



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

CAMPUS "IZTACALA"

CARRERA DE BIOLOGIA

***"LA COMUNIDAD DE PECES ASOCIADA AL
MANGLAR DE LA LAGUNA COSTERA DE
CELESTUN, YUCATAN, MEXICO."***

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G O

P R E S E N T A :

ADRIAN FELIPE GONZALEZ ACOSTA





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Dedicatoria.

A la memoria de Hilario y Guadalupe, mis abuelos

raíz humana de mi persona.

A mis padres:

Amalia y Francisco, de quiénes he recibido el amor mas grande y el espíritu contínuo de superación.

A ustedes que tanto han luchado para permitirme lograr todo lo que soy, con mi amor mas grande.

A mis hermanos: Francisco Ramón y Graciela, con quiénes he crecido y vivido los momentos mas importantes en mi vida.

A mi amigo de la infancia, de la adolescencia y de siempre, D.G. Luis Arturo Gutiérrez

A María Eugenia Escalona, una gran amiga

Por último, quiero dedicar el presente trabajo a todas aquellas personas que al igual que yo, disfrutarán este logro alcanzado. A todos mis amigos.

Agradecimientos.

Deseo expresar mi mayor gratitud a la M. en C. María Eugenia Vega Cendejas por el apoyo que me brido durante mi estancia en Mérida y por la acertada dirección que hizo a mi trabajo de Tesis.

A las autoridades y personal del CINVESTAV-I.P.N., Unidad Mérida. Por el apoyo recibido para la realización del presente trabajo.

Mi reconocimiento a Ducks Unlimited-México, por facilitarnos sus instalaciones durante la realización del trabajo de campo.

Al M. en C. Gustavo de la Cruz, por permitirme el uso de su programa ANACOM, por su amistad y las acertadas observaciones al presente trabajo.

Un reconocimiento especial a mis amigos de Mérida, M. en C. Uriel Ordoñez López, Biol. Javier Ramírez, Biól. Rey David Sánchez A. y Dr. Jorge Herrera S. Quiénes además de su apoyo moral, participaron enriqueciendo algunos aspectos de este estudio.

A la E.N.E.P Campus Iztacala de la U.N.A.M., por mi formación profesional.

Agradezco al M. en C. Jonathan Franco López del Laboratorio de Ecología y Biologías de Campo de la E.N.E.P. Iztacala, por su ayuda en la finalización y críticas del presente trabajo.

Al Biól. Gerardo Ortíz M., por la ayuda logística proporcionada.

Un reconocimiento, a mis profesores y revisores del presente trabajo, por sus atinadas sugerencias y el apoyo brindado. Biól. Asela Rodríguez V., M. en C. Adolfo Cruz G. y Biól. José Antonio Martínez P.

Deseo agradecer muy en especial a la Familia Gutiérrez Barrera, por la amistad y el cariño siempre mostrado hacia mi persona.

A mis amigos de la carrera, de los cuales siempre he tenido apoyo y una amistad sincera: Ania, Gerardo, Alejandro, Germán, Luis, Mireya, Guadalupe, Lucero, etc.

A todos aquellos que mencioné y a los que sin querer omití, gracias por estar conmigo.

El presente estudio, forma parte de los resultados del proyecto de investigación denominado "Manejo y desarrollo sostenible de los manglares. Funcionalidad ecológica de los sistemas de manglar de la Península de Yucatán." Proyecto interinstitucional realizado por el Centro de Investigación y Estudios Profesionales del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida y el Programa EPOMEX, de la Universidad de Campeche. Cuyo financiamiento fue proporcionado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología.

INDICE

Resumen	I
1. Introducción.	1
2. Objetivo general.	4
2.1 Objetivos particulares.	4
3. Antecedentes.	5
4. Area de estudio	8
4.1 Geomorfología.	8
4.2 Clima.	9
4.3 Hidrología	9
4.4 Componentes biológicos.	11
5. Material y métodos	13
6. Resultados.	20
6.1 Hidrología	20
6.2 Estructura comunitaria	22
6.2.1 Período anual	22
6.2.2 Variación temporal	24
6.3 Correlaciones	39
7. Discusión	45
8. Conclusiones	64
9. Literatura citada	66
Anexo I.	77

RESUMEN

Se estudió la composición y variación en abundancia de la comunidad neotónica presente en la Laguna Costera de Celestún, relacionando los cambios comunitarios con la periodicidad climática de la región. Para esto se efectuaron seis muestreos en dos puntos dentro de la laguna durante un ciclo anual, utilizando para la colecta biológica una red estacionaria colocada paralela a la línea de costa, con una superficie de muestreo de 150 m². En cada sitio se midieron los parámetros ambientales por métodos convencionales. El promedio anual de temperatura fue de 26.2°C, el de la salinidad 19.93 ‰, el de oxígeno 3.43 ml/l, el de materia orgánica de 6.02 %, la profundidad media de 0.63 m y una fluctuación promedio en el nivel de marea de 0.38 m. Se colectó un total de 15554 ejemplares con una biomasa de 9.871 kg, agrupados en 25 familias, 42 géneros y 60 especies. La temporada de nortes fue aquella donde se obtuvieron las más altas abundancias. En general, la comunidad estuvo dominada según el IVBS anual, por *Anchoa mitchilli* considerando sus densidades y en biomasa por *Eucinostomus argenteus*. El período de secas, por *Floridichthys carpio* en densidad y por *Strongylura timucu* en biomasa. Durante las lluvias la especie con las mayores densidades y biomasa fue *E. argenteus*. La época de nortes tuvo el predominio en densidad de *A. mitchilli* y de *E. argenteus* en biomasa. La mayor riqueza de especies en el año se presentó en la estación Boca-noche (44), al igual que la mayor equidad (0.63); mientras que el menor número de especies se obtuvo en la Laguna-noche (22) y la menor equidad en la Boca-día (0.33). Se obtuvo el valor más alto del índice de diversidad en la Boca-noche (3.43 bits/ind.) y el más bajo en Boca-día (1.76 bits/ind.). La temperatura se correlacionó positivamente con *Syngnathus scovelli* y negativamente con *Eucinostomus sp.* En tanto *Sardinella anchovia* se relacionó con la salinidad, no sucediendo igual con *Menidia colei*. El oxígeno disuelto mostró una relación positiva con *Mugil curema*, pero negativa con *S. notata*. La cantidad de materia orgánica se relacionó con *Poecilia velifera* y con *F. carpio* la relación fue negativa. Con la profundidad *S. anchovia* estuvo más relacionada, al contrario de *Micropogonias furnieri*. El nivel mareal guardó mayor correlación con *Sphoeroides testudineus* y una relación inversa con *S. scovelli*. Celestún alberga una amplia variedad de especies de origen diverso, cuya presencia ocurre de acuerdo con la variabilidad ambiental a través del año. La comunidad de peces adyacente al manglar, muestra una constancia espacio-temporal en los grupos que la componen; resultante de la capacidad eurihalina de las especies. Los cambios en la estructura comunitaria bajo esta perspectiva, se dan de acuerdo con la conducta trófica y el uso que hace cada especie de estas áreas. Finalmente se determina, que las raíces inundadas de los manglares de Celestún constituyen un ambiente que es utilizado en su mayoría por estadíos juveniles, algunas formas preadultas y adultas; como zona de crianza, protección, alimentación y reclutamiento. Esta situación revela la gran importancia que estos biotopos tienen, en el sustento de los recursos pesqueros de las zonas adyacentes a este ecosistema.

1. INTRODUCCION

Los sistemas estuarino-lagunares tropicales, constituyen sitios ecológicos de gran importancia por la magnitud de los procesos de interacción que se realizan entre la zona intermareal y las áreas adyacentes a ellos, lo cual se observa en la variedad de componentes naturales que en estos lugares se presentan (Yañez-Arancibia, 1978b).

De esta manera, la influencia de factores externos como el clima, la geomorfología, hidrología y vegetación circundante, originan una gran diversidad de ambientes y una enorme riqueza en recursos, con elevados niveles de productividad sustentados por la dinámica en la transferencia de materia y energía hacia el medio acuático. Así mismo, representan un sistema biológico potencial, fundamental para el desarrollo de pesquerías de moluscos, crustáceos y peces; que utilizan estos lugares para completar alguna fase o durante todo su ciclo biológico (Nakamura y col., 1980).

Entre los principales componentes bióticos, se encuentra la vegetación de manglar que bordea a lo largo de la franja litoral estos cuerpos de agua. Los manglares constituyen un valioso elemento en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas costeros, al conformar un ambiente ecológico autosuficiente, cuya presencia es condicionada por la morfología de la zona de inundación, la inmersión periódica ocasionada por la amplitud de mareas, fluctuación de la salinidad y en gran medida por la homogeneidad climática del lugar donde se encuentran. Este biotopo presenta un dinamismo ecológico intenso, que se manifiesta como respuesta a la influencia ambiental externa y repercute en la variedad de comunidades de flora y fauna que se establecen en relación a la transformación continua de los suelos, su capacidad fotosintética, la absorción y síntesis de materia orgánica. Procesos que son regulados por los factores ambientales, que también determinan su distribución (Pannier y Pannier, 1977; Blasco, 1981; Gaillard y col., 1982; Manus y Lucas, 1982).

Cintrón y Shaefer-Novelli (1983) señalan que a partir de las áreas de manglar, se llegan a exportar hacia la laguna y el mar de 1 a 3 t/ha/año de materia orgánica. De esta cantidad, entre el 20 y 30 % es dirigido fuera del biotopo lagunar y sólo un 10 % de esta producción es transformada en tejidos de peces y otros organismos.

En relación al papel que juega este tipo de vegetación en la dinámica y estructura de los ecosistemas costeros, Twiley y Olsen (1990) mencionan, que los cambios en la hidrología y geomorfología de los ecosistemas costeros pueden llegar a ocasionar que el sustento del nivel de productividad de las zonas costeras, a través de los aportes del manglar, dependa del destino de sus suelos; además de la producción y fisiografía del bosque de manglar, el acarreo hacia el medio acuático

y utilización por las cadenas tróficas (Snedaker, 1989).

Desde el contexto biológico, los manglares funcionan como una fuente de componentes nutricionales para las lagunas, los estuarios y el mar. Colaborando el detritus en ocasiones como elemento primario en la trama alimenticia y como punto inicial del flujo energético a través de los niveles tróficos involucrados; participando como mediadores, la microbiota y los consumidores superiores (Odum y Heald, 1975; Monserrat y col., 1980; Cintrón y col., 1982; Wilson, 1989; Boto, 1989).

Resulta importante entonces para un buen número de peces que migran a las zonas de manglar, el utilizar recursos tales como, los crustáceos que se desarrollan en este biotopo como su alimento preferencial. De tal manera que a partir de los manglares, se constituyen relaciones tróficas importantes, y consecuentemente flujos energéticos entre las pesquerías y fauna litoral tropical (Cintrón y col., 1982; Snedaker, 1989; John y Lawson, 1990).

Ecológicamente las raíces accesorias del manglar son las que tienen mayor importancia, pues además de constituir un medio de adaptación originado por la complejidad radicular que forma una barrera que reduce la fuerza del oleaje y las corrientes; funciona también como, retenedores de partículas sedimentarias y propicia un sitio favorable para que se establezca un tipo de biota adaptada a las condiciones de estrés de estos habitats (Sánchez, 1963; Vázquez-Yanes, 1980).

Consecuentemente, sirven también como áreas de reproducción, crianza, alimentación, crecimiento, protección contra la depredación y rutas de migración, para peces e invertebrados, incluyendo algunos de interés comercial (Vegas, 1980; Zieman y Adams, 1982; Thayer y col., 1987; Rützler y Feller, 1987; Wilson, 1989; Snedaker, 1989; Vance y col., 1990).

Por este motivo, los estudios relacionados con la comunidad halófila se han avocado en conocer y aprovechar adecuadamente la ictiofauna que habita estas áreas, específicamente de aquellas susceptibles de aprovechamiento por su importancia pesquera, uso recreativo y conservación (Sasekumar, 1984). De ello se deduce, que la verdadera importancia que el manglar tiene para la comunidad de peces, se basa en la diversidad de especies que aprovechan la variedad de habitats que estos ambientes les proporcionan; así como, la enorme producción de recursos que junto con los factores climáticos determinan una variación espacial y temporal en las poblaciones nectónicas dentro del estuario, compuestas en su mayoría por larvas y juveniles (Pinto, 1987; Thayer y col., 1987; Yañez-Arancibia y col., 1988; Blaber y col., 1990; Sheridan, 1992; Tzeng y col., 1992; Yañez-Arancibia y col., 1993).

Por lo tanto, si deseamos conocer la dinámica de los ecosistemas costeros y especialmente la magnitud de la interacción peces-manglar, se requiere en primer instancia identificar los grupos fcticos asociados al manglar que representan un recurso potencial; relacionando su dinámica poblacional con la influencia de la variabilidad ambiental en la composición de la comunidad (Yañez-Arancibia, 1978b).

2. OBJETIVO GENERAL

Se propone con este estudio, determinar la composición y evaluar la variación en la abundancia de la comunidad nectónica asociada al manglar, a lo largo de un período anual en la Laguna costera de Celestún, Yucatán.

2.1 OBJETIVOS PARTICULARES

Como objetivos específicos de este trabajo se planteó:

- 1.-Identificar a las especies que componen estructuralmente, la comunidad de peces presentes en estas áreas.
- 2.-Cuantificar la abundancia en términos de densidad y biomasa, de los principales grupos nectónicos que habitan las áreas de manglar, en una base diurna/nocturna espacial y temporal.
- 3.-Determinar, la variación espacial y temporal de los grupos ícticos predominantes en estos hábitas, en relación a su abundancia y frecuencia de aparición.
- 4.-Evaluar las variaciones de los parámetros ambientales y la magnitud de su influencia en la composición de la comunidad ictiofaunística.

3. ANTECEDENTES

En los sistemas costeros, se han desarrollado una gran diversidad de estudios de diferente naturaleza encaminados al conocimiento de la funcionalidad de estos ecosistemas, debido a la diversidad de interacciones existentes entre el ambiente y los componentes bióticos. Así como, por la gran cantidad de recursos que de estos lugares se extraen.

Específicamente acerca de los estudios que se han llevado a cabo para evaluar la ictiofauna que habita en estos sistemas, podemos mencionar el realizado por Allen y Horn (1975), en la Laguna de Colorado, quienes estudiaron la comunidad de peces y su comportamiento estacional. Otros trabajos de este tipo que pueden mencionarse son los de Marshall (1976); Hoff e Ibarra (1977); Yáñez-Arancibia (1978b); Yáñez-Arancibia y col. (1982); Amezcua-Linares y Yáñez-Arancibia (1980); Subrahmanyam y Drake (1975); Subrahmanyam y Coutlas (1980); Robblee y Ziemann (1984), los cuales evaluaron la estructura de la comunidad de peces que viven en este tipo de sistemas costeros y asociados a zonas con vegetación sumergida.

Respecto a los sistemas de manglar, son diversos los estudios que se han llevado a cabo en ellos, muchos de los cuales se han relacionado con aspectos de su ecología; particularmente acerca de su estructura comunitaria, modelos de crecimiento y zonificación forestal (Cintrón y col., 1982). Igualmente, se han estudiado aspectos de su funcionalidad y productividad, basados en la magnitud de la interacción con los parámetros externos; así como, los mecanismos fisiológicos, captación y flujos de energía. Las cadenas tróficas dentro del manglar originadas a partir de la enorme producción de materia orgánica y las interrelaciones energéticas existentes entre la microbiota, consumidores superiores y el manglar (Boto, 1989).

Otros aspectos que se han considerado para su estudio, son los cambios geoquímicos basados en análisis mineralógicos (Manus y Lucas, 1982), los cuales se han relacionando con estudios sedimentológicos y considerando la hidrología existente entre las diferentes épocas climáticas (Gaillard y col., 1982).

Recientemente, se han realizado estudios en áreas de manglar encaminados a demostrar el enorme valor que éstas tienen como áreas de crianza para juveniles de peces y crustáceos de importancia comercial; en donde se describen aspectos de su dinámica poblacional, reclutamiento, crecimiento y productividad pesquera (Boto, 1989; Wolanski y Boto, 1990; Sheridan, 1992).

Con estos estudios, se pretende describir la distribución y zonación de la macrofauna en los manglares, en términos de su densidad y biomasa (Sasekumar, 1984). Algunas revisiones que sobre este tópico se pueden mencionar, son las de

Austín (1971 a y b), en Puerto Rico; Lalana y Pérez (1985 a); Lalana y col., 1985 b; Lalana, 1986), en la Isla de la Juventud y la Laguna "El Ciego", Cuba; Thayer y col., (1987), en el Sur de Florida; Robertson y Duke (1987), en Australia; Wilson (1989) en la Bahía de Florida; Morton (1990), en Australia; Rooker y Dennis (1991), en Puerto Rico y Sheridan (1992), en Florida.

Desde el punto de vista botánico, en México se cuenta con los trabajos de Monserrat y col. (1980); López y col. (1980) en manglares sudcalifornianos; Vázquez-Yanes (1980), en la reserva del Morro de la Mancha, Veracruz; Flores-Verdugo y col. (1987), en la Laguna El Verde, Sinaloa y Trejo-Torres y col. (1993) en manglares de la Península de Yucatán, entre otros.

Con respecto a los estudios que se tienen acerca de fauna asociada al manglar en ecosistemas costeros mexicanos, estos resultan sumamente variados. Entre ellos están, los de Vargas y col. (1981) en la Laguna de Términos, Campeche; Inclán (1989), en Bahía de la Ascención, Quintana Roo y Flores-Verdugo y col. (1990), en el Sistema Teacapán-Agua Brava (Pacífico). Donde se resalta la importancia de estas áreas como hábitats críticos, para una gran diversidad de organismos acuáticos (en especial grupos de peces de importancia comercial y ecológica); considerando una estrecha relación con la elevada productividad primaria que de estos sistemas lagunares se genera.

Específicamente para la Laguna de Celestún, existen pocos antecedentes que sin embargo han servido de base para un conocimiento mas amplio de este ecosistema y para llevar a cabo otro tipo de estudios con mayor profundidad. Entre estos podemos encontrar el de Ayala (1983), quien hizo un estudio de contaminación por coliformes y de calidad de agua de la laguna. Otros son, los de Batllori y col. (1987); Valdés y col. (1988); Chávez y col. (1990) y Parra (1990), con los cuales se tiene información acerca de las características físicas y químicas de este sistema acuático.

Por otro parte, se tienen los estudios de Herrera (1985, 1988 y 1990) y Ramírez (1992), quienes se enfocan al conocimiento de la productividad primaria (fitoplancton), mientras que Batllori (1988), estudió la productividad secundaria para este cuerpo de agua vía el zooplancton.

La comunidad de manglar ha sido estudiada por Trejo (1986) y Sánchez-Argüelles (1994), la composición y distribución de la fitoflora fue determinada por Ortigón (1993). Por su parte Chin (1990), Trujeque (1990) y Selem (1992), estudiaron el tipo de sedimentos, degradación de la hojarasca de manglar y el macrofitobentos respectivamente. Gold-Bouchot en 1991, hace un análisis de la composición isotópica de la materia orgánica sedimentaria, con el propósito de determinar la contribución de los manglares, pastos marinos y macroalgas dentro de la trama trófica de este ecosistema, considerando su posible relación con la composición

isotópica de *Cichlasoma urophthalmus*; Concha en 1992, evaluó los compuestos nitrogenados, las fuentes que los originan, así como el intercambio que ocurre entre las aguas del Golfo de México y la Laguna de Celestún.

Acercas de los grupos de peces, se han efectuado una serie de investigaciones por parte de Vidal (1988), quien trabajó con parásitos de cíclidos; Vega-Cendejas y Hernández (1987, 1990); Vega-Cendejas (1990), evaluando aspectos de la dinámica trófica para las especies más importantes por su abundancia dentro de la laguna. Así como, Mena-Abud y col. (1991) quienes aportan resultados preliminares de la ictiofauna presente en la laguna.

El único estudio que se ha realizado acerca de los peces asociados al manglar de esta laguna costera, es el realizado por Vega-Cendejas y col. (1994), donde se evaluó la variación nictimeral de la abundancia en la comunidad fítica que habita estas áreas de vegetación intermareal.

4. AREA DE ESTUDIO

La laguna de Celestún, es uno de los ecosistemas costeros mas importantes dentro del Estado de Yucatán debido a la abundancia de los recursos pesqueros que son capturados en esta zona. Tal producción pesquera ha fomentado que tanto la pesca, la producción de harinas de pescado, extracción de sal, así como el ecoturismo, sean las actividades de mayor importancia desarrolladas por las comunidades que ahí se presentan.

4.1 GEOMORFOLOGIA:

Este sistema se localiza dentro de la vertiente costera del Golfo de México, en la porción NW de la Península de Yucatán. La zona norte de la laguna pertenece al Municipio de Celestún y la zona sur al Municipio de Calkini, Campeche. Se encuentra al SW de la Ciudad de Mérida, entre los paralelos 20° 45' y 20° 55' de latitud N y los meridianos 90° 20' y 90° 25' longitud W.

Limita al norte con el Golfo de México, al sur con el Municipio de Maxcanú y al este con los Municipios de Kinchil, Tetz y Hunucmá (Trujeque, 1990). Al W reúne la frontera política con el Estado de Campeche, constituyendo un límite natural entre el Banco de Campeche y la Plataforma Continental de Yucatán; en su parte media la cruza un puente que comunica al Puerto de Celestún con la carretera que va hacia la Cd. de Mérida, mismo que obstaculiza hasta en un 92 % el intercambio de las masas de agua (Batllori, 1988).

Lankford (1977), la describe como una laguna con barra arenosa creada sobre la parte interna de la plataforma continental por el oleaje y las corrientes; la ubica dentro de la región F y clasifica como tipo III-A. Constituye una planicie costera de bajo relieve con plataforma carbonatada, costas arenosas, ciénegas y suelos de tipo cálcico-cárstico y/o regosol calcárico; la cual contiene mas de un 90 % de CaCO₃, originado por elementos coralinos, con una elevada cantidad de materia orgánica y arcilla, dentro de la laguna (Chin, 1990).

