



UNIVERSIDAD AUTONOMA METROPOLITANA

Iztapalapa

**ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES EN UN
AMBIENTE CON VEGETACION SUMERGIDA DE UNA
LAGUNA COSTERA TROPICAL**

TESIS

Que para obtener el grado de

Maestra en Biología

PRESENTA

Gabriela Selene Ortiz Burgos

Director

Dr. Manuel A. Castillo Rivera

Enero 2005

“La Maestría en Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana pertenece al Padrón de Postgrados de Excelencia del CONACyT”.

La presente tesis se desarrolló en el Laboratorio de Peces del Departamento de Biología, de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, dentro del Proyecto de Investigación “Variabilidad estacional y nictémera en la estructura de las comunidades de peces” y del Proyecto “Variabilidad estacional y nictémera en la estructura de las comunidades de peces. Segunda fase”, los cuales contaron con el financiamiento de la Universidad Autónoma Metropolitana.

El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

Gabriela Selene Ortiz Burgos

El día 31 de Enero del año de 2005

Comité Tutorial

Tutor: Dr. Manuel A. Castillo Rivera _____

Asesora: Dra. Laura Sanvicente Añorve _____

Asesor: Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río _____

Sinodal: M. en C. Silvia Díaz Ruiz _____

Sinodal: Dr. César Flores Coto _____

ÍNDICE GENERAL

RESUMÉN	1
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	5
ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	9
OBJETIVOS	12
ÁREA DE ESTUDIO	13
MÉTODO	15
RESULTADOS	25
Análisis Ambiental	25
Nictímero	25
Mensual	27
Estacional	29
Representatividad biológica de las muestras	30
Elenco taxonómico y distribución de especies	32
Análisis general de la abundancia	36
Análisis Nictímero de la abundancia en número y peso	38
Análisis Nictímero de la riqueza y diversidad	44
Análisis Nictímero de la equidad y la dominancia	48
Análisis estadístico de la abundancia y los parámetros de la comunidad	53
Análisis nictímero de la composición de especies	57
Análisis mensual	61
Abundancia en número y peso	61
Diversidad y Riqueza	64
Equidad y dominancia	65
Análisis estacional	66
Análisis estacional de la composición de especies	67
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	69
Análisis ambiental	69
Representatividad biológica de las muestras	70
Verificación de estatus taxonómico	71
Elenco taxonómico y distribución de especies	72
Análisis general de la abundancia	75
Análisis nictímero de la abundancia en número y peso	77
Análisis nictímero de los parámetros de la comunidad	80
Análisis nictímero de la composición de especies	84
Análisis estacional de la abundancia en número y peso	85
Análisis estacional de los parámetros de la comunidad	88
Análisis de la composición de especies	90
REFERENCIAS	93
APÉNDICE 1	102
APÉNDICE 2	104

RESUMEN

A través de seis ciclos bimestrales de 24-h, se analizaron los patrones nictímeros y estacionales en la abundancia total (número y peso) y los cambios en la composición de especies (incluyendo riqueza, diversidad, equidad y dominancia de especies) de la comunidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, en un ambiente dominado por la angiosperma *Ruppia maritima* L, en un ciclo anual (1989-1990).

Durante este estudio fueron colectados 17,106 individuos de los cuales se determinaron 13 órdenes, en los que se encuentran 28 familias, representadas por 50 géneros y 67 especies. Las familias mejor representadas de acuerdo al número de especies que registraron fueron: Sciaenidae con 8 especies, Gobiidae con 6, Eleotridae con 4 y Clupeidae con 4. Las especies dominantes fueron *Anchoa mitchilli* (Valenciennes, 1848), *Membras martinica* (Valenciennes, 1835), *Mugil curema* (Valenciennes, 1836), *Bairdiella chrysoura* (Lacépède 1802) y *Lagodon rhomboides* (Linnaeus, 1766).

La abundancia en número y peso mostró una tendencia bastante consistente en todos los ciclos nictímeros, al presentar pulsos importantes durante la penumbra, lo que puede reflejar un patrón de comportamiento principalmente relacionado con estrategias de alimentación y/o contra la antidepredación. A nivel nictímero, la riqueza y la dominancia de especies presentaron pulsos importantes durante la noche y la penumbra. Por su parte la diversidad y la equidad no mostraron un patrón regular para los seis ciclos nictímeros, ya que presentaron pulsos altos durante día, noche y penumbra. El nivel del agua (efecto de marea), mostró poca influencia sobre el comportamiento de la abundancia y de los parámetros de la comunidad.

