb-03	1	1.22	0.3053	
Abr-03 Vs jun-03	1	2.43	0.1631	
Abr-03 Vs oct-02	1	1.01	0.3482	
Ago-03 Vs jun-03	1	0.02	0.8844	
Dic-02 Vs feb-03	1	0.2	0.6646	
Ago-03 Vs dic-02	1	0.02	0.8844	
Feb-03 Vs jun-03	1	0.2	0.6646	

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A6. Prueba de contrastes entre las estaciones y el punto control durante el tiempo de estudio con base en la abundancia total de organismos por familias colectados durante el estudio.

Abundancia por familias			
Contraste (estaciones)	gl	F	p-valor
Ccen Vs punto control	1	2.97	0.0895
CN4 Vs punto control	1	0.01	0.9378
CS4 Vs punto control	1	1.78	0.1875
CO4 Vs punto control	1	0.01	0.9378
Scen vs punto control	1	5.9	0.0180*
SE4 Vs punto control	1	2.46	0.122
SN4 Vs punto control	1	2.97	0.0895
SS4 Vs punto control	1	0.5	0.4832
SO2 Vs punto control	1	0.1	0.7549
Ccen-Scen Vs punto control	1	5.75	0.0194*
CN4 Vs CS4	1	1.57	0.2144
SN4 Vs Ss4	1	1.04	0.3121
CN4-SN4 Vs CS4-SS4	1	0.03	0.8685
CS4-CO4 Vs SN4-SE4	1	0.6	0.4407
CN4-SN4 Vs SO2	1	1.97	0.1656
CS4-SS4 Vs SO2	1	2.37	0.1289

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A7. ANOVA de dos vías para el contenido de materia orgánica durante el estudio.

F.V.	SC	gl	CM	F	Valor p
Modelo	108.64	72	1.51	2.95	0.0001
Month	56.53	6	9.42	29.98	0.0001*
Month>Replicate	2.20	7	0.31	0.61	0.7414
Station	6.01	9	0.67	1.31	0.2535
Month*Station	43.90	50	0.88	1.72	0.0232*
Error	30.16	59	0.51		
Total	38.79	131			

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A8. Prueba de contrastes a través del tiempo de estudio con base en el contenido de materia orgánica.

Materia orgánica			
Contraste (meses)	gl	F	p-valor
Oct-02 Vs oct-03	1	10.98	0.0129*
Jun-03 Vs oct-03	1	0.05	0.831
Abr-03 Vs ago.03	1	3.31	0.1117
Oct-02 a ago-03 Vs oct-03	1	128.22	0.0001*

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)

A9. Prueba de contrastes entre las estaciones y el punto control durante el tiempo de estudio con base en el contenido de materia orgánica.

Materia orgánica			
Contraste (estaciones)	gl	F	p-valor
Todas las estaciones Vs punto control	1	0.14	0.7121
Scen-Ccen Vs punto control	1	0.12	0.7321
CN4-SN4 Vs CS4-SS4	1	4.64	0.0353*
CS4-CO4 Vs SN4-SE4	1	3.79	0.0562
CO4-SE4 Vs punto control	1	0.01	0.9105
CN4-CS4-CO4-SE4-SN4-SS4	1	0.01	0.9286
SO2 Vs punto control	1	0.62	0.4345

* Indican diferencias significativas ($p < 0.05$)