La Plataforma donde se encuentra el sistema, cuenta con una amplitud de 125 km y una profundidad media de 10 m. El oleaje es de baja energía, excepto durante la temporada de huracanes en verano y de nortes en invierno (Batllori, 1988). Presenta mareas de tipo "mixto semidiurno" con un intervalo estrecho de 0.6 m (Valdés y col., 1988).

Geomorfológicamente, la laguna es de forma rectangular alargada e irregular, con una longitud aproximada de 22.5 km, una amplitud de 1.5 Km en su parte mas extensa y 0.4 km en su parte mas angosta; con su eje principal paralelo a la costa. Comprende un área aproximada de 28.138 km² y un volumen de 14.13 X 10⁶ m³ (Batllori y col., 1987).

Su comunicación con el Golfo de México es a través de una boca situada en la parte sur de la laguna con 0.46 km de amplitud. Presenta un canal de marea que la recorre a todo lo largo y tiene las máximas profundidades de la laguna (3.5 m cerca de la boca), disminuyendo gradualmente hacia el interior de la misma (50 cm). Fuera del canal se extienden zonas someras, se presentan barreras de arena y desague ausente o muy localizado (Batllori y col., 1987; Herrera, 1985 y 1988).

4.2 CLIMA:

El clima según García (1988), es del tipo Bs1 (h')w(i')g, correspondiente al cálido semi-seco con lluvias en verano y escasas a lo largo del año. Con una temperatura media anual de 26.2 °C, siendo mayo el mes mas cálido con un valor de 29 °C y enero el mes mas frío con 23 °C (Herrera, 1988).

La precipitación anual alcanza los 795 mm/año, registrándose los promedios mas altos durante junio-agosto (29.6-188 mm) y los mas bajos de febrero-abril (4.07-15.2 mm). Comunmente, en el año se presentan vientos dominantes del SE con intensidad de 0-15 km/h (Selem, 1992).

Durante el año la oscilación climática se manifiesta en tres temporadas: la de **sequía** comprendida entre los meses de marzo y abril, con una precipitación media de 24 mm; **lluvias de junio a septiembre** con 166 mm de precipitación máxima, y de octubre a enero la temporada de **nortes**, en donde se presentan lluvias esporádicas, descensos repentinos de temperatura y vientos con velocidades de 50 a 80 km/h asociados a frentes polares (Batllori y col., 1987; Herrera, 1988). Los vientos dominantes son de componente oriental, sureste y noreste. Al ubicarse Yucatán dentro de la Zona Ciclónica del Caribe, se llegan a presentar de junio a noviembre fenómenos atmosféricos como ciclones o huracanes (Batllori, 1988).

4.3 HIDROLOGIA:

Este cuerpo de agua presenta características estuarinas por su comunicación permanente con el mar, a través de la boca que permanece siempre abierta; además de un comportamiento determinado por procesos físicos y químicos, tales como: el gran número de manantiales que florecen en el interior de la laguna, que representan el mayor aporte dulceacuícola para el sistema debido a la ausencia de ríos (Herrera, 1985 y Batllori, 1988), estos aportes de agua dulce además de bajar la salinidad (en la parte interna), aportan bicarbonatos, carbonatos, silicatos, nitritos y nitratos, aumentando la alcalinidad por incremento en la concentración de bicarbonatos y carbonatos al provenir de un subsuelo calcáreo (Valdés y col., 1988).

Contrariamente con la aparición de las lluvias, baja la alcalinidad y el nivel de carbonos totales por dilución, provocando también la entrada a la laguna de los ácidos (sustancias húmicas y taninos), producto de la descomposición de la materia orgánica de los manglares y pantanos; estos ácidos son neutralizados por los iones bicarbonato y carbonato dando lugar a un decremento de la alcalinidad. Este comportamiento tan singular de la laguna de Celestún, es debido a las diferencias fisicoquímicas entre el agua que proviene del manto freático y la de la laguna. Como resultado, estos afloramientos representan una importante fuente de agua cuyos constantes aportes permiten que la boca permanezca abierta, pues de otro modo sería cerrada por la dinámica de las aguas marinas (Valdés y col., 1988).

Los niveles de salinidad varían de acuerdo al ciclo de lluvias que ocurre en este lugar y se distribuyen a lo largo de un gradiente uniforme con un promedio anual de 24 a 28.9 ‰, siendo la parte interna de la laguna de tipo mesohalino u oligohalino (Batllori y col. 1987). Los niveles mas altos se observan de marzo a junio (temporada de secas), alcanzando valores de hasta 37 ‰ y los mínimos en las lluvias (julio- septiembre), con valores entre 9 y 5 ‰ (Valdés y col., 1988).

El oxígeno disuelto, refleja un amplio intervalo con valores de saturación de menos de 20 % a mas de 70%, detectándose las mínimas concentraciones en los afloramientos, lo cual indica que el agua que surge de estos es pobre en oxígeno (Valdés y col., 1988). A pesar de recibir elevadas concentraciones de materia orgánica, la laguna está bien oxigenada registrándose valores promedio de 4.53 ml/l¹ de oxígeno disuelto (Batllori y col. 1987).

Respecto al pH, este parámetro oscila de 7.6 a 9.0 con un incremento constante de la alcalinidad debido a la permanente introducción de bicarbonatos y carbonatos hacia la laguna por los manantiales característicos de la topografía cárstica (Valdés y col., 1988).

Con base a las características hidrológicas del sistema, se han definido tres zonas a lo largo del mismo, con variación en su amplitud en relación con la periodicidad climática (Herrera, com. pers.), estas son:

- a) **La zona costera** (la boca). Homogénea en sus parámetros, con fuerte influencia marina y aportes de masas de agua provenientes de la laguna durante la bajamar, además de una actividad autotrófica plena. Con fondos arenosos y un promedio de salinidad de 30 ‰, la variación en la concentración de nutrimentos es generalmente reducida.
- b) **Zona de mezcla** (parte intermedia). Altamente dinámica, pues recibe influencia mareal la cual provoca una fuerte circulación y mezcla, con una elevada demanda bioquímica de oxígeno. Es un área de mezcla de la masa

de agua marina y la dulceacuícola, con un sustrato de tipo arcilloso-arenoso y una salinidad media de 18 ‰, el oxígeno y los nutrientes se presentan en altas concentraciones.

- c) **Zona interna.** Es somera y estable debido a su ubicación, ya que presenta poca circulación y oleaje. Además de estar muy influenciada por los aportes de los manantiales, que definen un comportamiento oligohalino. Hay gran actividad heterotrófica en la columna de agua, la salinidad promedio es de 13 ‰, la concentración de oxígeno es baja y presenta sedimentos limoso arcillosos (Herrera, 1988).

4.4 COMPONENTES BIOLÓGICOS:

En la región se presenta una vegetación muy compleja, mezcla de especies de matorral espinoso con plantas carnosas de dunas, manglar, selva baja y pastizal (Miranda, 1978 y Espejel, 1984). La vegetación que rodea a la laguna, está representada por bosque de manglar clasificado fisiográficamente como de borde, seguido por un bosque de cuenca, dominado por *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* (boca y zona de mezcla) *Laguncularia racemosa* (cabecera de la laguna), *Conocarpus erectus*, *Batis maritima*, *Sesuvium portulacastrum* entre otras (Trejo, 1986 y Sánchez-Argüelles, 1994). La vegetación sumérgida la integran el macrofitobentos en un 80 %, principalmente *Chara fibrosa* y *Batophora oersterdi* (zona interna), *Chaetomorpha linum* y *Halodule wrightii* (zona de mezcla), en la zona de la boca domina *H. wrightii* (Trujeque, 1990 y Selem, 1992) y en las partes central y sur de la laguna *Thalassia testudinum* (Herrera, 1988).

Los niveles de productividad primaria neta oscilan de 70 a 375 mg C m³/día, donde la clorofila-a registra valores de 1.5 a 7.8 mg/l presentando un comportamiento estacional. En contraste la clorofila-b, da registros de 0.15 a 2.8 mg/l sin variar en el tiempo (Herrera, 1985).

Otro de los principales productores es el manglar, que en este lugar tiene una productividad neta de 9.986 Kcal/m/día, de la cual aporta al sistema el 75 % o sea 7.12 Kcal/m/día. Extrayéndose energía por vía explotación pesquera de hasta 0.0183 Kcal/m/día (Batllori y col., 1987). Las vías alternas de producción para el sistema son los pastos marinos, macroalgas y macrofitobentos (Batllori, 1988).

El fitoplancton está representado por 30 géneros entre los cuales destacan *Chaetoceros sp.*, *Fragilaria sp.*, *Nitzschia sp.* y *Navicula sp.*, entre otros. Representando al zooplancton se encuentran dominando los miembros de la familia *Acartiidae* (Batllori, 1988), copépodos (calanoideos y ciclopoideos), moluscos como el ostión de mangle (*Crassostrea rizophorae*), la chivita

(*Melongena melongena*), jaibas de las especies *Callinectes sapidus* y *C. danae*, así como camarones del género *Penaeus* (Vidal, 1988).

Entre las poblaciones de aves migratorias que habitan esta zona y que constituyen una atracción turística se encuentra el flamenco *Phoenicopterus ruber ruber* (Selem, 1992), el pato canadiense (*Aythya affinis*), el cormorán (*Phalacrocorax olivaceus*) y *Egretta thula* o garza blanca (Vidal, 1988).

La ictiofauna dominante está representada por: *Eucinostomus argenteus*, *E. gula*, *Archosargus rhomboidalis*, *Sphoeroides testudineus* y *Lagodon rhomboides* (Vega-Cendejas, 1990 y Mena-Abud y col., 1991).

5. MATERIAL Y METODOS

Se llevaron a cabo seis muestreos bimestrales durante el período comprendido entre marzo de 1993 a febrero de 1994, estableciéndose dos sitios de muestreo, uno localizado en la parte norte del sistema frente a la boca (Punta San Joaquín) que se caracteriza por presentar condiciones ambientales de tipo marino, determinadas por la marcada influencia que recibe al estar en contacto permanente con las aguas del Golfo de México. La segunda zona de muestreo se situó en el interior de la laguna (Punta Cajón), misma que debido al volumen de los aportes dulceacuícolas provenientes del manto freático, condicionan un comportamiento oligohalino de variable magnitud (Fig.1).

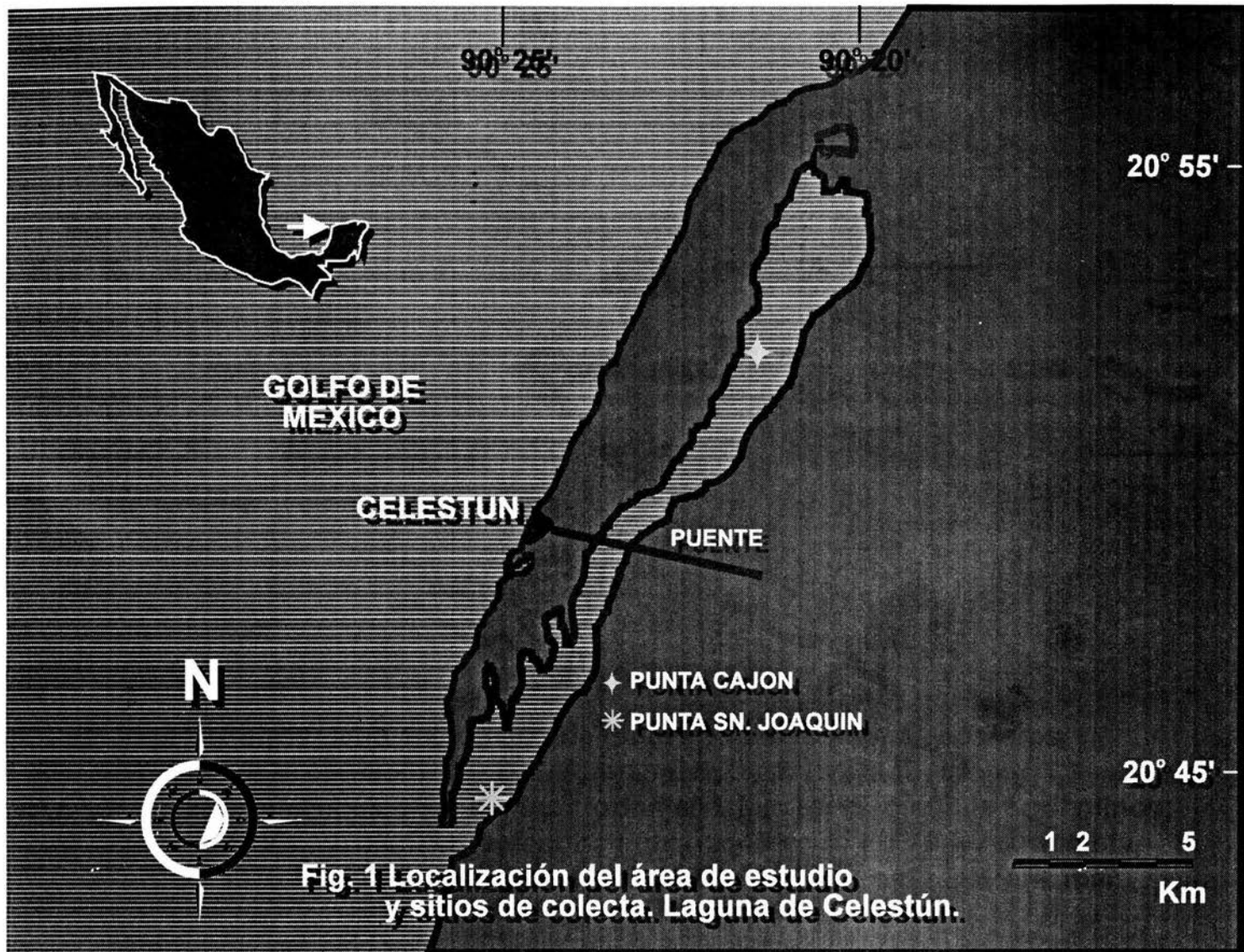
Todos los muestreos se hicieron considerando la oscilación climática típica de la región, que determina la existencia de tres temporadas durante el año: secas (marzo-junio), lluvias (julio-octubre) y nortes (diciembre-febrero). La finalidad de este procedimiento fue delimitar la influencia de la estacionalidad ambiental en la ocurrencia neotónica (Fig.2).

Las colectas se llevaron a cabo en el día y por la noche, con el propósito de evaluar la variación específica nictimeral y conocer el uso del hábitat por los peces. Debido a la fisiografía del manglar, para cada muestreo se empleó una red estacionaria tipo "drop net", formada por 25 m de malla con apertura de 1 mm, la cual fue colocada y sostenida con estacas a cada 1.5 m en posición paralela a la línea de costa y 6 m sobrantes a cada lado que se extienden perpendiculares a la línea de costa durante el muestreo; la intención fue crear un cerco, evitando lo mas posible dejar huecos por donde se pudieran escapar las presas. El área de muestreo resultante fue de 150 m² aproximadamente, de forma rectangular y queda adyacente al manglar (Fig.3).

Dentro del cerco formado, los organismos fueron colectados con pequeños chinchorros de 5 m de longitud y 1.9 m de caída, con luz de malla de 1-2 mm y redes de cuchara del mismo material. De esta manera, fué posible recolectar a los individuos de las distintas tallas que quedaron atrapados, lo cual refleja de cierto modo la fase biológica de ocurrencia de las poblaciones de peces en el manglar.

Al final de cada colecta, los 6 m de malla que se tiraron en dirección de la costa fueron enrollados nuevamente, para permitir el libre movimiento de los peces hacia la zona de manglar hasta el siguiente muestreo en la noche o día según sea el caso.

Durante las colectas se midieron los parámetros ambientales tales como: temperatura del agua (con un termómetro de campo Cole Parmer con precisión de 0.5 °C). Así mismo, se tomaron muestras de agua con una botella van Dorn



Climodiagrama Celestun

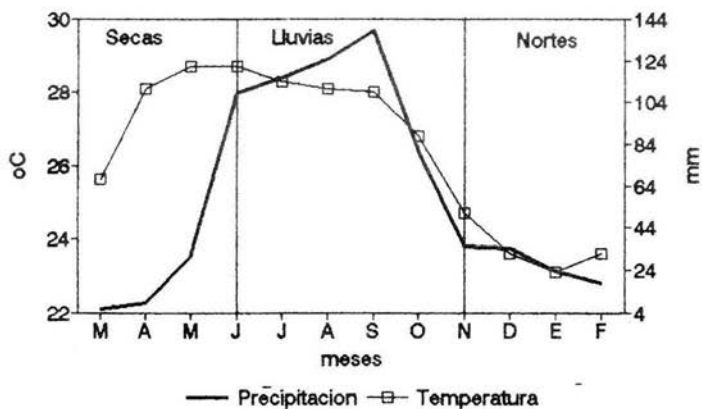


Fig. 2. Promedios mensuales de temperatura y precipitación (Datos tomados de García, 1988). Representación grafica de las temporadas climaticas que prevalessen en la region.

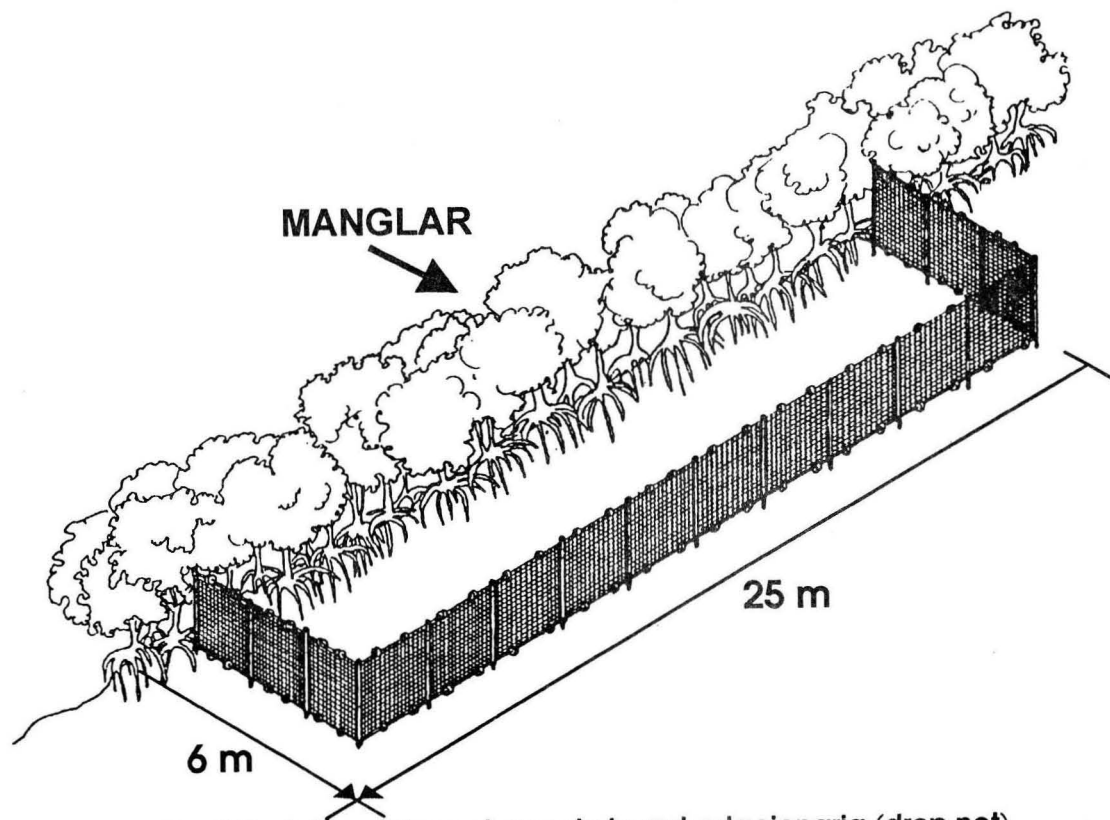


Fig. 3 Posición y dimensiones de la red estacionaria (drop net), utilizada en los muestreos biológicos (modificado de Vega-Cendejas y col., 1994).

para cuantificar la concentración de salinidad (con un salinómetro de inducción KHALSICO RS-9) y oxígeno disuelto mediante la técnica Winkler (Strickland y Parson, 1972); la concentración de materia orgánica se determinó, mediante el método de Wlakley-Black (Jackson, 1976), por oxidación húmeda con dicromato de potasio. Las muestras de agua y sedimentos fueron trasladadas en refrigeración y se procesaron en el laboratorio de Química de la Unidad Mérida del CINVESTAV.

En cada lugar se midió la profundidad existente con una sondaleza y los datos del nivel de marea, se tomaron de acuerdo con la hora en que se realizó cada muestreo del calendario gráfico de mareas (Instituto de Geofísica, 1993).

Los organismos colectados se preservaron con formol al 10 % inyectado en la cavidad abdominal, posteriormente se depositaron en bolsas de plástico con su respectiva etiqueta y se trasladaron al laboratorio de necton del CINVESTAV-Mérida, donde se identificaron hasta el nivel taxonómico posible, mediante el empleo de bibliografía especializada, siguiendo los criterios establecidos en Anónimo (1976); Dickson y Moore (1977); Castro-Aguirre (1978); Fischer (1978); Guitart (1974) y Robins y col. (1986). Para los engraulidos se siguió el criterio de Hildebrand (1943) y para los géreidos se utilizó la clave de identificación propuesta por Aguirre-León y Yáñez-Arancibia (1986).

Las especies pertenecientes a las familias Cyprinodontidae y Poeciliidae fueron identificadas consultando los trabajos de Álvarez del Villar (1970); Eddy y Underhill (1957); Taylor (1976) y Reséndez-Medina (1981 a y b). En cuanto al grupo de los haemúlidos, estos fueron reconocidos con base en la descripción para esta familia, realizada por Böhlke y Chaplin (1993).