La composición de especies a nivel nictímero presentó cierta tendencia general en los seis ciclos de muestreo, al conformarse grupos de peces de acuerdo con el ciclo día/noche, no

obstante que el análisis estadístico para los ciclos nictímeros mostró diferencias sólo en tres de ellos (noviembre, mayo y julio).

Durante el ciclo anual la abundancia en número y peso presentaron dos pulsos importantes, el primero durante la época de lluvias (septiembre-julio) y el segundo durante la época de secas (enero-marzo). Estacionalmente se observó que la riqueza y la dominancia tendieron a presentar valores más altos durante la época de lluvias, mientras que la diversidad y la equidad los presentaron en la época de secas. Así, los procesos de producción primaria del sistema y la precipitación y junto a la correspondiente influencia de ambos sobre la disponibilidad de los recursos tróficos dentro del sistema, parecen ejercer un efecto más importante sobre la estacionalidad de la abundancia y de los parámetros de la comunidad, que factores ambientales como la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto.

A nivel estacional, no se logró observar un patrón consistente de asociación de acuerdo con las épocas climáticas de secas y de lluvias o con cualquier clasificación estacional, no obstante que la composición de especies presentó diferencias significativas ($P < 0.01$). Así, variación en la composición de especies de peces en la laguna de Pueblo Viejo, puede estar relacionada con la dinámica de los ciclos de historia de vida (principalmente procesos de reclutamiento y respuestas tróficas) de las diferentes especies constituyen la comunidad de peces de la laguna de Pueblo Viejo.

ABSTRACT

The diel and seasonal patterns of the total abundance (number and weight) and the species composition changes (including species richness, diversity, evenness and dominance) of the fish community, were analyzed through to six bymonthly 24-h cycles and were studied at the Pueblo Viejo lagoon, Veracruz, Mexico, in an environment dominated by the angiosperm *Ruppia maritima* L in the annual cycle (1989-1990).

In this study collected a total of 17,106 individuals representing 13 orders, 28 families, 50 genera and 67 species. The families most important were Sciaenidae with 8 species, Gobiidae with 6, Eleotridae with 4 and Clupeidae with 4. The dominant species were *Anchoa mitchilli* (Valenciennes, 1848), *Membras martinica* (Valenciennes, 1835), *Mugil curema* (Valenciennes, 1836), *Bairdiella chrysoura* (Lacépède, 1802) and *Lagodon rhomboides* (Linnaeus, 1766).

The diel pattern of total fish abundance was consistent in all cycles evaluated. Thus, the number of individuals captured regularly showed a maximum pulse at twilight. So, the diel behavior of total fish abundance seems to be mainly influenced for antidepredator and trophic strategies. The diel analysis of community parameters showed that species richness and dominance were greater during the night and the twilight. While species diversity and evenness showed pulses equally at day, night or twilight, without defined pattern. A small influence of the tide level on the behavior of abundance and each one of the community parameters analyzed was also observed.

The diel changes of fish species composition in Pueblo Viejo lagoon show a consistent pattern; some defined fish assemblages were detected according to day/night hours. In fact statistical analyses were significant in three diel cycles (November, May and July).

In the annual cycle, the total fish abundance showed two pulses, one during the dry season (January-March) and the other during the rainy season (July-September). In this way, primary production process and rainfall, together with the corresponding influence on the trophic resources availability inside the system environmental factors as seem to exert a more important role on the seasonal abundance behavior, than temperature, salinity and oxygen dissolved. Seasonally, species richness and dominance were greater during the rainy season, whereas species diversity and evenness were greater during the dry season. With respect the seasonal influence of environmental factors, none showed a direct correlation with the abundance or with the community parameters.

Seasonally, the species composition only showed formation of assemblages related with climatic conditions, were significant differences ($P < 0.001$) between dry and rainy seasons. The variation seasonal of fish species composition in Pueblo Viejo lagoon can be related with the life history dynamics (principally recruitment process and trophic responses) of the different species.