Una vez que se identificó a los organismos colectados, se cuantificaron y se les determinó su longitud patrón en cm con un ictómetro convencional, también se pesaron (en gramos), utilizando balanzas analítica y semianalítica OHAUS de precisión 0.0001 y 0.1 g respectivamente. La clasificación taxonómica del necton se realizó siguiendo la modificación de Nelson (1984), a la clasificación supragénica propuesta por Greenwood (1966) y a nivel específico fueron agrupados en orden alfabético.

Los datos obtenidos se estandarizaron para su análisis a 100 m², considerando para cada grupo de peces su abundancia (número de organismos/100 m²), biomasa (g/100 m²) y frecuencia en cada muestreo. De igual manera, las biomasas, densidades y parámetros se presentan aquí como el promedio bimensual de las colectas correspondientes para cada temporada climática en que se dividió el estudio.

A partir de los datos de abundancia, se determinó la dominancia de las especies entre las estaciones y a través del tiempo. Para tal efecto, se utilizó el Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS), método que toma en cuenta la abundancia relativa por especie en cada muestra y su frecuencia en el total de las muestras y/o estaciones estudiadas (Subrahmanyam y Drake, 1975; Loya-Salinas y Escofet, 1992).

La variación de la dominancia (tanto en densidad como en biomasa), para los sitios de muestreo y considerando los períodos diurno-nocturno, se determinó a partir de los valores de abundancia relativa obtenidos para cada período de colecta. Se consideró, a aquellas especies que en conjunto constituyeron más de el 50 % de la abundancia total como las más importantes, siendo agrupadas en orden de importancia.

Para evaluar los cambios en la composición de la comunidad, los índices ecológicos obtenidos fueron:

El cálculo de la diversidad específica por sitio de colecta y por temporadas, empleando la función de Shannon-Weiner (Ludwig y Reynolds, 1988), la cual determina la proporción de individuos con respecto al total de especies:

$H' = - \sum p_i \log_2 p_i$; en donde:

H' = diversidad (bits/individuo)

p_i = proporción del número de individuos de la especie i con respecto al total (n_i/N_t)

La riqueza específica (S), se consideró como el número de especies identificadas por sitio de colecta y para el total de cada temporada climática de estudio. Conjuntamente, se evaluó la equidad mediante el índice propuesto por Pielou (Ludwig y Reynolds, 1988), a partir del cual podemos estimar el máximo valor posible de la diversidad cuando todas las especies son igualmente abundantes. Con lo cual se demuestra que cuando $p_i = 1/S$ para toda p_i , se alcanza la uniformidad máxima (Franco-López y col., 1989), entonces:

$H'_{max} = \log_2 S$; en donde:

H'_{max} = la diversidad bajo condiciones de máxima equidad,

quedando definido el cálculo de la equidad como:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

La influencia de los factores físicos y químicos sobre la taxocenosis presente en cada uno de los períodos y sitios de colecta (con base en la densidad específica), fué determinada mediante un análisis de correlación entre matrices de descriptores utilizando el coeficiente de Pearson (Sokal y Rohlf, 1969), con 10 grados de libertad y 0.05 de significancia estadística (95 % de confianza).

La estimación de los descriptores de la comunidad, se realizó con ayuda del programa estadístico de computación denominado Análisis de Comunidades (ANACOM), desarrollado por De la Cruz (1993).

6. RESULTADOS

6.1 HIDROLOGIA

Al presentar características tan peculiares, el Sistema Lagunar de Celestún muestra un comportamiento ambiental acorde a la magnitud de la influencia que recibe tanto por parte de la zona marina adyacente, así como por la variedad de procesos abióticos que ocurren en su parte interna. Esta situación, determina las diferencias observables en los parámetros hidrológicos cuantificados en los sitios de colecta establecidos en la Boca (Punta San Joaquín) y parte interna de la laguna (Punta Cajón). Los promedios por temporada y sitio de colecta de los parámetros físicos y químicos, se presentan en la tabla 1.

La temperatura promedio durante el presente estudio fue de 26.2 °C, con máximas de 27.6 °C para la temporada de lluvias y mínimas de 25.1 °C en la época de nortes. Con relación a los sitios de colecta, este parámetro muestra una relación directa con cada uno de los períodos climáticos del año.

Se obtuvo una salinidad de 19.93 ‰ como promedio anual, la cual se incrementó en los meses de secas (24.39 ‰) y disminuyó a 13.45 ‰ durante agosto-septiembre. De acuerdo con lo observado en las zonas de la boca y Punta Cajón, la salinidad varió dependiendo la época del año y en relación con las condiciones hidrológicas imperantes.

Se dio una concentración media anual de oxígeno de 3.43 ml/l, presentándose el promedio más alto en el período de estaje (4.14 ml/l) y el más bajo de 2.46 ml/l en los meses con mayor incidencia pluvial. La concentración de este elemento varió en un sentido espacial con respecto a los sitios muestreados.

La cantidad de materia orgánica contenida en los sedimentos, tuvo un promedio de 6.02 % en el año, dándose el porcentaje más elevado en la temporada correspondiente a los nortes con el 7.71 % y el más bajo de 4.29 % durante los meses de lluvias. Los resultados por sitio de colecta y por período de estudio se muestran en la tabla 1.

A lo largo del año de estudio, se encontró una profundidad media de 0.63 m, con pequeñas oscilaciones entre los meses de colecta, variando de 0.65 m en la temporada de secas a 0.61 m durante la de lluvias. La profundidad encontrada en las diferentes estaciones, cambió entre el día y la noche pero en general, las mayores profundidades se dieron en el área que comprende la boca del sistema.

Los niveles de marea calculados para las diferentes horas de muestreo dieron un promedio anual de 0.38 m; la mayor amplitud de 0.45 m se pronosticó durante la época de lluvias en oposición a la menor predicción realizada para el período

PARAMETROS	SECAS					LLUVIAS					NORTES				
	BN	BD	LN	LD	media	BN	BD	LN	LD	media	BN	BD	LN	LD	media
Temperatura (oC)	27.2	26.2	27	22.7	25.8	28	27	27.5	28	27.6	25	25.7	25	25	25.1
Salinidad (o/oo)	24.87	31.32	21.28	20.11	24.39	19.12	21.79	6.61	6.28	13.45	32.04	26.99	15.89	11.62	21.63
Oxígeno (ml/l)	5.03	4.4	3.89	3.24	4.14	3.59	2.11	2.1	1.81	2.4	4.81	4.72	1.81	3.43	3.69
M.orgánica (%)	6.61	7.04	5.2	2.85	5.4	4.69	5.25	4.02	3.22	4.29	8.48	9.3	6.61	6.45	7.71
Profundidad (m)	0.67	0.74	0.53	0.68	0.65	0.7	0.73	0.49	0.54	0.61	0.96	0.69	0.45	0.39	0.62
N.marea (m)	0.25	0.38	0	0.62	0.31	0.34	0.58	0.3	0.58	0.45	0.44	0.55	0.39	0.42	0.45

Tabla 1. Valores promedio de los parámetros físicos y químicos, por sitio y temporada de colecta, en la Laguna de Celestun. Estaciones de muestreo: BN= Boca-noche; BD=Boca-día; LN=Laguna-noche; LD=Laguna-día.

de secas (0.31 m). La zona de Punta San Joaquín presentó frecuentemente las mayores amplitudes de marea en el año, a diferencia de las estaciones del interior de la laguna.

6.2 ESTRUCTURA COMUNITARIA

6.2.1 Período anual.

Durante el ciclo comprendido de marzo de 1993 a febrero de 1994, se colectó un total de 15554 ejemplares, agrupados en 60 especies pertenecientes a 42 géneros y 25 familias (Anexo I.), con una biomasa correspondiente a 9871 g. La mayor abundancia en densidad y biomasa se presentó durante la época de nortes con 51.9 ind./m² y 32.1 g/m². Por el contrario, la temporada en que se dieron los mínimos de abundancia fue la de lluvias con 25.6 ind./m² y una biomasa de 12.6 g/m² (Tabla 2).

En cuanto a los sitios de colecta establecidos dentro del sistema, la mayor abundancia se dió en la Boca (58.3 ind./m² y 35.4 g/m²), diferenciando de las estaciones de la Laguna (45.3 ind./m² y 30.3 g/m²). Entre el día y la noche, la densidad más grande tuvo lugar en los muestreos diurnos (75 ind./m²) y la pequeña en las colectas nocturnas (28.6 ind./m²), por cuanto a la biomasa se refiere, los valores extremos se dieron durante los muestreos diurnos con 49.4 g/m² que fue la más alta y una mínima de 16.3 g/m² en las colectas nocturnas.

A. *Diversidad.*

La comunidad ecológica analizada, mostró cambios en su composición tanto estacionales como entre el día y la noche, durante el transcurso del presente estudio.

En el contexto anual, la estación Boca-noche presentó la mayor riqueza específica (44); mientras que la estación Laguna-noche fue la menos rica en especies durante el año (21). El mayor índice de diversidad se dió en la Boca-noche (3.43 bits/ind.) y la menor en la Boca-día (1.76 bits/ind.), los valores de equidad presentaron el máximo en la Boca-noche (0.63) y el mínimo en la Boca-día con un valor de 0.33 (Tabla 3).

Los valores observados para los muestreos realizados entre el día y la noche, indican variaciones entre los sitios, lo cual puede ser mejor entendido analizando cada temporada climática por separado.

COMUNIDAD	PERIODOS			
	SECAS	LLUVIAS	NORTES	ANUAL
FAMILIAS	17	19	21	25
GENEROS	23	29	33	42
ESPECIES	30	37	44	60
DENSIDAD (ind./m ²)	26.1	25.6	32.1	51.9
BIOMASA (g/m ²)	21.1	12.5	32.1	65.8

Tabla 2. Estructura de la comunidad nectónica a nivel estacional y promedio anual.

DENSIDAD	ESTACIONES			
	BN	BD	LN	LD
Riqueza específica (S)	44	40	21	24
Diversidad (H')	3.43	1.76	2.24	2.4
Equidad (J')	0.63	0.33	0.51	0.52

Tabla 3. Parámetros ecológicos determinados en cada estación de colecta, contexto anual: BN=Boca-noche; BD=Boca-día; LN=Laguna-noche y LD=Laguna-día.

B. Dominancia nectónica.

A partir de los datos obtenidos mediante el Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS), se observó que durante el año la dominancia en densidad estuvo determinada por *Anchoa mitchilli* y *Eucinostomus argenteus* con 28.3 y 26.6 % respectivamente. Por lo que a la biomasa se refiere *E. argenteus* (17.3 %), *Sphoeroides testudineus* y *A. mitchilli* cada una con el 10.4 %, representaron los grupos dominantes.

La dominancia entre los períodos diurno-nocturnos de colecta, muestran un patrón cambiante en la composición de los grupos dominantes en un sentido espacial (Tablas 4 y 5). Durante el año la estación de la Boca-noche estuvo caracterizada por el predominio de *E. argenteus* tanto en densidad (20.2 %), como en biomasa (23.8 %). En la estación Boca-día, *A. mitchilli* y *A. hepsetus* fueron las especies que sobresalieron por su densidad (50 y 33.3 %) y por su biomasa (26.9 y 17.4 %), respectivamente.

Durante la noche, la parte interna de la laguna fue dominada en densidad por *Floridichthys carpio* (23.3 %), así como por *A. mitchilli* y *A. hepsetus*, cada una con 20 % del IVBS. Por su biomasa, los grupos predominantes resultaron ser *Strongylura notata* (23.3 %) y *E. argenteus* (23.3 %). Mientras que en el día, la laguna en su zona interna fue mayormente ocupada por *E. argenteus* y *Menidia colei*, mismas que fueron las especies predominantes en densidad con 36.7 y 20 % del IVBS, respectivamente. En relación a su biomasa, este sitio estuvo dominado por *S. testudineus* (26.6 %), *E. argenteus* (26.6 %) y *Cichlasoma urophthalmus*, la cual resultó con el 23.3 % del índice de Sanders.

6. 2.2 VARIACION TEMPORAL.

A. Secas.

Durante esta temporada se colectó un promedio de 26.1 ind./m², con una biomasa de 21.1 g/m², identificándose 30 especies agrupadas en 17 familias y 23 géneros. La mayor riqueza de especies se presentó en la estación de la Boca-día con 24 y la menor en la estación Laguna-noche con solo 10 especies (Tabla 6).

El índice de diversidad más alto se dió en la boca durante la noche (3.6 bits/ind.), al igual que la mayor equidad (0.86). Contrariamente, el índice de diversidad (1.86 bits/ind.) y equidad (0.4) más bajos, se dieron igualmente en la boca pero en el día (Tabla 6).

En general durante el período de secas *F. carpio* (20.2 %), *A. hepsetus* y *E. argenteus* cada una con 16.6 % del IVBS, fueron las especies que dominaron en

a) BOCA-NOCHE

ESPECIES	IVBS (%)
Eucinostomus argenteus	20.23
Sardinella anchovia	11.9
Garranella pulchra	9.52
Anchoa mitchilli	8.33
Otros	41.99

b) BOCA-DIA

ESPECIES	IVBS (%)
Anchoa mitchilli	50
Anchoa hepsetus	33.33
Eucinostomus argenteus	11.11
Eucinostomus gula	5.55
Otros	0.01

c) LAGUNA-NOCHE

ESPECIES	IVBS (%)
Floridichthys carpio	23.33
Anchoa hepsetus	20
Anchoa mitchilli	20
Menidia colei	13.33
Otros	23.34

d) LAGUNA-DIA

ESPECIES	IVBS (%)
Eucinostomus argenteus	36.7
Menidia colei	20
Floridichthys carpio	16.66
Anchoa mitchilli	10
Otros	16.68

Tabla 4. Dominancia íctica en densidad por sitio de colecta: período anual, obtenida a partir del índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS).

e) BOCA-NOCHE

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Eucinostomus argenteus</i>	23.8
<i>Sphaeroides testudineus</i>	14.28
<i>Strongylura timucu</i>	11.11
<i>Chylomicterus shoepfi</i>	9.5
Otros	41.31

b) BOCA-DIA

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Anchoa mitchilli</i>	26.98
<i>Anchoa hepsetus</i>	17.46
<i>Strongylura timucu</i>	15.8
<i>Eucinostomus argenteus</i>	7.93
Otros	31.83

c) LAGUNA-NOCHE

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Strongylura notata</i>	23.33
<i>Eucinostomus argenteus</i>	23.33
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	20
<i>Floridichthys carpio</i>	13.33
Otros	20.01

d) LAGUNA-DIA

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Sphaeroides testudineus</i>	26.66
<i>Eucinostomus argenteus</i>	26.66
<i>Cichlasoma urophthalmus</i>	23.33
<i>Strongylura timucu</i>	10
Otros	13.35

Tabla 5. Dominancia ficticia en biomasa por sitio de colecta: periodo anual, obtenida a partir del Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS).

INDICES	SECAS				LLUVIAS				NORTES			
	BN	BD	LN	LD	BN	BD	LN	LD	BN	BD	LN	LD
Riqueza específica (S)	18	24	10	13	26	20	9	12	32	24	18	19
Diversidad (H')	3.6	1.86	2.44	2.96	2.14	1.92	1.46	0.83	3.17	1.19	1.9	1.95
Equidad (J)	0.86	0.4	0.73	0.8	0.45	0.44	0.46	0.23	0.63	0.26	0.45	0.46

Tabla 6. Parámetros ecológicos de la comunidad de peces asociados al manglar de Celestún, por temporada y sitio de colecta. BN=Boca-noche; BD=Boca-día; LN=Laguna-noche; LD=Laguna-día.

densidad para el total de estaciones (Fig. 4a). De acuerdo con las biomásas que se presentaron, la dominancia en este período fue representada por *S. timucu* (21.6 %) y *E. argenteus* con 16.6 % (Fig. 4b).

Con respecto a los sitios de colecta, se observó que en la zona de la Boca (Punta San Joaquín) se dió la dominancia en densidad de *A. mitchilli* (33.3 %) y *A. hepsetus* (26.6 %), a la vez que en biomasa *S. timucu* (33.3 %) y *A. mitchilli* (26.6%), fueron las que sobresalieron en este sitio (Tablas 7 a y b). Por otro lado, en la parte interna de la laguna *E. argenteus* (28.5 %) y *F. carpio* (23.8 %), fueron las especies dominantes por presentarse en grandes números. Con relación a su biomasa *S. testudineus* (28.5 %) y *E. argenteus* (23.8 %), fueron las predominantes (Tablas 7 c y d).

Considerando los períodos diurno-nocturnos de colecta, la especie que dominó en la estación Boca-noche, en términos de densidad fue *F. carpio* con el 18.17 % del total de la captura; mientras que *Chylomicterus shoepfi* fue la dominante por su biomasa en este sitio, al representar el 56.7 % de la captura total (Figs. 5 a y b). La colecta de la estación Boca-día, fue representada por *A. mitchilli* la cual constituyó el 56.4 % del total en densidad. En cuanto a su biomasa, *S. timucu* fue la especie más abundante en esta colecta con 32.87 % (Figs. 5 c y d).

En la parte interna de la laguna durante, la colecta nocturna *A. hepsetus* resultó ser la especie dominante en densidad con el 31.5 % del total y *C. urophthalmus* en biomasa con 47.75 % (Figs. 5 e y f). Para el muestreo diurno realizado en este mismo sitio, *E. argenteus* dominó en densidad con un 25.39 % y en biomasa *S. testudineus* con un valor de 38.96 % (Figs. 5 g y h).

B. Lluvias.

Para esta época, se colectó un promedio de 26.6 ind./m², con una biomasa de 12.5 g/m², los cuales pertenecieron a 37 especies agrupadas en 19 familias y 29 géneros. La riqueza de especies fue más grande en la estación Boca-noche con 26 y la más pequeña la de la Laguna-noche con solo 9 especies (Tabla 6).

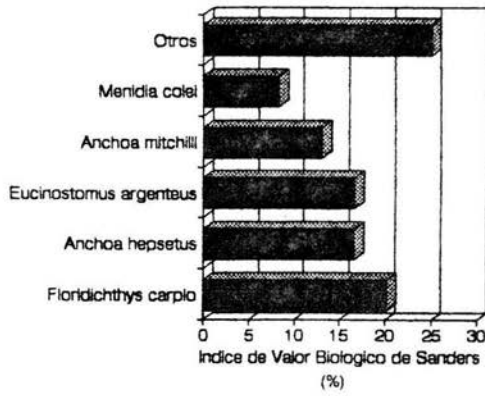
El índice de diversidad más alto (2.14 bits/ind.), se determinó para la Boca-noche y el más bajo (0.83 bits/ind.) para la zona interna de la laguna en el día. La equidad más grande se dió en la estación Laguna-noche (0.46) y la más pequeña también dentro de la Laguna, pero en el día (0.23); la variación de este parámetro en los demás sitios se pueden ver claramente en la tabla 6.

En los meses de agosto a septiembre, de acuerdo con el IVBS y por el gran número de individuos que presentaron, las especies sobresalientes en el total de estaciones fueron, *E. argenteus* (22.5 %) y *M. colei* con el 20 % (Fig. 6a). La dominancia en biomasa para esta temporada estuvo conformada por *E. argenteus*

S E C A S

a)

Dominancia en densidad



b)

Dominancia en biomasa

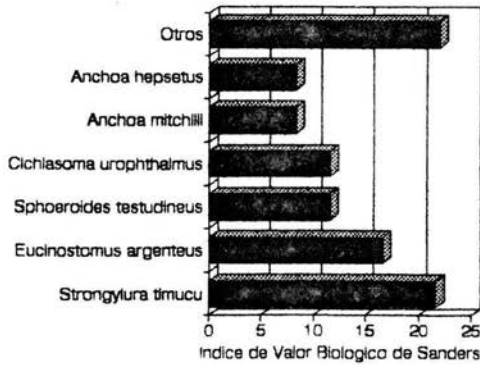


Fig. 4. Dominancia íctica asociada al manglar de la Laguna de Celestún, en términos de densidad (a) y biomasa (b), obtenida mediante el Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS), durante la época de secas.

SECA S

a) BOCA/ DENSIDAD

ESPECIES	IVBS (%)
Anchoa mitchilli	33.33
Anchoa hepsetus	26.66
Eucinostomus gula	20
Floridichthys carpio	13.33
Otros	6.68

b) BOCA/ BIOMASA

ESPECIES	IVBS (%)
Strongylura timucu	33.33
Anchoa mitchilli	26.66
Anchoa hepsetus	20
Gymnura micrura	13.33
Otros	6.68

c) LAGUNA/ DENSIDAD

ESPECIES	IVBS (%)
Eucinostomus argenteus	28.57
Floridichthys carpio	23.8
Anchoa hepsetus	19
Menidia colei	14.28
Otros	14.35

d) LAGUNA/ BIOMASA

ESPECIES	IVBS (%)
Sphoeroides testudineus	28.57
Eucinostomus argenteus	23.8
Strongylura timucu	19
Cichlasoma urophthalmus	14.28
Otros	14.35

Tabla 7. Especies dominantes por su densidad y biomasa en los manglares de Celestún, durante la época de secas. Datos por sitio de colecta, obtenidos mediante el Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS).

S E C A S

DENSIDAD

BIOMASA

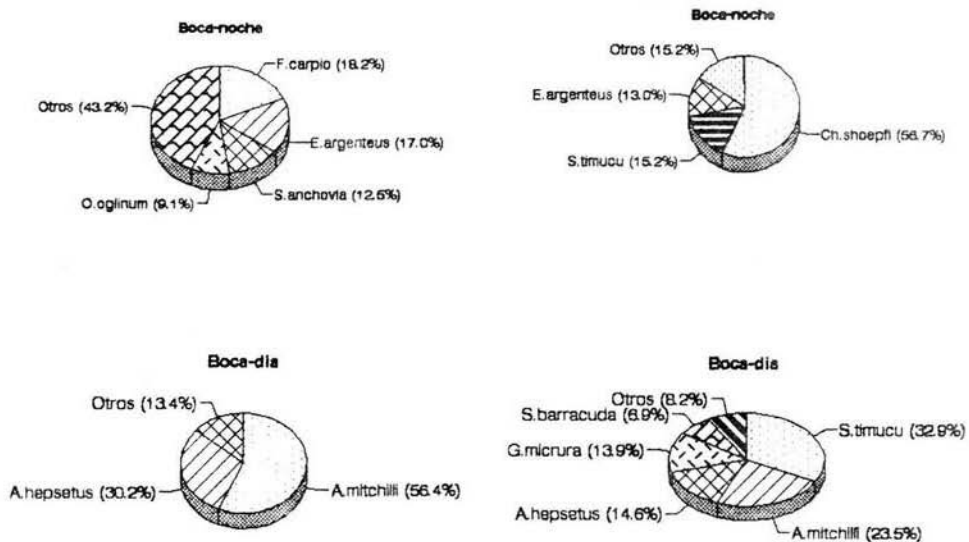


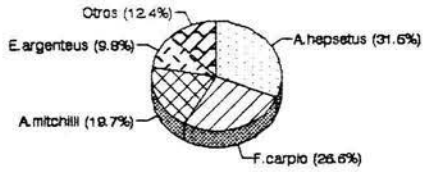
Fig. 5. Dominancia diurna/nocturna de la comunidad ictónica en la Laguna de Celestún, por su abundancia relativa (densidad y biomasa) entre los sitios de colecta.

S E C A S

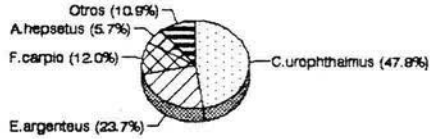
DENSIDAD

BIOMASA

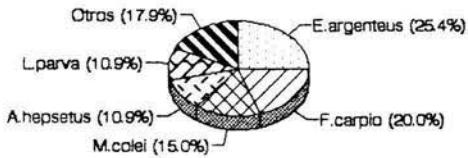
Laguna-noche



Laguna-noche



Laguna-dia



Laguna-dia

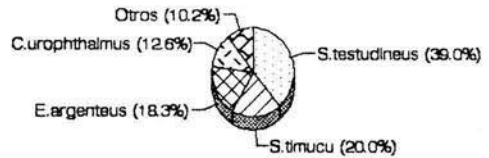


Fig. 5. Continuación.....

(17.3 %) y *S. testudineus* con el 12.5 % (Fig. 6b).

Por lo que respecta a la variación espacial de la dominancia, se determinó que la boca fue dominada tanto en densidad (33.3 %), como en biomasa (23.8 %) por *E. argenteus* (Tablas 8 a y b). Mientras que en la zona de Punta Cajón, *M. colei* (50 %) fue la especie dominante por presentarse en grandes densidades. Los grupos que predominaron por sus biomásas fueron *S. notata* y *S. testudineus* cada una con 25 % del IVBS (Tablas 8 c y d).

La variación de la dominancia en esta temporada, de acuerdo con los períodos de colecta realizados entre el día y la noche quedaron de la siguiente manera: para la zona de la boca en el muestreo nocturno, *E. argenteus* fue la especie predominante en densidad con un 67.8 % de abundancia relativa y en biomasa *S. testudineus* con el 48.79 % (Figs. 7 a y b). Durante el día, en este lugar *A. mitchilli* dominó en densidad y biomasa al constituir el 60.8 % y el 34.4 % del total capturado, respectivamente (Figs. 7 c y d).

En la estación Laguna-noche, con una abundancia relativa del 74.4 % *M. colei* dominó este sitio en términos de densidad (Fig. 7e). Por lo que respecta a la biomasa del total de las especies, *S. notata* con un 91 % representó la mayor parte de la colecta en este sentido (Fig 7f). En las colectas diurnas realizadas en este lugar, *M. colei* predominó con una densidad relativa de 85.5 % y en biomasa lo hizo *S. testudineus* con el 51.2% (Figs. 7 g y h).

C. Nortes.

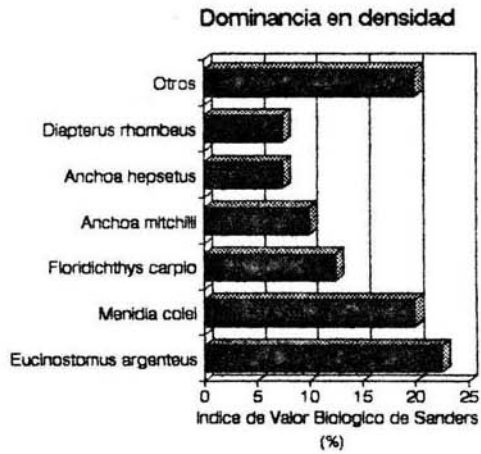
En esta temporada se colectaron 51.9 ind./m², con una biomasa de 32.1 g/m²; a partir de los cuales se identificó un total de 44 especies, pertenecientes a 33 géneros y 21 familias. Durante la noche se presentó el mayor número de especies en la Boca (32) y el menor número en la Laguna también en la noche, con solo 18 (Tabla 6).

El máximo valor del índice de diversidad fue para la estación de la boca en la noche (3.17 bits/ind.) y el mínimo también se registró en la boca, pero en el muestreo diurno (1.19 bits/ind.). La equidad mas alta estimada, fue para la colecta realizada por la noche en la Boca (0.63) y la mas baja en el día para la misma estación, con un valor de 0.26 (Tabla 6).

Considerando los valores obtenidos con el IVBS, la época de nortes se caracterizó por el dominio en densidad de *A. mitchilli* (45.8 %) y *E. argenteus* (25%). Observándose un cambio en el predominio de estas especies con respecto a su biomasa, quedando entonces *E. argenteus* (27.5 %) como la dominante y *A. mitchilli* (17.5 %), codominando (Figs. 8 a y b).

LLUVIAS

a)



b)

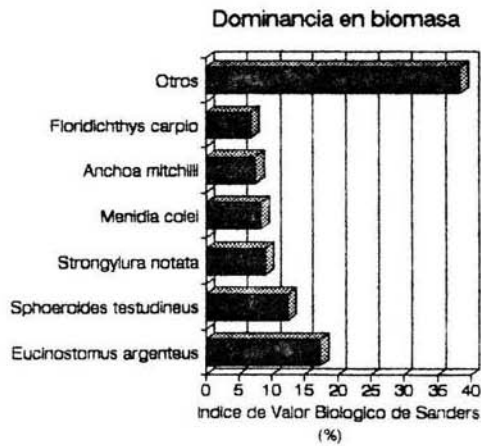


Fig. 6. Dominancia íctica asociada al manglar de la Laguna de Celestún, en términos de densidad (a) y biomasa (b), obtenida mediante el índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS), durante la época de lluvias.

LLUVIAS

a) BOCA/ DENSIDAD

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Eucinostomus argenteus</i>	33.33
<i>Anchoa mitchilli</i>	25
<i>Anchoa hepsetus</i>	16.66
<i>Diapterus rhombeus</i>	16.66
Otros	8.35

b) BOCA/ BIOMASA

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Eucinostomus argenteus</i>	23.8
<i>Sphoeroides testudineus</i>	14.28
<i>Anchoa mitchilli</i>	14.28
<i>Anchoa hepsetus</i>	9.5
Otros	38.14

c) LAGUNA/ DENSIDAD

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Meridia coleii</i>	50
<i>Floridichthys carpio</i>	25
<i>Eucinostomus argenteus</i>	16.66
<i>Garmanella pulchra</i>	8.33
Otros	0.01

d) LAGUNA/ BIOMASA

ESPECIES	IVBS (%)
<i>Sphoeroides testudineus</i>	25
<i>Strongylura notata</i>	25
<i>Eucinostomus argenteus</i>	16.66
<i>Meridia coleii</i>	8.33
Otros	25.01

Tabla 8. Especies de dominantes por su densidad y biomasa en los manglares de Celestún, durante la época de lluvias. Datos por sitio de colecta, obtenidos mediante el Índice de valor Biológico de Sanders (IVBS).

L L U V I A S

DENSIDAD

BIOMASA

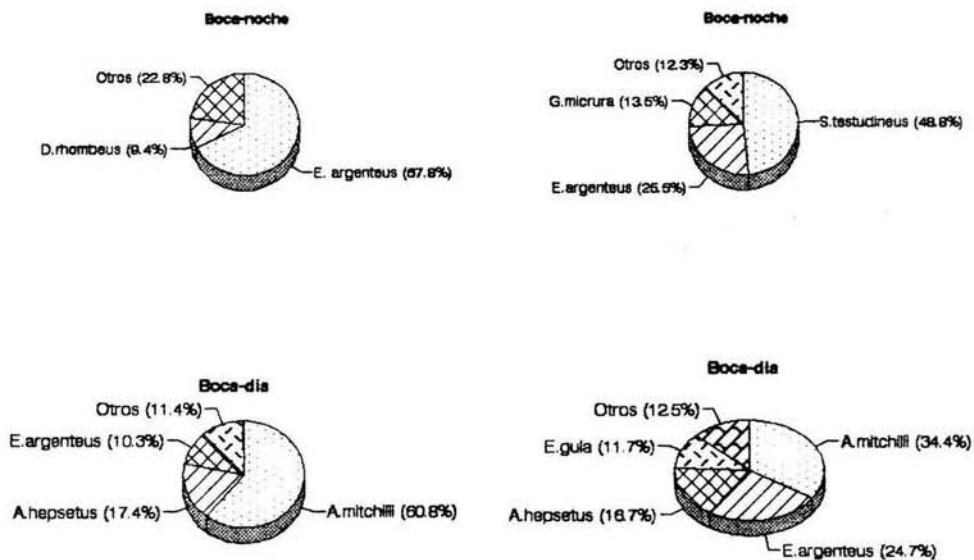


Fig. 7. Dominancia diurna/nocturna de la comunidad nectónica en la Laguna de Celestún, por su abundancia relativa (densidad y biomasa) entre los sitios de colecta.

L L U V I A S

DENSIDAD

BIOMASA

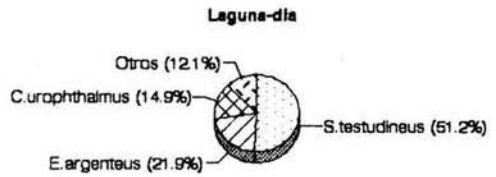
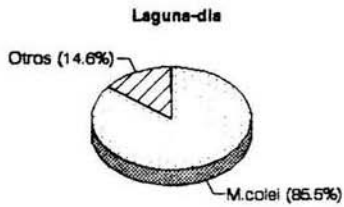
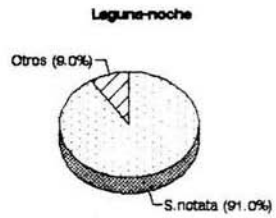
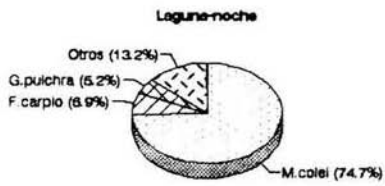


Fig. 7 Continuación ...

Durante esta temporada, la dominancia de las especies fue más equitativa en comparación con las otras épocas anteriormente descritas. En cuanto a los sitios de colecta se refiere, la especie que dominó por su densidad (33.3 %) y por su biomasa (21.4 %) en el área de Punta San Joaquín fue *A. mitchilli* (Tablas 9 a y b).

Por otra parte, la zona interna de la laguna estuvo dominada en densidad por *E. argenteus* y *A. mitchilli* con el 41.6 % del IVBS cada una (Tabla 9c). Por sus biomasa *E. argenteus* (41.6 %) y *C. urophthalmus* con el 33.3 %, resultaron las especies predominantes en esta área de acuerdo con el índice de dominancia empleado (Tabla 9d).

En las colectas nocturna y diurnas realizadas en la boca de la laguna, el predominio en densidad estuvo representado por *A. mitchilli*, con valores de 37.4 y 79.9 % respectivamente. Con respecto a la dominancia en biomasa de este sitio, *E. argenteus* sobresalió en la noche con 30.7 % y *A. mitchilli* en el día al constituir el 54.4% del total.

La estación Laguna-noche, estuvo dominada en densidad por *A. mitchilli* (45 %) y en biomasa con el 27.7 % por *E. argenteus*, la cual también fue la especie mas importante en cuanto al número de organismos capturados en el día al representar el 59% del total de la colecta en este período. *C. urophthalmus* tuvo el valor mas alto de la abundancia en biomasa que fue del 71.5 %, lo que la definió como la especie dominante en la colecta diurna (Fig. 9).

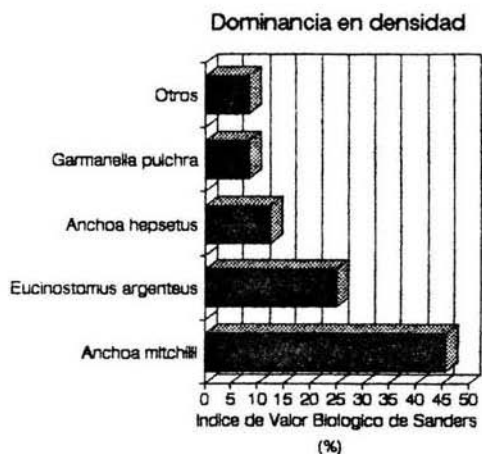
6.3 CORRELACIONES

Aplicando el análisis de correlación de Pearson a la matriz de datos de los parámetros ambientales con un rango obtenido en tablas matemáticas (Roscoe, 1974), de $P = >0.576$ con 10 grados de libertad y 0.05 de significancia estadística (95 % de confianza). Se encontró que la mayor correlación positiva se dió entre la profundidad y la salinidad ($P = 0.749$), en cambio la relación negativa más alta fue entre la temperatura y la concentración de oxígeno ($P = -0.355$); sin embargo, este valor es inferior al rango teórico de significancia. La matriz resultante se presenta en la tabla 10.

Con respecto al análisis de correlación realizado entre la matriz de abundancia de las especies y la de los descriptores ambientales utilizando el coeficiente de Pearson, se calculó un rango de significancia similar al del análisis anterior ($P = > 0.576$, con 0.05 de significancia estadística y 95 % de confianza). Se observó que la temperatura se correlacionó positivamente con *Syngnathus scovelli* ($P = 0.503$), aunque no sobrepasa el rango de significancia y negativamente con *Eucinostomus sp.* ($P = -0.695$).

N O R T E S

a)



b)

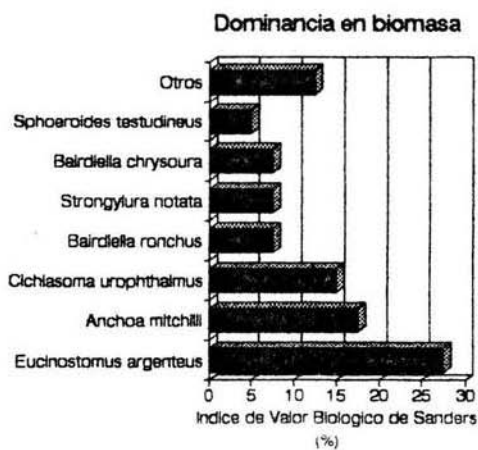


Fig. 8. Dominancia íctica asociada al manglar de la Laguna de Celestún, en términos de densidad (a) y biomasa (b), obtenida mediante el índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS), durante la época de nortes.

NORTES

a) BOCA/ DENSIDAD

ESPECIES	IVBS (%)
Anchoa mitchilli	33.33
Eucinostomus argenteus	16.66
Anchoa hepsetus	13.33
Garmanella pulchra	13.33
Otros	23.35

b) BOCA/ BIOMASA

ESPECIES	IVBS (%)
Anchoa mitchilli	21.42
Eucinostomus argenteus	14.28
Bairdiella ronchus	11.9
Bairdiella chrysourea	11.9
Otros	40.5

c) LAGUNA/ DENSIDAD

ESPECIES	IVBS (%)
Eucinostomus argenteus	41.66
Anchoa mitchilli	41.66
Anchoa hepsetus	8.33
Cichlasoma urophthalmus	8.33
Otros	0.11

d) LAGUNA/ BIOMASA

ESPECIES	IVBS (%)
Eucinostomus argenteus	41.66
Cichlasoma urophthalmus	33.33
Strongylura notata	16.66
Micropogonias furnieri	8.33
Otros	0.11

Tabla 9. Especies dominantes por su densidad y biomasa en los manglares de Celestún, durante la época de nortes. Datos por sitio de colecta, obtenidos mediante el Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS).

N O R T E S

DENSIDAD

BIOMASA

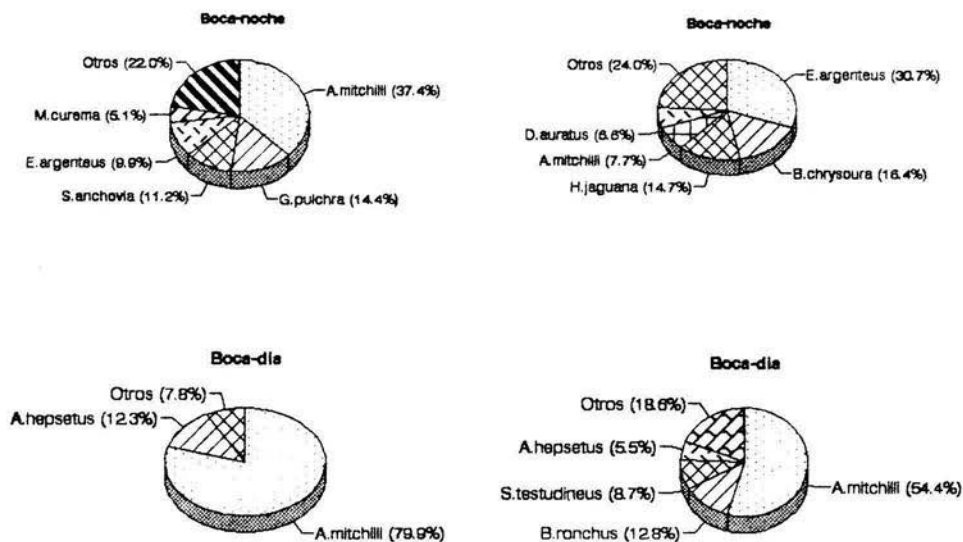


Fig. 9. Dominancia diurna/nocturna de la comunidad nectónica en la Laguna de Celestún, por su abundancia relativa (densidad y biomasa) entre los sitios de colecta.

N O R T E S

DENSIDAD BIOMASA

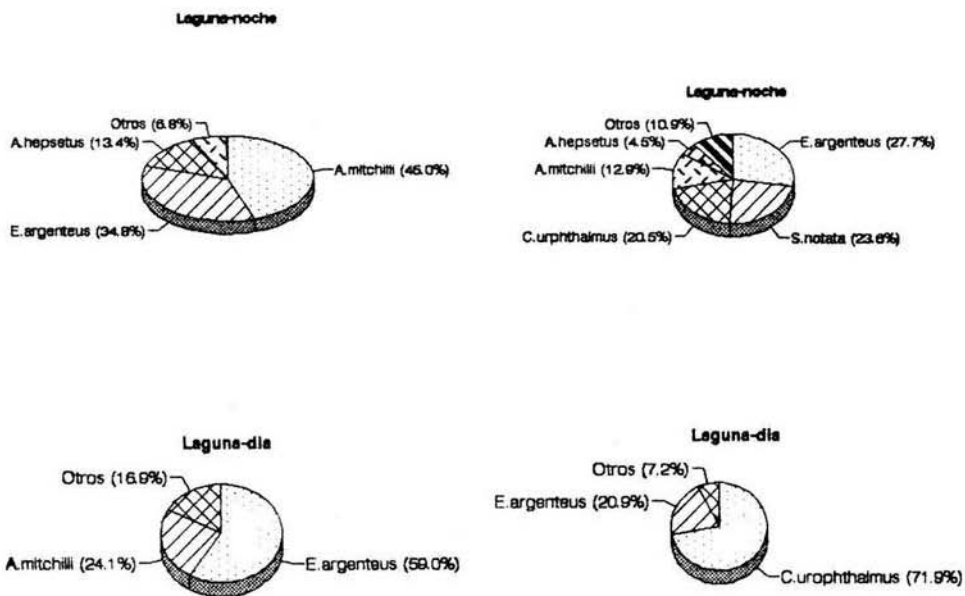


Fig. 9. Continuación

PARAMETROS	T °C	S (o/oo)	O ₂ (mg/l)	MO (%)	Prof. (m)	NM (m)
Temperatura (°C)	1	-0.261	-0.355	-0.16	-0.072	-0.33
Salinidad (o/oo)		1	0.778*	0.665*	0.794*	-0.048
Oxígeno (mg/l)			1	0.573	0.576*	-0.093
Materia orgánica (%)				1	0.38	-0.002
Profundidad (m)					1	0.243
Nivel marea (m)						1

Tabla 10. Matriz de correlación entre descriptores ambientales, obtenida mediante el coeficiente de Pearson: $P=0.576$; $G1=10$; 0.05 de nivel de confianza (95%), Laguna de Celestún. Correlación significativa (*)

Los niveles de salinidad tuvieron una relación positiva con la mayoría de las especies, pero principalmente con *Sardinella anchovia* ($P= 0.658$), en tanto que hay una relación negativa con *M. colei* ($P= -0.531$), misma que está por debajo del rango de significancia.

Las concentraciones de oxígeno en el agua se correlacionaron en mayor grado con *Mugil curema* ($P= 0.624$), y mínimamente con *S. notata* ($P= -0.468$), aunque sin sobrepasar el rango teórico. La especie más correlacionada positivamente con la cantidad de materia orgánica fue *Poecilia velifera* ($P= 0.726$), mientras la que presentó la más alta relación negativa con este parámetro fue *F. carpio* ($P= -0.544$), sin embargo tampoco rebasó el rango de significancia estadística obtenido en tablas.

Analizando la relación de la profundidad con la abundancia de las especies, se encontró que *S. anchovia* ($P= 0.771$) tuvo la relación positiva más alta con este factor, a la vez que negativamente es mas evidente la relación con *Micropogonias furnieri* ($P= -0.63$). El nivel de marea se mostró mayormente relacionado con *S. testudineus* ($P= 0.431$), pero no con *S. scovelli* ($P= -0.47$); cabe mencionarse que ambos valores de correlación estan por debajo del rango de significancia estadística (Figura 10).

$P > 0.576$ —————
 $0.576 > P > -0.576$ - - - - -
 $P > -0.576$ = = = = =

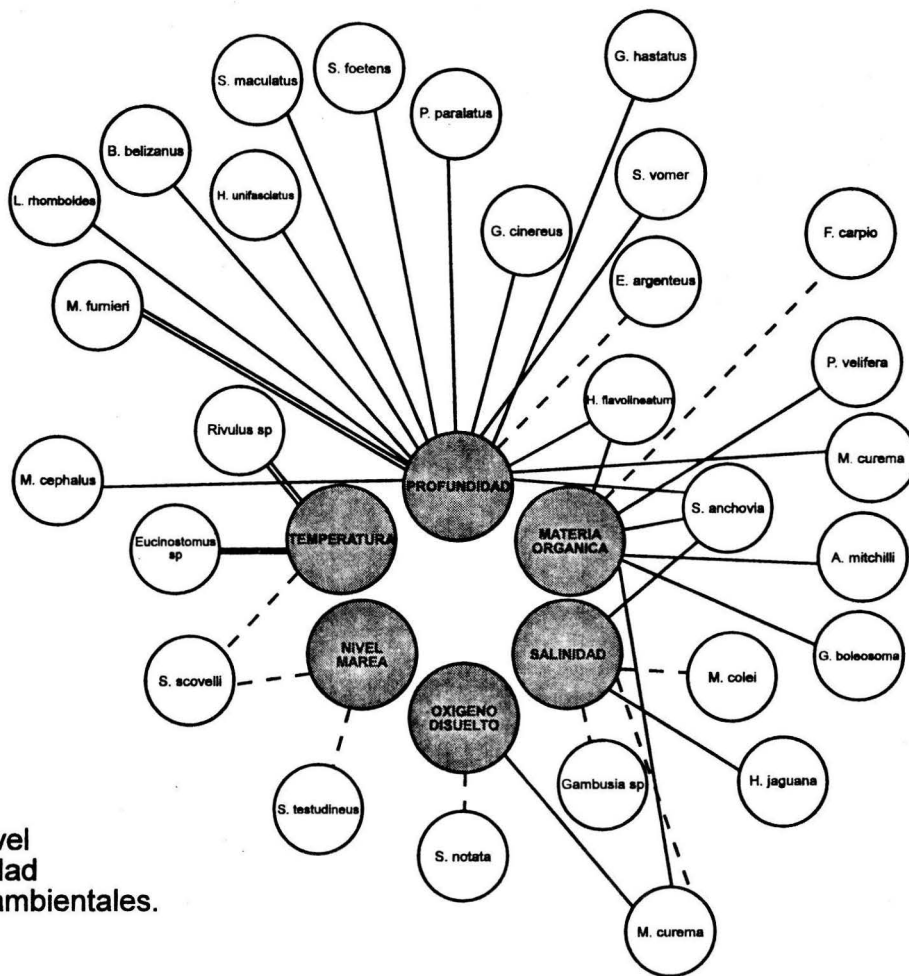


Fig. 10. Representación gráfica del nivel de correlación, entre la densidad específica y los descriptores ambientales.

7. DISCUSION

7.1 HIDROLOGIA

Celestún es una laguna costera, cuyas características son determinadas por las condiciones que imperan en el ambiente. En su interior se delimitan tres zonas hidrológicas distintas, debido a la escasa oscilación mareal y la barrera física formada por el puente que cruza a la laguna, mismo que reduce el intercambio de las masas de agua (Herrera, 1988).

Se considera como un típico sistema estuarino, comunicado con el mar por una boca permanentemente abierta, pero que debido a la geomorfología del lugar donde se encuentra, difiere de otros sistemas lagunares por el origen de los aportes de agua dulce que recibe, a través del gran número de manantiales que florecen en su interior (Valdés y col., 1988).

La influencia del agua dulce proveniente del manto freático, ocasiona que Celestún tenga un comportamiento muy especial por las diferencias en las propiedades fisicoquímicas de el agua que aflora de los manantiales (Valdés y col., 1988). En el transcurso de la mezcla del agua de los afloramientos con el agua marina, se da lugar al proceso de estuarinidad entre las masas de agua dentro del sistema. Por tal motivo, la dinámica hidrológica de Celestún se presenta de acuerdo con un gradiente espacial y por la variabilidad ambiental que ocurre en el año (Herrera, 1988), haciéndose patente en la distribución y amplitud de las masas de agua marina y dulceacufole (Contreras, 1993).

Los valores de temperatura variaron estacionalmente en relación a las condiciones ambientales presentes en los distintos períodos climáticos estudiados. El promedio más alto de 27.6 °C, se presentó durante las lluvias y el mínimo en los nortes de 25.1 °C (Tabla 1).

Un patrón similar es reportado por Herrera (1988) y Valdés y col. (1988), aunque de diferente magnitud. Ambos autores coinciden en señalar que las altas temperaturas que se registran en el período de lluvias, son consecuencia de la poca profundidad que se tiene en esta temporada y que aunada a los niveles de radiación solar provocan un rápido calentamiento de la columna de agua.

Prácticamente en todas las estaciones se registraron altas temperaturas durante el período de lluvias, lo cual explica el porqué sobresale esta temporada en relación con las otras dos. Los altos valores en la noche (27.7 °C), son posibles debido a la capacidad calorífica del agua, por lo cual no puede haber un descenso drástico de la temperatura en este período (Contreras, 1993). La disminución en la temperatura durante la época de estiaje, pudo ser ocasionada por la influencia de las masas de agua marina que penetran al sistema a través de la boca y en el

interior del sistema, por el aporte de agua del subsuelo. Con relación a esto, Contreras (1993) señala que generalmente los aportes de agua que reciben los sistemas lagunares de los ambientes adyacentes a ellos difieren en sus valores de temperatura; en este caso el descenso en la temperatura puede ser debido a una mínima tasa de recambio entre las dos masas de agua.

Por lo que respecta a la temporada de nortes donde se dió la temperatura más baja, puede decirse que es a causa de la fuerte influencia que ejercen los frentes fríos sobre el sistema en esta época, además de la incidencia pluvial (Tabla 1).

El período de secas fue aquel en el cual se dieron los niveles más altos de salinidad (24.39 ‰), contrastando con el de lluvias en el que se presentaron las condiciones menos salinas con un ligero incremento hacia los meses de nortes. Los factores ambientales que determinan las altas salinidades en la época de secas son la escasa o nula precipitación pluvial (Valdés y col., 1988), la elevada tasa de evaporación y la influencia que los frentes marinos ejercen sobre el sistema en esta temporada (Selem, 1992).

Por el contrario, con el comienzo de las lluvias en el mes de julio, la salinidad disminuye gradualmente dentro del sistema (Tabla 1). Y baja aun mas por los aportes de agua dulce del manto freático.

Generalmente, las salinidades más altas se presentaron en el área de Punta San Joaquín por estar sometida a una constante influencia marina. Mientras que, la zona interior de la laguna comunmente es oligohalina por el constante aporte dulceacuícola que recibe de los numerosos manantiales que hay en esta zona. De acuerdo con esto, Herrera (1988) menciona que también debe considerarse la baja amplitud de las mareas que junto a la barrera física formada por el puente, limitan el intercambio de las masas de agua.

Los promedios más altos en las concentraciones de oxígeno, se dieron en la temporada de secas (4.14 ml/l). Por el contrario, los valores más bajos se registraron en la temporada de lluvias, aumentando nuevamente hacía los meses influenciados por los nortes (Tabla 1).

Cabe mencionarse, que se observó un patrón espacio-temporal en las concentraciones de oxígeno disuelto dentro del sistema (Tabla 1), las cuales variaron en función de la dinámica hidrológica prevaleciente en la laguna; presentandose mecanismos físicos de oxigenación ocasionados por el oleaje. Las altas concentraciones durante el período de secas, pueden explicarse por la elevada incidencia lumínica que ocurre en esta temporada, misma que favorece el desarrollo en biomasa de las macrofitas que se distribuyen ampliamente dentro de la laguna, las cuales en consecuencia aumentan su actividad fotosintética y

ocasionan incrementos en las concentraciones de oxígeno de la laguna por esta vía (Colombo, 1977; Selem, 1992).

En la época de lluvias bajan las concentraciones de oxígeno, tal situación quizá se de porque con el aumento de la precipitación se acrecentan los aportes de material biogénico de origen terrestre acarreado por los drenajes hacia el medio acuático, los cuales conjuntamente con la influencia pluvial hacen que se resuspenda una gran cantidad de partículas orgánicas; provocando un aumento en la demanda bioquímica de oxígeno como resultado del proceso degradativo de la materia orgánica. La variabilidad en las concentraciones de oxígeno para esta temporada también puede ser ocasionada por las altas temperaturas que se dan en esta época, pues es sabido que las altas temperaturas disminuyen la solubilidad del oxígeno (Contreras, 1993). Durante los nortes, la concentración de oxígeno aumento posiblemente a causa de la acción eólica ejercida sobre las aguas superficiales de la laguna.

Punta Cajón, mantuvo bajas concentraciones de oxígeno (Tabla 1) debido a la influencia de los aportes del manto freático, cuyas aguas son pobres en oxígeno (Valdés y col., 1988). A pesar de presentarse este comportamiento, se observó que los promedios cuantificados estuvieron por arriba del nivel letal de concentración para los peces, mismo que según Muss (1967 en Vargas y col. 1981), es de 1.81 ml/l. El promedio mas cercano a este valor se obtuvo en las colectas nocturnas de la Punta Cajón durante el período de nortes (Tabla 1).

El porcentaje más alto de materia orgánica en sedimentos, se obtuvo en la época de nortes (7.71 %), el más bajo en la de lluvias y para la de secas se presentó un valor intermedio (Tabla 1). Las principales fuentes que aportan material biogénico al sistema son los ecosistemas de manglar, pantanos, el producto de degradación de la vegetación sumérgida y organismos muertos (Colombo, 1977; Contreras, 1993).

Las grandes cantidades de materia orgánica que se dan durante los nortes de acuerdo con Selem (1992), resultan de la acción conjunta de factores tales como: los fuertes vientos que se presentan en esta época (50-80 kmph) y las lluvias que provocan que la marea actúe sobre los bordes continentales lavando el material acumulado que se deposita en el fondo de la laguna (Valdés y col., 1988). En el período de lluvias, disminuye la cantidad de materia orgánica porque al haber remoción de sedimentos por la dinámica hidrológica provocada por la precipitación, el material orgánico se resuspende en la columna de agua, volviendo a depositarse una vez que el dinamismo generado por la acción de las lluvias cesa (Tabla 1).

La profundidad media se mantuvo por arriba de los 0.6 m, variando poco entre las temporadas de colecta (Tabla 1). En el período de secas fue cuando se dieron

las profundidades más grandes (0.65 m), a diferencia de la época lluviosa en la que laguna fue ligeramente más somera (0.61 m).

Comunmente, la zona de la boca fue donde se presentaron las mayores profundidades (Tabla 1), relacionándose con la influencia provocada por la entrada de las masas oceánicas durante las pleamares. Por el contrario, la zona de la Punta Cajón fue somera la mayor parte del año, debido a que la magnitud de la influencia marina no llega hasta esta zona por el efecto de barrera ejercido por el puente. El canal medio que recorre al sistema constituye la parte más profunda, mientras que las áreas cercanas a la franja litoral varían en profundidad de acuerdo con las fases de marea, pero generalmente son poco profundas. Entre el día y la noche la variabilidad de la profundidad está determinada por los períodos de la pleamar y la bajamar (Tabla 1).

Los cambios en el nivel de marea durante el año, tuvieron el promedio más alto en las épocas de lluvias y nortes (0.45 m en cada una), en cambio en el período de secas se dió el promedio de oscilación mareal más bajo por la estabilidad ambiental que prevalece. Los elevados niveles de marea que se registran, tanto en lluvias como en nortes, pueden ser ocasionados por la dinámica ambiental que impera en estas temporadas.

7.2 ESTRUCTURA COMUNITARIA

De acuerdo con los resultados obtenidos acerca de la fauna íctica de Celestún, se pudo establecer una constancia espacio-temporal de los principales grupos que componen y soportan la estructura comunitaria de los peces que habitan en las áreas adyacentes al manglar. Sin embargo, se observaron cambios en la presencia de algunas especies en relación con la complejidad ambiental reinante en cada período de colecta.

Esta constancia en la aparición de ciertas especies, refleja la capacidad eurihalina de la ictiofauna que habita estas áreas para soportar amplias fluctuaciones en las condiciones ambientales, manifestándose como una serie de mecanismos de protección, tolerancia, osmorregulación y aclimatación, tendientes a asegurar el éxito de la comunidad en estos ecosistemas (Kinne, 1967).

Muchas de las especies que entran a la Laguna de Celestún, son de origen marino; estas desovan cerca de la boca de este sistema, de donde sus huevos y larvas son acarreados hacia el interior del sistema por las corrientes y en las fases de marea (Gunter, 1961; Mc Erlean y col., 1973; Yáñez-Arancibia y col., 1982). Del total de especies que entran por estos procesos, muchas de ellas migran hacia el hábitat de manglar, para completar alguna parte de su ciclo biológico; funcionando entonces este biotopo, como un área de reclutamiento del "stock" pesquero (Pinto,

1988; Flores-Verdugo y col., 1990). Mientras que otras especies, se desplazan hacia otras partes de la laguna para aprovechar la diversidad de habitats que hay en estos ambientes acuáticos (Fig. 11).

Con respecto a la actividad de migratoria de las especies marinas dentro de los ecosistemas estuarinos, Mc Hugh (1967) dice que las larvas y juveniles de dichas especies en estas fases aún no tienen bien desarrollados los mecanismos y estructuras necesarias para regular los cambios osmóticos asociados con los cambios en la salinidad. Por tal motivo, se mueven en grandes números a sitios con salinidades inferiores a la del agua marina haciendo uso de su tolerancia fisiológica a las bajas salinidades, lo cual les permite moverse libremente en las áreas de manglar dentro de la laguna (John y Lawson, 1990).

Al no completar estas especies su ciclo de vida dentro de la laguna, se observa que una vez que han incrementado su talla y peso corporal, retornan a su hábitat natural donde alcanzan la madurez sexual y se reproducen, completando así su ciclo (Gunter, 1961). Este comportamiento, permite la renovación anual de las poblaciones de peces marinos, por la entrada de sus larvas a la laguna (John y Lawson, 1990).

Si bien, en las zonas adyacentes a los manglares de Celestún la fauna íctica que ocurre en ellos se compone de un buen número de especies marinas, fue evidente la presencia de gran cantidad de especies con afinidad dulceacuícola y eurihalina, las cuales aprovechan la elevada adaptabilidad de la vegetación de manglar al estrés salino, principalmente de aquellas que ocurren en la parte interna de la laguna. Básicamente las raíces del manglar en Celestún, son utilizadas por la comunidad de peces como una zona de crianza, pues entre ellas se generan gran cantidad de recursos alimenticios a partir de la actividad bioecológica que se da en estos ecosistemas, presentándose en forma de flujos de energía (Odum y Heald, 1975). No sólo es un espacio rico en recursos alimenticios, también son áreas ocupadas por grupos de especies residentes y transitorias, como un refugio de protección contra los depredadores (Sheridan, 1992).

Los grupos de peces con mayor éxito dentro de este biotopo, fueron aquellos conformados por especies eurihalinas, los cuales son más capaces para aprovechar los recursos de estos lugares, a diferencia de las especies estenohalinas cuando el ambiente no es favorable para ellas (Sogard y col., 1989). Estos resultados obtenidos confirman este hecho y concuerdan con otros estudios en el sentido de que estos sitios, también son ocupados principalmente por estadios juveniles y adultos de distintas especies, las cuales aprovechan los recursos producidos directa o indirectamente a partir del material derivado del manglar. Un uso similar por la comunidad íctica, que resalta el papel ecológico que realizan estos biotopos es reportado por Vargas y col. (1981) y Yáñez-Arancibia y col. (1988), para la Laguna de Términos, Campeche.

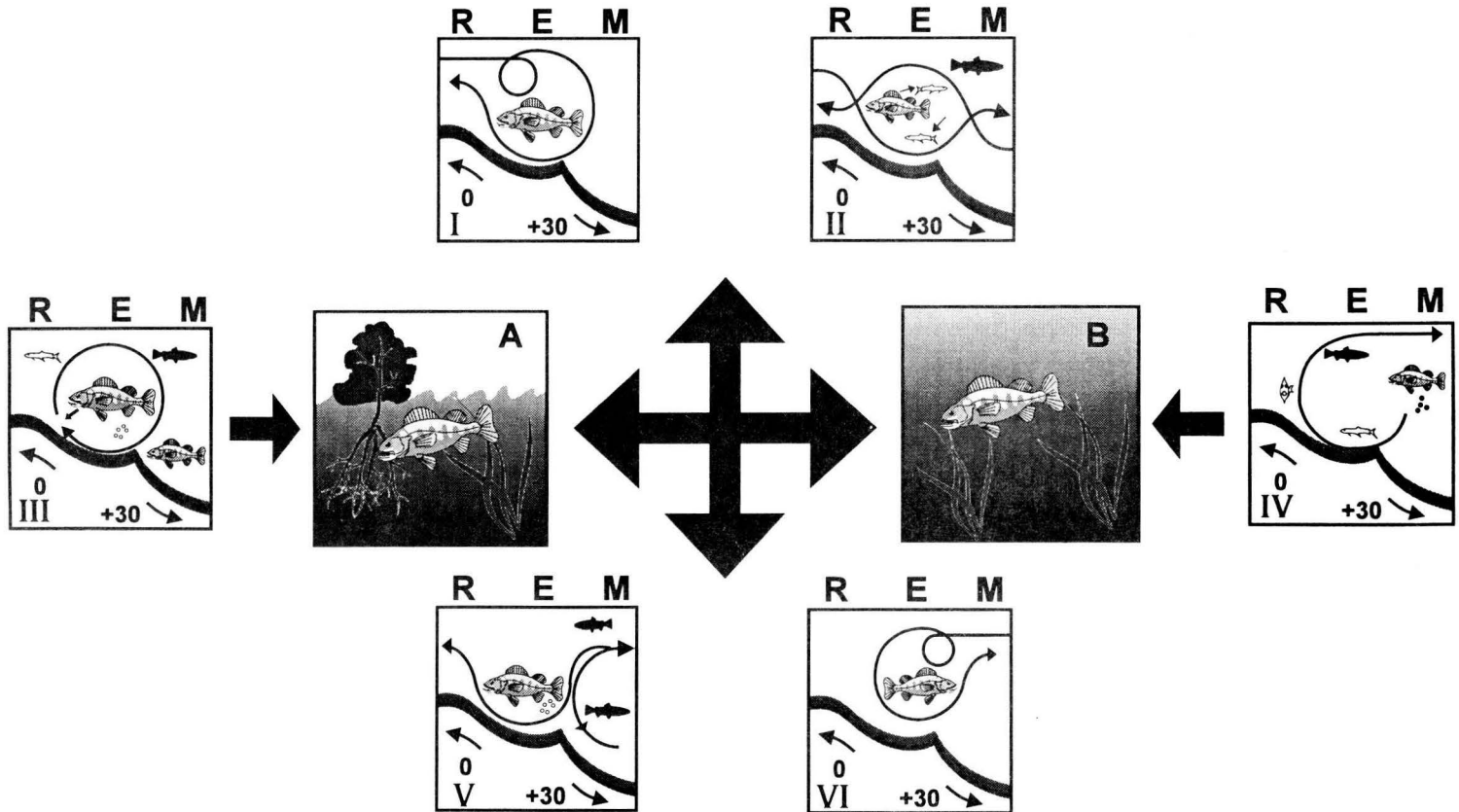


Fig.11 Patrones bioecológicos de ocurrencia en sistemas costeros por la comunidad íctica. A. manglar; B. macrofitobentos; I. dulceacuícolas; II. migratorios en tránsito; III. marinos eurihalinos; IV, V y VI. marinos estenohalinos (modificado de Yáñez-Arancibia, 1978a y Yáñez-Arancibia y col.,1993). R. rio; E. estuario y M. mar

La abundancia íctica en densidad y biomasa, se presentó bajo un patrón espacio-temporal de magnitud variable (Fig. 12). Las mayores abundancias que constituyeron el soporte de la estructura comunitaria de los peces de manglar en Celestún, estuvieron representadas por individuos pertenecientes a las familias Engraulidae, Gerreidae, Clupeidae, Cichlidae, Belonidae y Tetraodontidae.

En la época de nortes se presentaron las mayores abundancias (51.9 ind./m² y 32.1 g/m²), en contraste con la de lluvias en la que se dieron las abundancias mínimas de todo el período de estudio con 25.6 ind./m² en densidad y una biomasa de 12.5 g/m². La elevada abundancia que se obtuvo durante los nortes, es consecuencia de la ocurrencia de una alta diversidad y un gran número de individuos de las principales especies que componen la comunidad durante este período.

Por el contrario, en la temporada de lluvias se obtuvieron las menores abundancias en el año, caracterizándose por la presencia de especies capaces de soportar la variabilidad ambiental que se suscita durante esta época. Además de que las colectas realizadas en la zona interna de la laguna en este período, fueron pobres en cuanto a número de organismos, lo cual pudo incidir en la estimación de las abundancias.

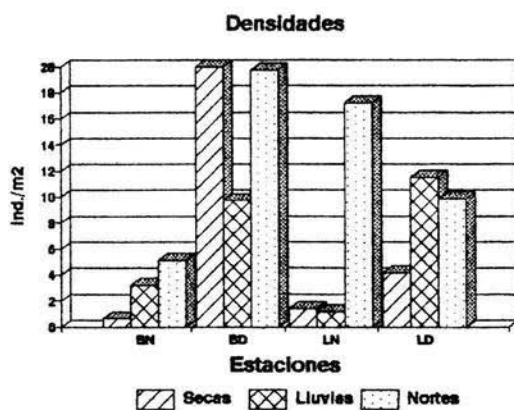
Mientras tanto, la temporada de secas quedó en posición intermedia entre las otras dos por sus abundancias. Esta época estuvo representada en densidad por las especies *A. mitchilli* y *A. hepsetus*, mientras que *C. urophthalmus*, *E. argenteus* y *S. testudineus*, fueron los representantes en biomasa para este período.

Con relación a la variación espacial de la abundancia, el área de Punta San Joaquín (Boca) fue el sitio con las mayores abundancias durante la mayor parte del año, tanto en densidad como en biomasa (58.3 ind./m² y 35.4 g/m²). A diferencia de la Punta Cajón, que al estar en la parte más interna de la laguna tuvo abundancias mínimas de 45.3 ind./m² y 30.3 g/m².

La fluctuación espacial de la abundancia, está relacionada con la tolerancia fisiológica de las especies a las características del ambiente entre las raíces del manglar; condición que les permite aprovechar los recursos presentes en estos lugares. Tal situación se ve reflejada en la presencia de un mayor número de individuos por especie.

Al estar compuestas las colectas en su mayoría por individuos de tallas pequeñas, las estimaciones de las biomásas variaron drásticamente cuando en la colecta aparecieron individuos de tallas superiores a las de los otros organismos y en menor densidad. Contraponiéndose este hecho, a la suposición de que aquellas especies que se presentan en grandes densidades, constituyan también las biomásas

a)



b)

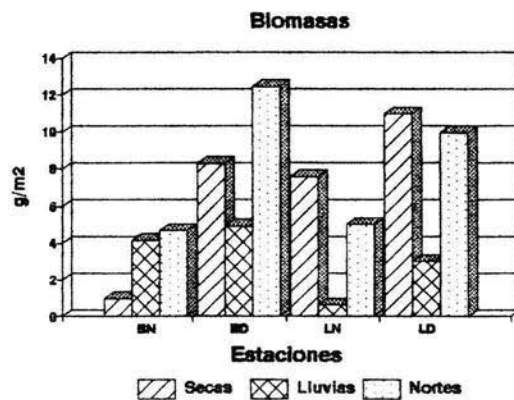


Fig. 12. Abundancias por sitio de colecta, entre las temporadas climáticas de estudio. Estaciones de muestreo: BN=Boca-noche; BD=Boca-día; LN= Laguna-noche y LN= Laguna-día.

mas elevadas; lo cual sucede con la comunidad de peces colectada entre las raíces de manglar en Celestún.

Esta situación refleja el uso que la ictiofauna hace de estas zonas, pues una gran cantidad de formas larvarias y juveniles acuden a ellas para alimentarse y protegerse de la acción depredatoria de individuos de niveles tróficos superiores. Por su parte, las fases adultas penetran en estas áreas durante los movimientos migratorios que realizan a través del sistema, en respuesta a su conducta trófica y en algunos casos con propósitos de reproducción.

Los cambios de las abundancias en el tiempo se pueden relacionar con las épocas de reproducción de las especies, las cuales pueden ocurrir a distintos tiempos durante el año. Las diferencias de la abundancia entre el día y la noche, señalan a los muestreos diurnos como aquellos en los que se obtuvieron las densidades (75 ind./m²) y biomásas (49.4 g/m²) más altas. Mientras que para el total de colectas nocturnas se registraron abundancias inferiores (28.6 ind./m² y 16.3 g/m²).

Esta variación en la abundancia, se dió en relación con las fases de marea, ya que cuando las colectas coincidían con los períodos de pleamar, la variedad de especies y número de individuos fue mayor dentro del cerco de muestreo; sucediendo lo contrario durante la bajamar. Al entrar el agua al sistema en las mareas altas aumentaba la profundidad, lo que permitía que un grupo diverso de peces se dirijieran hacia las raíces sumérgidas del manglar, para aprovechar los recursos disponibles en estos lugares. Por tal motivo, se puede sugerir que los peces entran a este biotopo, también de acuerdo a sus estrategias alimenticias; debido a que entre las colectas aparecieron especies forrajeras en estadios juveniles y/o adultos.

La ocurrencia de distintas fases biológicas en estas áreas puede ser la causa de una disminución en el promedio de las biomásas, no así el número de individuos por especie. De manera tal, que varían los valores de densidad y biomasa por colecta, repercutiendo en las estimaciones espacio-temporales de la abundancia (Subrahmanyam y Drake, 1975).

El cambio de la ictiofauna entre el día y la noche, se dan en relación con la conducta y hábitos alimenticios de las especies (Yáñez-Arancibia y col., 1982; Robblee y Zieman, 1984). Las grandes abundancias de las principales especies en la comunidad, coinciden con los resultados obtenidos con anterioridad por Vega-Cendejas y col. (1994), quienes indican que estos altos valores se deben principalmente a las actividades de migración que realizan los grupos de peces del manglar hacia la zona de pastos durante la noche y viceversa.

Contrastando los resultados obtenidos por Thayer y col. (1987), para la Bahía de Florida empleando un equipo de colecta similar (red estacionaria o drop net), este

autor reporta un promedio de densidad de peces de 8.0 ind./m² y una biomasa de 15.0 g/m², mismo que difiere con las abundancias estimadas en este estudio para la Laguna de Celestún (34.5 ind./m² y 21.9 g/m²), los cuales son mas altos. Estos resultados difieren a su vez, con los reportados por Morton (1990) en manglares de Australia, quién reporta una densidad inferior a la encontrada en Celestún con un promedio de 0.27 ind./m², pero con una biomasa de 25.3 g/m² superior incluso a la reportada por Thayer y col.(1987).

La abundancia de la comunidad íctica adyacente al manglar en el presente estudio, difiere con lo reportado por Vega-Cendejas y col. (1994) en la boca de este mismo ecosistema, ellos encontraron promedios de abundancia muy inferiores (0.3 ind./m² y 0.5 g/m²). La diferencia entre ambos estudios, puede justificarse en cuanto al número de sitios y períodos estudiados; que fue mayor en el presente estudio, motivo por el cual se tienen datos de abundancia más grandes.

Con relación a otros sistemas en los que se estudió la comunidad asociada al manglar empleando diferentes técnicas de captura, las abundancias promedio reportadas por Vargas y col., 1981 (0.36 ind./m² y 3.19 g/m²) y Yáñez-Arancibia y col., 1993 (0.04-0.19 ind./m² y 0.6-5.2 g/m²), son inferiores a los obtenidos en Celestún.

La variabilidad entre la densidad y biomasa, estan en relación con la alta ocurrencia de juveniles en estas áreas, cuya heterogeneidad en tallas provoca que no haya una correspondencia entre estos descriptores comunitarios.

7.2.1 Diversidad.

Celestún alberga una amplia variedad de especies de origen diverso, cuya ocurrencia está en relación con la variación del ambiente en el sistema a través del año. Los diferentes habitats de manglar elegidos para los muestreos, soportan cada uno comunidades distintas en función de las características del ambiente que conforman.

De acuerdo con los datos obtenidos, se observó que los grupos de peces adyacentes a las zonas de manglar en la laguna, ocurren siguiendo un patrón estacional entre los sitios y períodos diurno-nocturnos de colecta.

La estación que presentó los índices de diversidad más altos de todo el año, fue la Boca-noche al presentar la mayor riqueza de especies (44), ser la más diversa (3.43 bits/ind.) y la más equitativa en la relación número de individuos por especie (0.63). En el resto de las estaciones de colecta los resultados de diversidad fueron variables, sobresaliendo la estación Laguna-noche, por presentar el menor número de especies durante el presente estudio (Tabla 3).

El período de nortes fue aquel en el cual se identificó el mayor número de especies (44), contrastando con el de secas en el que se colectaron 30 especies diferentes. Los valores del índice de diversidad, fueron iguales en las temporadas de secas y lluvias con un valor de 2.5 bits/ind., en tanto que para los nortes se dió el valor más bajo de este parámetro ecológico con un valor de 2.18 bits/ind. (Tabla 6). En relación con la de equidad, se vió que la temporada que tuvo la mayor equitatividad entre la proporción del número de individuos por especie fue la de secas (0.5), en comparación con las otras dos temporadas estudiadas (Tabla 6).

Comunmente, en el área de la boca se presentó la mas amplia variedad de especies, las cuales penetran por esta parte del sistema; ya que se trata de una zona que se encuentra en contacto permanente con las aguas del Golfo de México. Ante esta situación, un buen número de especies de origen marino migran hacía el biotopo del manglar donde encuentran un ambiente favorable, aumentando la riqueza específica.

Sin embargo, los cambios temporales y espaciales en la composición y estructura de la comunidad, se relacionaron principalmente con los procesos de eflujo e influjo de las masas de agua en la laguna; además de que estos cambios en la estructura obedecen a los movimientos migratorios que modifican el número de especies residentes en estos habitats. La composición específica de la comunidad de peces asociada a los manglares de Celestún, cambia también en relación al ciclo biológico de cada especie y por el uso que estas hacen de los habitats que la laguna les proporciona (Mc Erlean y col., 1973).

Bajo esta perspectiva, se puede suponer que la aparición de algunas especies en distintas temporadas de colecta se deba a sus características bioecológicas, las cuales les permiten colonizar los hábitas de manglar en las distintas temporadas climáticas del año; esta situación puede influir en el número de especies colectadas, su distribución y los valores de diversidad estimados (Subrahmanyam y Drake, 1975). Particularmente cuando ocurren muchas especies, aunque como consecuencia de las interacciones y competencia por los recursos entre las distintas poblaciones de peces, se presentan pocos individuos por especie (Gunter, 1961).

El hecho de encontrar en ocasiones algunas especies similares en el interior de la laguna y la boca, indica la condición eurihalina de estos grupos; un claro ejemplo son los miembros de la familia Cyprinodontidae y Poeciliidae. Los individuos de estos grupos, no son importantes dentro del potencial de recursos pesqueros por sus tallas tan pequeñas, pero si son importantes por el papel ecológico que realizan en la transformación y transporte de energía dentro del ecosistema.

Belonesox belizanus, es una especie que sobresalió por su presencia en las colectas realizadas en la boca, pues se trata de una especie habitante de estanques,

charcas y lagos dulceacuícolas (Gamboa-Pérez, 1992), de ahí que su presencia llame la atención pues su captura no es incidental ya que Vega-Cendejas y col. (1994), la reportan para el período de secas. Dicha especie ha sido colectada en previamente en cenotes (cuerpos de agua dulce, típicos de la región), por el autor del presente trabajo. Por este motivo, se sugiere la posible existencia de un afloramiento de agua dulce en la zona de la boca que esté comunicado con algún cenote o bien que debido a la constante afluencia de agua dulce de las pequeñas escorrentías que desembocan en la laguna, originen un microgradiente de baja salinidad en posición vertical a la línea de costa, permitiendo el movimiento de esta especie en esta zona que se caracteriza por estar influenciada la mayor parte del año por las masas de agua marina que penetran a la laguna por este lugar.

Por otra parte, Miller (1966) señala una distribución para esta especie que va desde la Parte Sur de Veracruz hasta Costa Rica, mencionando también que se trata de individuos capaces de tolerar elevadas salinidades. Con estos antecedentes se explica la presencia de *B. belizanus* en la zona de la boca, ya que se trata entonces de una especie eurihalina capaz de soportar amplios rangos de salinidad.

El hecho de que algunas especies, independientemente de su origen biológico se muevan entre las áreas de manglar ajustándose a la oscilación ambiental, debe considerarse de acuerdo a la magnitud de la importancia que tiene para ellas aprovechar los recursos alimenticios disponibles en estos sitios, mas que su adaptación fisiológica como factor determinante en su distribución espacial (Flores-Verdugo y col., 1990).

7.2.2 Dominancia nectónica.

A partir de los resultados de dominancia obtenidos mediante el Índice de Valor Biológico de Sanders (IVBS), se observaron diferencias espacio-temporales entre las especies y su abundancia (densidad y biomasa). De tal manera que a pesar de la heterogeneidad de la fauna fctica encontrada en los manglares de Celestún, la comunidad estuvo dominada por un pequeño número de especies que son frecuentes la mayor parte del año (engraulidos, géreidos, tetraodontidos y cíclidos). El que pocas especies dominen por su abundancia, es una característica común en la estructura comunitaria de los peces en lagunas costeras (Vargas y col., 1981).

En Celestún el dominio en densidad y biomasa de las especies, mostró un patrón cambiante en un sentido espacio-temporal, con diferencias en algunos períodos entre las especies dominantes en densidad y aquellas que lo hicieron en relación con su biomasa. Cada una de las estaciones de colecta fue dominada por diferentes especies, aunque la composición de los grupos predominantes fue mas o menos constante, variando el orden de importancia de las mismas a través de los sitios y temporadas de colecta, en relación con el parámetro comunitario

analizado (densidad o biomasa).

Según Yáñez-Arancibia y col. (1988), las especies dominantes espacial y temporalmente, son importantes en el control de la estructura y función de la comunidad, lo cual logran acoplando su ciclo de vida a las condiciones ambientales del lugar donde se desarrollan. De esta manera, es posible encontrar estos grupos en diferentes estadios, colonizando la diversidad de hábitats de manglar en la laguna.

Las especies que sobresalieron por sus abundancias en el presente estudio fueron, *A. mitchilli*, *A. hepsetus* y *E. argenteus*, las cuales han sido reportadas como dominantes en áreas de pastos marinos de Florida (Subrahmanyam y Drake, 1975); sin embargo, *E. argenteus* es una especie que domina entre las raíces de manglar de la Bahía Rookery, mientras que *A. mitchilli* fue encontrada como dominante en áreas de pastos marinos (Sheridan, 1992). Thayer y col. (1987), encontraron a estas especies dominando la comunidad en los manglares del Sur de la Bahía de Florida. Con respecto a la Laguna de Celestún, estas especies se han identificado como los grupos que dominan la comunidad en la boca de este ecosistema por Vega-Cendejas y col. (1994), lo que se corroboró en el presente estudio.

De acuerdo con San Vicente-Añorve (1990), *E. argenteus* y otras especies de gérreidos, constituyen elementos importantes en la comunidad lagunar, la zona nértica y la zona de mezcla de las masas de agua en las distintas épocas del año; así mismo, son parte importante en la transformación y conducción de la energía y en el intercambio de nutrientes con los ecosistemas vecinos. En relación con *A. mitchilli* y *A. hepsetus*, este mismo autor menciona que el desove de estas especies ocurre dentro de una franja litoral estrecha en la Laguna de Términos, Campeche. Tal situación pudiera ser similar para la Laguna de Celestún, pues se trata de sistemas relativamente cercanos.

La aparición en zona de pastos marinos y manglar, de los grupos dominantes; así como de otros componentes de la comunidad íctica en los manglares de Celestún, sugiere que los individuos de estas especies migran activamente entre ambos sitios, en respuesta a una conducta trófica específica (Yáñez-Arancibia y col., 1993).

La dominancia en densidad de *F. carpio* durante el período de secas, se da como resultado de la capacidad eurihalina de esta especie, lo cual le permitió soportar las condiciones ambientales extremas que se dieron en esta temporada. Debido a su capacidad de adaptación, *F. carpio* puede aprovechar los recursos disponibles del manglar aun cuando el ambiente no le sea del todo favorable.

Entre los grupos que predominaron en biomasa, se encuentran *S. testudineus* y *C. urophthalmus*, ambas especies son consideradas como habitantes comunes de zonas protegidas, presentándose en amplios rangos de tallas; son especies eurihalinas cuya abundancia entre las colectas es el reflejo de la utilidad que éstas hacen del biotopo de manglar en diferentes momentos de su ciclo biológico, al distribuirse ampliamente dentro de la laguna mediante migraciones (Vargas y col., 1981). Sobre todo *C. urophthalmus*, la cual utiliza el área de manglar en diferentes estadios de su ciclo de vida, acoplándolos a las épocas en que se presentan altos niveles de productividad primaria (Yáñez-Arancibia y col., 1988). Por el contrario, Gamboa-Pérez (1991) menciona que *C. urophthalmus* es una especie omnívora y con fuerte tendencia carnívora; además de que su posición trófica le impide colonizar exitosamente una amplia variedad de habitats.

Durante el período de lluvias se dió el predominio de *E. argenteus* y *M. colei*, la primera dominó en la zona de la boca tanto en densidad, como en biomasa; mientras que la segunda lo hizo por sus altas densidades en las colectas del interior de la laguna, principalmente en la época de lluvias. Es probable que durante esta época *M. colei* lleve a cabo su reproducción, ya que las bajas salinidades no son un factor que influya en la presencia de grandes densidades de esta especie, pues Miller (1966) la reporta para aguas salobres en Progreso, Yucatán y Reséndez-Medina (1981 a) la ha encontrado en la Laguna de Términos, Campeche, habitando aguas cálidas (fenómeno que ocurre en esta temporada del año en Celestún) y con salinidades elevadas. Por otra parte, *E. argenteus* es una especie que presenta grandes abundancias la mayor parte del año.

En la porción interna de la laguna, la especie que dominó en biomasa durante la época de lluvias fue *S. testudineus*; esta especie es típicamente estuarina, su abundancia se asocia a zonas de *Thalassia* cercanas al manglar; y presenta un período de desove que comienza al final de la primavera y al inicio de la época de lluvias (Austin, 1971a).

Para el período de nortes, la dominancia tanto en densidad como en biomasa en la zona de la Boca estuvo representada por *A. mitchilli*. Mientras que en la parte interna de la laguna, la especie predominante fue *E. argenteus*. Ambas especies presentan una amplia distribución dentro de la laguna, lo cual puede ser un factor determinante en el predominio de estos grupos en los diferentes sitios de colecta.

El resto de las especies coexisten, en los diferentes habitats de la laguna y las temporadas climáticas del año. La magnitud de su importancia en la abundancia dentro de la comunidad, está en relación con el área y época de desove de los adultos (San Vicente-Añorve, 1990). Dicha coexistencia involucra una amplia gama de interacciones entre los grupos ícticos, como consecuencia de los patrones y estrategias de utilización de las zonas adyacentes al manglar (Yáñez-Arancibia y col., 1988).

La variación en la dominancia de las especies entre los sitios y períodos de colecta, se presenta de acuerdo a su capacidad de adaptación a las condiciones ambientales; así como, por la conducta trófica de cada individuo. De tal manera, que aquellas especies que se presentaron en grandes abundancias, son las que aprovechan mas eficientemente los recursos presentes en las áreas de manglar, resultando dominantes en las colectas realizadas en las temporadas climáticas estudiadas.

En lo que respecta, a los los cambios en biomasa de algunas especies, se considera que están mas en relación con las tallas de ocurrencia de los individuos, que en cuanto al número en que se presentaron. Un claro ejemplo fueron las colectas de la estación Boca-noche en la temporada de secas, en este sitio *F. carpio* y *E. argenteus* predominaron por sus densidades; estas especies aunque se presentaron en altas densidades, sus tallas fueron muy pequeñas, lo cual no les permitió ser al mismo tiempo las especies dominantes en biomasa. Por el contrario, aún cuando *C. shoepfi* y *S. timucu*, se presentaron en menor número de individuos por especie, sus tamaños fueron muy superiores a las primeras, lo cual explica la dominancia de estas especies en términos de biomasa y al mismo tiempo la variación específica de la dominancia.

7.3 CORRELACIONES

La máxima correlación entre la profundidad y la salinidad (Tabla 10), se da mediante el proceso de estratificación por densidad de la columna de agua, ocasionado por la salinidad y la temperatura. En tanto que la relación negativa, estimada entre las concentraciones de oxígeno y los valores de temperatura durante el año, está en función de que con el aumento en la temperatura disminuye la solubilidad del oxígeno en el agua y viceversa (Contreras, 1993).

Por lo que respecta a la relación de los descriptores ambientales con la densidad específica de la comunidad, se pudo observar un patrón estacional causado por la fluctuación temporal de los factores bióticos y abióticos, que inciden sobre la laguna. Por lo tanto, los organismos tienen que ajustarse a una serie de interrelaciones con factores del ambiente tales como: la temperatura, oxígeno disuelto, variaciones de salinidad y disponibilidad de alimento (Renfro, 1960).

La temperatura se correlacionó positivamente con *Syngnathus scovelli* ($P=0.503$), esta especie prefiere hábitats cálidos cubiertos por pastos marinos. Sin embargo, el factor que puede afectar su abundancia y distribución es la elevada salinidad, lo cual puede alterar la cantidad de vegetación sumérgida disponible para ellos (Renfro, 1960). Bajo esta circunstancia, se puede pensar en la posibilidad de que esta especie realice migraciones entre la zona de pastos y el manglar, con propósitos de protección o alimentación.

La correlación negativa encontrada entre la temperatura y *Eucinostomus sp.* ($P = -0.695$), no puede discutirse ampliamente, pues estos individuos solamente se pudieron identificarse hasta nivel de género. Por consiguiente, únicamente se cuenta con información referente a *E. argenteus*, acerca de la cual se ha reportado que su abundancia se relaciona con cambios en temperatura y salinidad (Subrahmanyam y Drake, 1975).

Otra especie que también tuvo una relación negativa con el parámetro de la temperatura fue *Rivulus sp.* ($P = -0.638$), este resultado contradice lo señalado por Miller y Hubbs (1974) quienes la han encontrado en aguas cálidas y claras; por lo tanto, este último factor debe de incidir en sus abundancias, ya que en la zona interna de la laguna donde fue colectada las aguas son frecuentemente turbias. Los individuos identificados como *Rivulus sp.*, deben ser los correspondientes a la especie reportada por Miller en 1966, para la Ciénega de Progreso, Yucatán, la cual lleva el nombre de *Rivulus myersi*.

Sardinella anchovia fue la especie correlacionada en mayor grado con la salinidad, esta especie es de origen marino y de amplia distribución en aguas neríticas del SW y NW del Golfo de México, se presenta en áreas someras y durante períodos cálidos (San Vicente-Añorve, 1990). Aunque en menor escala, pero de manera significativa, *Harengula jaguana* también se halla relacionada con este parámetro, esta especie se presenta en un amplio rango de salinidad que va de 0-30.94‰ (Reséndez-Medina, 1981 a).

La relación negativa entre la salinidad y la densidad de *M. colei* ($P = -0.5310$), debe darse cuando los niveles de este parámetro son bajos, ya que Miller (1966), la reporta para las ciénegas de Progreso, Yucatán, en aguas salobres. *Gambusia sp.* también presentó una correlación negativa ($P = -0.486$); aunque no se tiene información en particular sobre esta especie, si se conocen algunos aspectos ecológicos acerca de *Gambusia yucatanana*, la cual se considera una especie capaz de colonizar con éxito ambientes extremos (Gamboa-Pérez 1992). Preferentemente, esta especie ocurre en hábitats con aguas someras de arroyos y esteros; con fondos fango-arenosos, temperaturas cálidas, salinidades de 0.361-30.964 ‰ y en la cercanía de los bordes de manglar (Reséndez-Medina, 1981 a).

De esta manera, se establece que la fauna íctica asociada a los manglares en Celestún cambia sobre un gradiente salino, influyendo en el incremento o disminución del número de especies y su abundancia (Gunter, 1961).

Las concentración de oxígeno se correlacionó positivamente con *Mugil curema* ($P = 0.624$), indicio de que esta especie prefiere hábitats bien oxigenados para su desarrollo. La correlación negativa más alta se dió con *S. notata* ($P = -0.468$), sin embargo el valor obtenido no sobrepasa el rango teórico de significancia ($P =$

0.576); con base en esto, se puede pensar que los cambios en la concentración de oxígeno no son el único factor que influye en su abundancia.

Acerca de la relación entre la concentración de materia orgánica y la densidad específica, se observó que la cantidad y flujo de la materia orgánica procedente del manglar, regulan la estructura y funcionamiento de las poblaciones de peces estuarinos (Snedaker, 1989), donde el detritus de manglar y otros derivados de materia orgánica entran al ciclo y flujo energético del ecosistema, entre los diferentes niveles que conforman la cadena trófica (Boto, 1989; John y Lawson, 1990).

La correlación positiva entre la materia orgánica y *Poecilia velifera* ($P= 0.726$), se da en relación a la conducta trófica de esta especie, ya de acuerdo con observaciones previas se determinó que su dieta esta constituida por cantidades variables de detritus orgánico. Esta especie vive en aguas someras (30 cm) y fondos arenosos, presenta un tipo de alimentación omnívora, de tal manera que al ingerir el detritus toma acúmulos de microalgas y pequeños crustáceos contenidos en él; así mismo, consume insectos los cuales conjuntamente con los anteriores constituyen su dieta principal (Gamboa-Pérez, 1992).

Además de la especie antes mencionada, *Gobionellus boleosoma* ($P= 0.694$) también tuvo una correlación positiva importante con la materia orgánica. Esta relación se explica, al ser esta especie un residente béntico que se alimenta de organismos pertenecientes al meiobentos, como: copépodos, ostracodos, oligoquetos, nemátodos, algas filamentosas y diatomeas (Carle y Hastings, 1982). De la misma manera, *M. curema* ($P= 0.68$) y *A. mitchilli* ($P= 0.678$), se hallan en relación significativa con la cantidad de material biogénico; la primera porque se alimenta de detritus (Flores-Verdugo, 1990), sedimentos inorgánicos y algas clorofíceas filamentosas, además de que utilizan a las áreas de manglar como criadero natural (Yáñez-Arancibia, 1978 a). Mientras que *A. mitchilli*, se ha encontrado habitando cerca de los manglares en zonas con fondos fangosos (Reséndez-Medina, 1981a), migrando entre las zonas cubiertas con pastos marinos hacia las orillas del manglar, para alimentarse principalmente de pequeños crustáceos (copépodos, misidáceos e isopodos) y eventualmente de pequeños moluscos y peces (Carr y Adams, 1973).

Haemulon flavolineatum ($P= 0.655$) y *S. anchovia* ($P= 0.58$), se relacionaron también con la concentración de materia orgánica. En el caso de la primera mencionada, por el tamaño en que se presentó se puede pensar que migra al manglar para alimentarse; mientras que, considerando las pequeñas tallas en las que acude a este biotopo *S. anchovia*, se sugiere es para alimentarse y protegerse de los depredadores.

Por el contrario, la correlación negativa con *F. carpio* ($P = -0.544$), tal vez se deba a que los cambios en la concentración de materia orgánica influyan en algunos aspectos de la conducta ecológica de esta especie, pues debe considerarse el hecho de que este grupo, prefiere hábitats de aguas someras con fondos fango-arenosos (Gamboa-Pérez, 1992) y abundante vegetación (Reséndez-Medina, 1981 a).

La profundidad se correlacionó positivamente con *S. anchovia* ($P = 0.771$), tal relación se da al aumentar la profundidad por efecto de la entrada de agua marina a la laguna durante las fases de marea, lo que permite la entrada de formas juveniles de esta especie, bajo un claro patrón estacional. En contraste, la profundidad se relacionó negativamente con *Micropogonias furnieri* ($P = -0.63$); sin embargo, la presencia en grandes densidades de esta especie durante la temporada de nortes, esta en función de su época de reproducción, la cual puede efectuarse anterior a esta época climática. Esta especie según Austin (1971 a), no entra con frecuencia a las zonas de manglar, ya que prefiere espacios abiertos con altas salinidades, por consiguiente sólo acude a estas áreas para alimentarse de anfípodos, tanaidaceos, fragmentos vegetales y detritus (Austin, 1971 b).

Sin embargo, de acuerdo a lo que se observó en el presente estudio, *M. furnieri* puede soportar los niveles de 11 a 15 ‰ de salinidad que se registraron en la parte interna de la laguna, donde se colectaron en grandes cantidades durante la temporada de nortes.

Muchas otras especies mostraron a su vez, una relación positiva con la profundidad de los sitios de colecta, entre ellas están *Synodus foetens* ($P = 0.752$), *Mugil cephalus* y *H. flavolineatum* cada uno con ($P = 0.678$), *Prionotus paralatus*, *Selene vomer*, *Gobionellus hastatus*, *Sphoeroides maculatus* y *Lagodon rhomboides* con una $P = 0.664$; entre otros. Todos estos grupos pueden penetrar a la zona inundada de los manglares cuando aumenta la profundidad, pudiendo hacer uso de la gran cantidad de recursos existentes.

Con el aumento en la profundidad se inundan las raíces del manglar, convirtiéndose en un hábitat atractivo para muchos peces que los utilizan como lugares de residencia o de tránsito. Al contrario de Sheridan (1992), quién no encontró una correlación significativa de la profundidad con el número y biomasa de peces en los manglares de la Bahía Rookery en Florida. Sin embargo, en Celestún se pudo observar que la riqueza de especies y su abundancia pueden ser claramente influenciados por la poca profundidad.

Los niveles de marea estimados para las colectas, se correlacionaron más positivamente con *S. testudineus* ($P = 0.431$), lo cual puede ocurrir durante las mareas altas en las que esta especie puede invadir el biotopo de manglar, cuando por acción de la pleamar aumenta la profundidad, pues esta especie utiliza zonas

protegidas en actividades de crianza (Vargas y col., 1981). Las fluctuaciones de la marea se relacionaron negativamente con *S. scovelli* ($P = -0.47$), esta situación es explicable si consideramos que esta especie al vivir asociada a vegetación de pastos marinos, cuando baja el nivel de marea la zona de protección de *S. scovelli* queda al descubierto, resultando entonces un hábitat desfavorable para ella.

Las oscilaciones en el nivel de marea inciden directamente en la composición comunitaria, principalmente en períodos día-noche. Pues como se pudo constatar, muchas especies ingresan al manglar durante las mareas altas con el propósito de alimentarse de invertebrados y otras especies residentes, las cuales constituyen su dieta (Sasekumar y col. 1984).

Los cambios en el nivel de marea cambian la diversidad, de tal manera que al subir la marea el índice de diversidad (H'), también aumenta y viceversa; es decir, que al bajar el nivel de marea la fluctuación de H' es mas azarosa (Subrahmanyam y Drake, 1975).

En Celestún fue patente la influencia de los cambios de marea en el resultado de las capturas, pues cuando se realizaron colectas en pleamar con el consecuente aumento de la profundidad, la muestra fue mas diversa, no sólo en cuanto al número de especies, sino también en lo que se refiere a la amplitud de tallas colectadas, sin importar la selectividad del arte de captura.

Se pudo observar que cuando la marea aumentaba, los grupos de peces se distribuían ampliamente entre las raíces del manglar y cuando la marea bajaba los organismos se congregaban en el canal que recorre a la laguna por su parte media, el cual representa la zona más profunda durante estas fases de marea. Por este motivo, en las colectas realizadas durante mareas bajas no fue posible capturar individuos de tallas grandes, ni una amplia variedad de especies y grandes densidades, lo cual se reflejó claramente en las abundancias estimadas entre los sitios de colecta y las diferentes temporadas de estudio.

8. CONCLUSIONES

La comunidad de peces que vive asociada a las raíces del manglar en la Laguna de Celestún, está constituida por una gran variedad de especies con diferente origen biológico, las cuales explotan los recursos que estos biotopos les proporcionan tanto en la boca, como en la parte mas interna de la laguna.

Debido a su amplia distribución, se presentan especies comunes en ambos sitios de colecta, cuya importancia dentro de la comunidad, se basa en los niveles de abundancia en los que se presentan y en relación con la periodicidad climática de la región.

Con base en los resultados obtenidos, se determinó que las especies que dominan en la comunidad y persisten a pesar de la variación constante del ecosistema, son las eurihalinas.

Los cambios en la composición específica de la comunidad, tanto en la boca como en el interior de la laguna, obedecen al influjo migratorio de las especies, su grado de tolerancia fisiológica y en relación con la conducta trófica específica.

El ambiente conformado por las raíces sumérgidas del manglar, es utilizado en gran escala por juveniles y preadultos, así como por algunos adultos de distintas especies, como zona de crianza, protección, alimentación y área de reclutamiento. La elevada incidencia de estas fases biológicas, reflejan la importante labor ecológica que estas áreas realizan en el sustento de los recursos pesqueros, de las zonas adyacentes al Sistema Lagunar de Celestún.

Los valores de abundancia (densidad y biomasa), muestran un patrón cambiante siguiendo un claro esquema espacio-temporal.

La composición de especies, así como su abundancia relativa fluctúan de acuerdo con los niveles de marea, de tal manera que durante una pleamar y con el aumento de la profundidad, las áreas de manglar son colonizadas por una gran cantidad de juveniles, incrementando el número de individuos por especie, pero bajando los promedios en biomasa.

Por sus altos valores de densidad y biomasa, la comunidad estuvo dominada por *A. mitchilli*, *A. hepsetus* y *E. argenteus*, constituyendo las especies importantes dentro de la estructura comunitaria, a través del tiempo y entre los sitios de colecta.

La importancia de estudiar las diferentes poblaciones de peces que utilizan las áreas de manglar, debe considerarse tomando en cuenta las multiples

interacciones que se dan entre ellas y con las condiciones ambientales imperantes en los hábitats dentro del ecosistema lagunar. Por tal motivo, debe profundizarse en el conocimiento de las interacciones, estrategias y patrones con que la comunidad de peces utiliza los manglares.

Finalmente, se determina que estas áreas constituyen un elemento fundamental en el funcionamiento del ecosistema conformado por la Laguna de Celestún. Contribuyendo para el desarrollo de una gran variedad de especies de peces, algunas con relevancia ecológica (por el rol que desempeñan en la transferencia de energía) y aquellas de interés comercial por el potencial económico que representan.

9. LITERATURA CITADA

Aguirre-León, A. y A. Yáñez-Arancibia. 1986. Las mojarras de la Laguna de Términos: Taxonomía, biología, ecología y dinámica trófica (Pisces: Gerreidae). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. de México*, 13(1): 369-443.

Allen, L.G. y M.H. Horn. 1975. Abundance, diversity and seasonality of fishes in Colorado Lagoon, Alamitos Bay, California. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 3: 371-380.

Alvarez del Villar, J. 1970. Peces mexicanos (claves). *Sria. de Industria y Comercio/Instituto Nacional de Investigaciones Biológico Pesqueras*, 166 p.

Amezcuca-Linares, F. y A. Yáñez-Arancibia. 1980. Ecología de los sistemas fluviolagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y la estructura de las comunidades de peces. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. de México*, 7(1): 69-118.

Anonimo. 1976. Catálogo de peces marinos mexicanos. *Secretaría de Industria y Comercio-Subsecretaría de Pesca (INP)*, 426 p.

Austin, H.M. 1971a. A survey of the ichthyofauna of the mangroves of western Puerto Rico during december, 1967-august, 1968. *Carib. J. Sci.*, 11(1-2): 27-39.

Austin, H.M. 1971b. The feeding habits of some juvenile marine fishes from the mangroves in Western Puerto Rico. *Carib. J. Sci.*, 11(3-4): 171-178.

Ayala M., E.J. 1983. Estudio de la contaminación por coliformes fecales en el Estero de Celestún, Yucatán. Previo al inicio de un cultivo ostrícola. *Tesis de Licenciatura, Fac. de Química, UADY*, 63 p.

Blaber, S.J.M. y D.A. Milton. 1990. Species composition, community structure and zoogeography of fishes of mangrove estuaries in The Solomon Islands. *Mar. Biol.*, 105: 259-267.

Blasco, F. Los manglares. *Mundo Científico*, 11(4): 610-625.

Battlori S., E., E.A. Chávez, L.A. Díaz, J. Herrera, M. Garduño, A. González y D. Torruco. 1987. Caracterización estructural de la Laguna de Celestún, Yucatán, México. CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida. *Presentado en el Primer Congreso de Ciencias del Mar de Cuba, celebrado del 9 al 12 de junio de 1987.*

Battllori S., E.A. 1988. Producción secundaria en el Estero de Celestún. *Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, 140 p.*

Böhlke, J. E. y C.C.G. Chaplin. 1993. Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters. 2a edición, *University of Texas Press Austin U.S., 771 p.*

Boto, K. 1989. Tropical mangrove research in Australia: a summary of current activities. *Proceedings Workshop México-Australia on Marine Science. Ernesto A. Chávez(Ed.),México, 171-186 p.*

Calendario gráfico de mareas: Golfo de México y Mar Caribe. 1993. *Instituto de Geofísica, Univ. Nal. Autón. de México.*

Carle, K.J. y P.A. Hastings. 1982. Selection of meiofaunal prey by the Darter Goby, *Gobionellus boleosoma* (Gobiidae). *Estuaries, 5(4): 316-318.*

Carr, W.E.S. y C.A. Adams. 1973. Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the Estuarine Zone near Crystal River, Florida. *Trans. Amer. Fish. Soc., 102(3): 511-540.*

Castro-Aguirre, J.L. 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México con aspectos zoogeográficos y ecológicos. *Instituto Nacional de la Pesca. Serie científica No. 19: 298 p.*

Chávez, E.A., M. Garduño y F. Arreguín-Sánchez. 1990. Trophic dynamic structure of Celestún Lagoon, South Gulf of México. *En: V. Christensen and D. Pauly (Eds). Models of marine ecosystems: Construction and comparison Poster, ICES Theme Session, Copenha gen, octubre, 1990. ICLARM.*

Chin C., B.G.M. 1990. Estudio de las características físicas y químicas de los sedimentos de la Laguna de Celestún, Yucatán. *Tesis de Licenciatura, Fac. de Química, UADY. 52 p.*

Cintron G., M., R. Horna Z., R. Paredes S., I. Solís C. y C. Bonifáz B. 1982. Algunas observaciones sobre el desarrollo de el manglar en la Costa Continental de Ecuador y Perú. *Oceanologica Acta No. Sp. 1982. Proceedings Intermareal Symposium on Coastal Lagoons, SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux, Francia, 8-14 septiembre, 1981: 253-258.*

Cintrón G. e Y. Shaefer-Novelli. 1983. Introducción a la Ecología del manglar. *UNESCO, Montevideo, Uruguay. ROSTLAC. ISBN 92-3-302196-3.*

Colombo, G. 1977. Lagoons. Capitulo 4 (63-82). *In: The Coastline. John Wiley & Sons(Eds.), Great Britain, 356 p.*

Concha A., F. 1992. Evaluación del intercambio de nitrógeno a través de la boca de la Laguna de Celestún, Yucatán. *Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, 116p.*

Contreras E., F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. *CONABIO-UAM Iztapalapa, 415 p.*

De la Cruz-Agüero, G. 1993. ANACOM: Un sistema para el Análisis de Comunidades en computadoras personales. *Presentado en el V Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Celebrado del 27 de septiembre al 1 de octubre de 1993, en La Paz B.C.S., México. En resúmenes (73).*

Dickson H.H. y R.H. Moore. 1977. Fishes of the Gulf of Mexico, Texas, Louisiana and adjacent waters. *Texas A & M, University Press, 327 p.*

Eddy, S. y J.C. Underhill. 1957. How to know the freshwater fishes. 3a edición, *The Pictured Key Nature Sciences, 215 p.*

Espejel, I. 1984. La vegetación de las dunas costeras de la Península de Yucatán I. Análisis Florístico del Estado de Yucatán. *Biótica, 9(2): 183-210.*

Fischer, W. 1978. FAO species identification sheets for fisheries purposes. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia. Vol. I-VII.

Flores-Verdugo, F.J., J.W. Day Jr., y R. Briseño-Dueñas. 1987. Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican Coastal Lagoon with a ephemeral inlet. *Mar. Ecol. Prog. Ser. 35(1-2): 83-90.*

Flores-Verdugo, F.J., F. González-Farías, O. Ramírez-Flores, F. Amezcua-Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio y J.W. Day Jr. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries, 13(2): 219-230.*

Franco L., J., G. de la Cruz A., A. Cruz G., A. Rocha R., N. Navarrete S., G. Flores M., E. Kato M., S. Sánchez C., L.G. Abarca A. y C. Bedia S. 1989. Manual de Ecología. 2a edición, *Ed. Trillas, 266 p.*

Gaillard, M., M. Gaillard, J. Lang y J. Lucas. 1982. Etude sédimentologique des milieux de mangrove de Bénin Occidental (Africa de l'Ouest). *Oceanologica Acta. No. Sp. 1982. Proceedings Intermareal Symposium on Coastal Lagoons, SCOR/IABO/UNESCO. Bordeaux, France, 8-14 de septiembre, 1981: 129-137.*

Gamboa-Pérez, H.C. 1991. La colección de la ictiofauna dulceacuícola de Quintana Roo. *Universidad y Ciencia*, 8(16): 69-77.

Gamboa-Pérez, H.C. 1992. Peces continentales de Quintana Roo. En: Navarro, D. y E. Suárez-Morales (Eds.). *Diversidad biológica en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an Quintana Roo, México. Vol. II CIQRO/SEDESOL*, p. 305-360.

García, E. 1988. Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. *Instituto de Geografía, Univ. Nal. Autón. de México*.

Greenwood, P.H., D.E. Rosen, S.H. Weitzman y G.S. Myers. 1966. Phyletic studies of teleostean fishes, with a provisional classification of living forms. *Bull. Amer. Mus. Nat. His.*, 131(4): 340-455.

Gold-Bouchot, G. 1991. A stable isotope study of three coastal ecosystems in Yucatan, Mexico. *Tesis doctoral. CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida*, 103 p.

Guitart, D.J. 1974. Sinópsis de los peces marinos de Cuba. *Academia de Ciencias de Cuba. Instituto de Oceanología. Tomos I-IV*.

Gunter, G. 1961. Some relations of estuarine organism to salinity. *Limnol. Oceanogr.* 6:182-190.

Herrera S., J.A. 1985. Productividad primaria fitoplanctónica del Estero de Celestún, Yucatán, durante el período de octubre de 1983-abril de 1984. *Tesis de Licenciatura. Univ. Autón. de Guadalajara*, 56 p.

Herrera S., J.A. 1988. Productividad primaria fitoplanctónica de la Laguna de Celestún, Yucatán. *Tesis de Maestría. CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida*, 126 p.

Herrera S., J.A. 1990. Productividad primaria fitoplanctónica de la Laguna de Celestún. En: *Resúmenes del II Congreso de Ciencias del Mar de Cuba, celebrado del 18 al 22 de junio de 1990. La Habana, Cuba*.

Hildebrand, S.F. 1943. A review of the american anchovies (Family: Engraulidae). *Bull. of Nat. Hist. Vol. III, art. 2, U.S.A.*, 165 p.

Hoff, J. G. y R.M. Ibarra. 1977. Factors affecting the seasonal abundance, composition and diversity of fishes in a Southeastern New England Estuary. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 5(5): 665-678.

Inclán R., R. 1989. Ecología de la epibiosis de las raíces inmersas de *Rhizophora mangle* en la Bahía de la Ascención, Quintana Roo, México. *Ciencias Marinas*, 15(1): 1-20.

Jackson, M.L. 1976. Análisis químico de suelos. 3a edición. Ed. Omega, Barcelona (España), 649 p.

John, D.M. y G.W. Lawson. 1990. A review of mangrove and coastal ecosystems in west Africa and their possible relationships. *Estuar. Coast. Mar. and Shelf Sci.*, 31: 505-518.

Kinne, O. 1967. Physiology of estuarine organisms with special reference to salinity and temperature: General aspects. En: *Estuaries*, George H. Lauff (Eds.), Amer. Assoc. Advan. of Sci. Pub. No. 83, Washington, D.C., p. 581-617.

Lalana R., R. y M. Pérez M. 1985 a. Estudio cualitativo y cuantitativo de la fauna asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* en la Cayería este de la Isla de la Juventud. *Rev. de Inv. Mar.*, 6(2-3): 45-57.

Lalana R., R., M. Alvares C., M. Ortíz, M. Pérez M. y T. Veledo. 1985 b. Organismos asociados a las raíces de *Rhizophora mangle* en lagunas costeras y de cayos. *Rev. de Inv. Mar.*, 6(2-3): 59-71.

Lalana R., R. 1986. Fauna asociada a las raíces de *Rhizophora mangle* L., en la Laguna Costera "El Ciego." *Rev. de Inv. Mar.*, 7(3): 55-64.

Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons in México. Their origin and clasification. En Wiley, M.L. (Ed.), *Estuarine Process. Estuarine Research. Federation Conference Galveston, Texas. Octubre 6-9. Academic Press Inc. New York*, 2: 182-215.

López P., J. y E. Ezcurra. 1980. ¿Son los manglares desaladores de agua? *Ciencia y Desarrollo*. No. 34-35: 181-184.

Loya-Salinas, D. H. y Escofet. 1990. Aportaciones al cálculo del Índice de Valor Biológico (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas*, 16(2): 97-115.

Ludwig, J.A. y J.F Reynolds. 1988. Statistical Ecology. *John Wiley & Sons (Eds.), U.S.A.*, 377 p.

Manus, C. y J. Lucas. 1982. Evolution géochimique et exemple d' a menagement des mangroves au Senegal (Casamance). *Oceanologica Acta*. No. sp. 1982. *Proceedings Intermareal Symposium on Coastal Lagoons, SCOR/LABO/UNESCO. Bordeaux, France, 8-14 de septiembre, 1981: 151-160.*

- Marshall A., S. 1976. The Ecology of eelgras, *Zostera marina* (L.) Fish communities. II Functional Analysis. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 22: 293-311.
- Mc.Erlean, A.J., S. O'Connor, J.A. Mihursky y C.I. Gibson. 1973. Abundance, diversity and seasonal patterns of fish populations. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 1: 19-36.
- Mc. Hugh, J.L. 1967. Estuarine nekton. En: *Estuaries*, George H. Lauff (Ed.), Amer. Assoc. Advan. of Sci. Pub. No. 83, Washington, D.C., p. 581-617.
- Mena-Abud, J. K., E. Pérez-Díaz, F. Ricalde, M. E. Vega-Cendejas y G. De la Cruz A. 1991. Ictiofauna de la Laguna de Celestún: Resultados preliminares. En: *Resúmenes del XI Congreso Nacional de Zoología, celebrado del 28 al 31 de octubre de 1991. Mérida, Yucatán, México.*
- Miller, R.R. 1966. Geographical distribution of Central American Freshwater Fishes. *Copeia*, (4): 865-869.
- Miller, R.R. y C.L. Hubbs. 1974. *Rivulus robustus*, a new Cyprinodont fish from Southeastern México. *Copeia*, (4): 865-869.
- Miranda, F. 1978. Vegetación de la Península Yucateca. *Colegio de Postgraduados de Chapingo, SARH, México, 271 p.*
- Montserrat S., L., T. Castellanos, G. Padilla y L.A. Romero. 1980. Los manglares sudcalifornianos desaladores de agua de mar. *Ciencia y Desarrollo. No. 30-31: 7-8.*
- Morton, R.M. 1990. Community structure, density and standing crop of fishes in a subtropical Australian mangrove area. *Mar. Biol.*, 105: 385-394.
- Nakamura, E.L., J.R. Talyor y I.K. Workman. 1980. The occurrence of life stages of some recreational marine fishes in estuaries of the Gulf of México. *NOAA Technical memorandum. NMFS-SEFC-45. U.S. Department of Commerce. National Marine Fisheries Service U.S.A.*
- Nelson, J. S. 1984. Fishes of the world. 2a edición. *John Wiley & Sons (Eds.), U.S.A., 523 p.*
- Odum, W.E. y E.J. Heald. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. En: *Estuarine Research*, L.E. Cronin (Ed.), Academic Press New York, U.S.A., Vol. I: 265-286.

- Ortegón A., I.** 1993. Estudio florístico-ecológico de las macroalgas de la Laguna de Celestún, Yucatán. *Tesis de Licenciatura. Fac. de Med. Vet. y Zoo., UADY*, 161 p.
- Pannier, R. y F. Pannier.** 1977. Estructura y dinámica del ecosistema de manglares: Un enfoque global de la problemática. *Interciencia*, 2(3): 153-162.
- Parra T., J.A.** 1990. Características fisicoquímicas de aguas marinas y salobres de la Costa de Yucatán, durante la temporada de lluvias de 1989. *Tesis de Licenciatura. Fac. de Ing. Quím., UADY*, 83 p.
- Pinto, L.** 1987. Environmental factors influencing the occurrence of juvenile fish in the mangroves of Pagbilao, Philippines. *Hidrobiologia*, 150: 283-301.
- Pinto, L.** 1988. Population dynamics and community structure of fish in the mangroves of Pagbilao, Philippines. *J. Fish Biol.*, 33 (Suppl. A): 35-44.
- Ramírez-Ramírez, J.** 1992. Impacto del Huracán "Gilberto" sobre la concentración de los pigmentos fotosintéticos y productividad fitoplanctónica de la Laguna de Celestún, Yucatán. *Tesis de Licenciatura. Fac. de Med. Vet. y Zoo., UADY*, 60 p.
- Renfro, W.C.** 1960. Salinity relations of some fishes in the Aransas River, Texas. *Tulane Stud. Zool.*, 8: 83-91.
- Reséndez-Medina, A.** 1981 a. Estudio de los peces de la Laguna de Términos, Campeche, México I. *Biótica*, 6(3): 239-291.
- Reséndez-Medina, A.** 1981 b. Estudio de los peces de la Laguna de Términos, Campeche, México II (ultima parte). *Biótica*, 6(4): 345-430.
- Robblee, M.B. y J.C. Zieman.** 1984. Diel variation in the fish fauna of a tropical seagrass feeding ground. *Bull. Mar. Sci.*, 34(3): 335-345.
- Robertson, A.I. y N.C. Duke.** 1987. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Biol.*, 96(2): 193-205.
- Robins, C.R., G.C. Ray y J. Douglas.** 1986. A field guide to Atlantic Coastal Fishes of North America. *Houghton Mifflin Company (Eds.), Boston, U.S.A.*, 354 p.

Rooker, J.R. y G.D. Dennis. 1991. Diel, lunar, and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off Southwestern Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.*, 49(3): 684-698.

Roscoe, J.T. 1974. Fundamental research statistics for de behavioral sciences. 2a edición, *International Series in decision Process*, p. 438.

Rützler, K. y C. Feller. 1987. Mangrove swamp communities. *Oceanus*, 30(4): 16-21.

Sánchez-Argüelles, R.D. 1994. Comparación estructural de la comunidad de manglar en dos sistemas lagunares costeros del Estado de Yucatán, México. *Tesis de Licenciatura. Fac. de Med. Vet. y Zoo., UADY.*, 99 p.

Sánchez R., M.E. 1963. Datos relativos a los manglares de México. *An. Esc. Nac. de Cienc. Biol. IPN. Vol. XII (1): 61-72.*

San Vicente-Añorve, L.E. 1990. Comunidades planctónicas en el Suroeste del Golfo de México. *Tesis de Maestría en Ciencias del Mar. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nal. Auón. de México*, 66 p.

Sasekumar, A. 1984 . Methods for the study of mangrove fauna: The mangrove shore. Chapter 9. *En: The mangrove ecosystem: research methods. UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology 8. S.C. Snedaker y Jane G.S. (Eds.), On the behalf of the UNESCO/SCOR 1984: 145-161.*

Sasekumar, A., T.L. Ong y K.L. Thong. 1984. Predation of mangrove fauna by marine fishes. *Proceedings of the Asian Symposium on Mangrove Environment Research and Management, Kuala, Lumpur 25-29, agosto de 1980. Soepadmo, A.N. y D.J.Macintosh (Eds.), University of Malaya y UNESCO, 378-384 p.*

Selem S., C.I. 1992. Contribución al conocimiento del macrofitobentos de la Laguna de Celestún. *Tesis de Licenciatura. Fac. de Med. Vet. y Zoo., UADY*, 63 p.

Sheridan, P.F. 1992. Comparative habitat utilization by estuarine macrofauna within the mangrove ecosystem of Rookery Bay, Florida. *Bull. Mar. Sci.*, 50(1): 21-39.

Snedaker, S.C. 1989. Overview of ecology of mangroves and information needs for Florida Bay. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1): 341-347.

Sogard, S.M., G.V.N. Powell y J.G. Holmquist. 1989. Spatial distribution and trends in abundance of fishes residing in seagrass meadows on Florida Bay Mudbanks. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1): 179-199.

- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf 1969. *Biometría*. Ed. Blume. Barcelona (España), 587 p.
- Strickland J.D.H. y T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin 167, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa*, 310 p.
- Subrahmanyam, C.B. y S.H. Drake. 1975. Studies on the animal communities in two north Florida salt marshes. *Bull. Mar. Sci.*, 25(4): 445-465.
- Subrahmanyam, C.B. y C.L. Coutlas. 1980. Studies on the animal communities in two north Florida salt marshes. Part III Seasonal fluctuations of fish and macroinvertebrates. *Bull. Mar. Sci.*, 30(4): 790-818.
- Taylor, J.N. 1976. Key to the fresh and brakish water fishes of the Yucatan Peninsula. *Museum of Zoology, University of Michigan (En prensa)*, 22 p.
- Thayer, G.W., D.R. Colby y W.F. Hettler. 1987. Utilization of the red mangrove prop root habitat by fishes in South Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35: 25-38.
- Trejo F., A. 1986. Estudio de la vegetación de la zona costera inundable perteneciente a los bordes de la Laguna de Celestún, Yucatán, México. Los manglares. *Reporte de Servicio Social, UAMI*, 30 p.
- Trejo-Torres, J.C., R. Durán e I. Olmstead. 1993. Manglares de la Península de Yucatán. En: *Biodiversidad marina y costera de México*. S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (Eds.), CONABIO y CIQRO, México, p. 660-672.
- Trujeque E., C.C. 1990. Estudio de la descomposición de la hojarasca de dos tipos de manglar: *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* en el Estero de Celestún, Yucatán. *Tesis de Licenciatura, Fac. de Quím., UADY*, 81 p.
- Twiley, R.R. y S. Olsen. 1990. The ecological function of mangroves as related to the properties of coastal ecosystems and management of shrimp mariculture in Ecuador. *For Submission To Wetland Ecology and Management (En prensa)*.
- Tzeng, W.N. y Y.T. Wang. 1992. Structure, composition and seasonal dynamics of the larval and juvenile fish community in the mangrove estuary of Tanshui River, Taiwan. *Mar. Biol.*, 113(3): 481-490.
- Valdés, D.S., J. Trejo y E. Real. 1988. Estudio hidrológico de la Laguna de Celestún, Yucatán, México, durante 1985. *Ciencias Marinas*, 14(2): 45-68.

Vance, D.J., M.D.E. Haywood y D.J. Staples. 1990. Use of a mangrove estuaria as a nursery area by postlarval and juvenile banana prawns. *Penaeus merguensis de Man*, in Northern Australia. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.*, 31(5): 689-701.

Vargas M., I., A. Yáñez-Arancibia y F. Amezcua L. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, Sur del Golfo de México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. de México*, (1):241-266.

Vázquez-Yanes, C. 1980. Notas suplementarias a la familia Rhizophoraceae en Veracruz. *Biótica*, 5(1): 15-21.

Vega-Cendejas, M.E. y M. Hernández S. 1987. Aspectos trofodinámicos de los peces dominantes en la Ría de Celestún, Yucatán, México. *Presentado en el Primer Congreso de Ciencias del Mar de Cuba, celebrado del 9 al 12 de junio de 1987*.

Vega-Cendejas, M.E. 1990. Estructura de la comunidad ictiofaunística del estero de Celestún, Yucatán, México. En: Resúmenes del II Congreso de Ciencias del Mar de Cuba, celebrado del 18 al 22 de junio de 1990. La Habana, Cuba.

Vega-Cendejas, M.E. y M. Hernández S. 1990. Espectro trófico de la xlavita, *Lagodon rhomboides* de las Costas de Celestún, Yucatán, México. En: *Resúmenes del XI Congreso Nacional de Zoología, del 28 al 31 de octubre de 1991, Mérida Yucatán, México*.

Vega-Cendejas, M.E., U. Ordoñez-López y M. Hernández S. 1994. Day-night variation of fish population in the Mangrove of Celestún Lagoon, Mexico. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 20 : 99-108.

Vegas V., M. 1980. Introducción a la Ecología del bentos marino. Capítulo 7: Los manglares, monogr. 9. Serie Biología O.E.A., Washington D.C., U.S.A., 98 p.

Vidal M., V.M. 1988. Caracterización de la infracomunidad del tubo digestivo de *Cichlasoma urophthalmus* (Gunter, 1863) (Pscs: Cichlidae) en el Estero de Celestún, Yucatán. *Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Univ. Nal. Autón. de México*, 99 p.

Wilson, K.A. 1989. Ecology of mangrove crabs: predation, physical factors and refuges. *Bull. Mar. Sci.*, 44(1): 263-273.

Wolanski, E. y K.G. Boto. 1990. Introduction: Mangrove oceanography and links with coastal waters. *Estuar. Coast. and Shelf Sci.*, 31: 503-504.

Yáñez-Arancibia, A. 1978a. Taxonomía, Ecología y Estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico Mexicano. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. de México, Publ. Esp. 2*: 1-306.

Yáñez-Arancibia, A. 1978b. Patrones ecológicos y variación de la estructura trófica de las comunidades neotónicas en las lagunas costeras del Océano Pacífico de México. *An. Centro de Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. de México, 5(1)*: 287-306.

Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, I. Vargas M., F. Amezcua L., A. Aguirre L. y S. Dfáz R. 1982. Ecosystem dynamics and nictimeral and seasonal programming of fish community structure in a tropical estuarine inlet, México. *Oceanologica Acta. No. sp. 1982. Proceedings Intermareal Symposium on Coastal Lagoons, SCOR/LABO/UNESCO. Bordeaux, France, 8-14 de septiembre, 1981*: 417-429.

Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, J.L. Rojas-Galaviz, P. Sánchez-Gil, J.W. Day Jr. y C.J. Madden. 1988. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (Southern Gulf of Mexico). *J. Fish Biol., 33 Suppl.A*): 191-200.

Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez y J.W. Day Jr. 1993. Interactions between mangrove and seagrass habitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hidrobiologia (En prensa)*.

Zieman, J.C. y K. Adams. 1982. The ecology of seagrasses of South Florida: a community profile. *National Coastal Ecosystems Team Office of Biological Services U.S. Department of the Interior Washington, D.C. 20240 FWS/OBS-82185. Bureau of Land Management. Fish and Wildlife service, 151 p.*

ANEXO I

**LISTADO SISTEMÁTICO DE LOS PECES ASOCIADOS AL
MANGLAR EN LA LAGUNA DE CELESTUN, YUCATAN, MEXICO
(MARZO 1993-FEBRERO 1994).**

De acuerdo con la modificación de Nelson (1984), a la clasificación supragenérica propuesta por Greenwood (1966).

Phylum: CHORDATA
Subphylum: VERTEBRATA (Craniata)
Superclase: GNATHOSTOMATA

Grado: PISCES
Subgrado: ELASMOBRANCHIOMORPHI
Clase: CHONDRICHTHYES
Subclase: ELASMOBRANCHII

Superorden: BATIDOIDIMORPHA (Hypotremata)
Orden: RAJIFORMES
Suborden: Myliobatidoidei
Familia: DASYATIDAE (Trigonidae)
Subfamilia: GYMNURINAE
Género: *Gymnura*
Gymnura micrura (Schneider, 1801)

Subgrado: TELEOSTOMI
Clase: OSTEICHTHYES
Subclase: ACTINOPTERYGII
Infraclase: NEOPTERYGII
División: HALECOSTOMI
Subdivisión: TELEOSTEI

Infradivisión: ELOPOMORPHA

Orden: ANGUILLIFORMES
Suborden: Anguilloidei (Apodos)
Infraorden: Anguilloidea
Familia: OPHICHTHIDAE
Subfamilia: MYROPHINAE
Género: *Myrophis*
Myrophis punctatus Lütken, 1851

Infradivisión: CLUPEOMORPHA

Orden: CLUPEIFORMES

Suborden: Clupeoidei
Familia: CLUPEIDAE
Género: *Harengula*

Harengula jaguana Poey, 1865

Género: *Jenkinsia*
Jenkinsia lamprotaenia (Gosse, 1851)

Género: *Opistonema*
Opisthonema oglinum (Le Sueur, 1817)

Género: *Sardinella*
Sardinella anchovia Valenciennes, 1847

Familia: ENGRAULIDAE

Subfamilia: ENGRAULIDINAE

Género: *Anchoa*

Anchoa hepsetus (Linnaeus, 1758)

Anchoa mitchilli (Cuvier y Valenciennes, 1848)

Infradivisión: EUTELEOSTEI

Superorden: SCOPELOMORPHA (Iniomi)

Orden: AULOPIFORMES

Suborden: Alepisauroides

Familia: SYNODONTIDAE (Synodidae)

Subfamilia: SYNODONTINAE

Género: *Synodus*

Synodus foetens (Linnaeus, 1766)

Superorden: ACANTHOPTERYGII

Series: ATHERINOMORPHA

Orden: CYPRINODONTIFORMES

Suborden: Exocoetoidei

Superfamilia: Exocoetoidea

Familia: HEMIRAMPHIDAE

Género: *Hyporhamphus*

Hyporhamphus unifasciatus (Ranzani, 1842)

Superfamilia: Scomberesocoidea

Familia: BELONIDAE

Género: *Strongylura*

Strongylura marina (Walbaum, 1792)

Strongylura notata (Poey, 1860)

Strongylura timucu (Walbaum, 1792)

Suborden: Cyprinodontoidei (Microcyprini)

Familia: CYPRINODONTIDAE

Género: *Floridichthys*

Floridichthys carpio (Günther, 1866)

Fundulus persimilis Miller, 1955

Género: *Garmanella*

Garmanella pulchra Hubbs, 1936

Género: *Lucania*

Lucania parva (Bair & Girard, 1855)

Género: *Jordanella*

Jordanella floridae Goode & Bean, 1879

Género: *Rivulus*

Rivulus sp.

Familia: POECILIIDAE

Subfamilia: POECILIINAE

Género: *Belonesox*

Belonesox belizanus Kner, 1860

Género: *Gambusia*

Gambusia yucatana Regan, 1914

Gambusia sp.

Género: *Poecilia*

Poecilia latipinna (Le Sueur, 1821)

Poecilia velifera Regan, 1913

Orden: ATHERINIFORMES

Superfamilia: Atherinoidea

Familia: ATHERINIDAE

Género: *Menidia*

Menidia beryllina (Cope, 1866)

Menidia colei Hubbs, 1936

Series: PERCOMORPHA

Orden: SYNGNATHIFORMES (Solenichthys)

Suborden: Syngnathoidei (Lophobranchii)

Familia: SYNGNATHIDAE

Subfamilia: HIPPOCAMPINAE

Género: *Hippocampus*

Hippocampus zosterae Jordan & Gilbert, 1882

Subfamilia: SYNGNATHINAE

Género: *Syngnathus*

Syngnathus floridae (Jordan & Gilbert, 1882)

Syngnathus pelagicus Linnaeus, 1758
Syngnathus scovelli (Evermann & Kendall, 1896)

Orden: SCORPAENIFORMES

Suborden: Scorpaenoidei

Familia: TRIGLIDAE

Subfamilia: TRIGLINAE

Género: *Prionotus*

Prionotus paralatus Ginsburg, 1950

Orden: PERCIFORMES

Suborden: Percoidei

Superfamilia: Percoidea

Familia: CARANGIDAE

Género: *Chloroscombrus*

Chloroscombrus chrysurus (Linnaeus, 1766)

Género: *Selene*

Selene vomer (Linnaeus, 1758)

Familia: LUTJANIDAE

Género: *Lutjanus*

Lutjanus griseus (Linnaeus, 1758)

Lutjanus synagris (Linnaeus, 1758)

Familia: GERREIDAE

Género: *Diapterus*

Diapterus auratus (Ranzani, 1842)

Diapterus rhombeus (Cuvier, 1829)

Género: *Eucinostomus*

Eucinostomus argenteus Baird & Girard, 1855

Eucinostomeus gula (Quoy & Gaimard, 1824)

Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863)

Eucinostomus sp.

Género: *Gerres*

Gerres cinereus (Walbaum, 1792)

Familia: HAEMULIDAE (Pomadasydae)

Género: *Haemulon*

Haemulon flavolineatum (Desmarest, 1823)

Haemulon sciurus (Shaw, 1803)

Familia: SPARIDAE

Género: *Lagodon*

Lagodon rhomboides (Linnaeus, 1766)

Familia: SCIAENIDAE

Género: *Bairdiella*

Bairdiella chrysoura (Lacepède, 1802)

Bairdiella ronchus (Cuvier & Valenciennes, 1830)

Género: *Cynoscion*

Cynoscion nebulosus (Cuvier & Valenciennes, 1830)

Género: *Micropogonias*

Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823)

Familia: CICHLIDAE

Género: *Cichlasoma*

Cichlasoma urophthalmus (Günter, 1862)

Suborden: Mugiloidei

Familia: MUGILIDAE

Género: *Mugil*

Mugil cephalus Linnaeus, 1758

Mugil curema Cuvier & Valenciennes, 1836

Suborden: Sphyraenoidei

Familia: SPHYRAENIDAE

Género: *Sphyraena*

Sphyraena barracuda (Walbaum, 1792)

Suborden: Gobioidi

Familia: GOBIIDAE

Género: *Gobionellus*

Gobionellus boleosoma (Jordan & Gilbert, 1882)

Gobionellus hastatus (Girard, 1859)

Gobiosoma robustum Ginsburg, 1933

Orden: PLEURONECTIFORMES (Heterostomata)

Suborden: Soleoidei

Familia: SOLEIDAE

Género: *Achirus*

Achirus lineatus (Linnaeus, 1758)

Orden: TETRAODONTIFORMES (Plectognathi)

Suborden: Tetraodontoidei (Gymnodontes)

Superfamilia: Tetraodontoidea

Familia: TETRAODONTIDAE

Subfamilia: TETRAODONTINAE

Género: *Sphoeroides*

Sphoeroides maculatus (Bloch & Schneider, 1801)

Sphoeroides testudineus (Linnaeus, 1758)

Familia: DIODONTIDAE

Género: *Chylomicterus*

Chylomicterus shoepfi (Walbaum, 1792)