INTRODUCCION

Los estuarios se encuentran sometidos a una gran fluctuación ambiental que puede definirse principalmente por dos tipos de factores: los físicos (origen geológico, hidrografía, volumen de descarga de los ríos, temperatura, salinidad, tipo de substrato, turbidez) y los químicos (oxígeno disuelto, pH, minerales, nutrimentos) (Odum, 1972; Lagler *et al.*, 1977; Whitfield y Elliot, 2002). Esto tiene como consecuencia que la comunidad biótica que los habita se vea sometida a una gran variabilidad ambiental (Pierce y Mahmoudi, 2001; Alderstein y Ehrich, 2003) lo que resulta en cambios en la composición de la misma, tanto desde la perspectiva temporal como espacial (Roblee y Zieman, 1984; Barletta-Bergan *et al.*, 2002; Magill y Sayer, 2002; Agostini *et al.*, 2003). Asimismo, elementos como la latitud influyen de manera importante en la variación de la diversidad en los estuarios, ya que se ha observado una relación entre la diversidad y el gradiente latitudinal, resultando ser mayor en latitudes tropicales y menor en zonas templadas (Kendall y Aschan, 1993; Rex *et al.*, 1993; Gilmore, 1995; Blaber, 2002; Rivadeneira *et al.*, 2002). No obstante, sucede lo contrario con la abundancia, ya que a pesar de una reducción en la riqueza en regiones templadas, hay un aumento en la abundancia tanto en número como en peso de las especies. Esto se ha observado particularmente en especies de peces (Warwick y Ruswahyuni, 1987; Jonassen *et al.*, 2000; Fromentin y Fonteneau, 2001; Raz-Guzmán y Huidobro, 2002). Además de los factores físicos, se suma la influencia ejercida por procesos biológicos (depredación, competencia) que repercuten de manera importante en la variabilidad de la comunidad estuarina (Hindell *et al.*, 2000a; 2000b; Piraino *et al.*, 2002).

Los estuarios son áreas de alta productividad, en parte por el aporte de material alóctono proporcionado por la corriente de los ríos y/o por la vegetación circundante, y en parte por la producción autóctona, que es aportada por la flora propia de los sistemas, la cual incluye a la vegetación sumergida (Contreras, 1985; de la Lanza y Cantú, 1986), principalmente dominada por “pastos marinos”. Sin embargo éstos no son gramíneas de la familia Poacea, sino monocotiledóneas marinas pertenecientes a tres familias: Hydrocharitaceae, Potamogetonaceae y Zannichelliaceae (Dawes, 1991; Phillips, 1992; Vera, 1992; Contreras, 1993). La presencia de este tipo de vegetación en los estuarios juega un papel preponderante (Contreras, 1993; Lee *et al.*, 2001; Valentine *et al.*, 2002), ya que su presencia aumenta la abundancia de los organismos debido a un incremento en:

- a) El número de posibles hábitats.
- b) Deposición y estabilización del sedimento.
- c) Fuentes de alimento.
- d) Protección contra depredadores.

Además, ayuda a la reducción de las fuerzas hidrodinámicas (acción de las olas y la marea) e incrementa a su vez la complejidad del hábitat (Edgar y Robertson, 1992; Edgar *et al.*, 1994; Jenkins y Wheatley, 1998; Grenouillet y Pont, 2001; Hyndes *et al.*, 2003);

Los estuarios son áreas de alta diversidad, donde la macrofauna más importante es la constituida por los peces (Baelde, 1990), los cuales desempeñan importantes funciones dentro de estos sistemas, ya que son los principales organismos en almacenar, transformar y transportar energía dentro y fuera de ellos (Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977; Dame y Allen, 1996).

Los sistemas estuarinos juegan un papel fundamental para los peces, ya que éstos funcionan como zonas de crianza y alimentación para varias especies que los habitan de manera permanente o durante alguna etapa de su ciclo de vida. Asimismo, se ha encontrado que más del 80% de los peces litorales utilizan los estuarios y lagunas costeras o sus áreas de influencia, en algún momento de su vida (McHugh, 1976)

La composición íctica dentro de los estuarios es usualmente cambiante como consecuencia de la variación constante de los factores ambientales y de los patrones de las historias de vida de las especies. Por esta razón, las comunidades de peces han sido utilizadas con frecuencia para ilustrar los efectos de los cambios en las condiciones ambientales de estos sistemas y se ha establecido que la temperatura y la salinidad son los elementos que mayor influencia tienen sobre las variaciones en la estructura de las comunidades ícticas -la estructura biológica, incluye la composición y abundancia de las especies, cambios temporales en comunidades y las relaciones entre las especies dentro de una comunidad (Krebs, 1994)- (Moyle y Cech, 2000; García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001; Kupschus y Tremain, 2001; Whitfield y Elliott, 2002; Díaz-Ruiz *et al.*, 2004). De esta manera, en el interior de un estuario podemos encontrar especies cuyo origen puede ir desde dulceacuícolas, migratorias, marinas eurihalinas (tolerantes a los cambios en la salinidad) y marinas estenohalinas (relativamente intolerantes a los cambios de salinidad) (Lagler *et al.*, 1977; Yáñez-Arancibia y Nugent, 1977; Blaber, 2002).

Para determinar la variación nictímera y estacional en la comunidad de peces estuarinos, se pueden utilizar parámetros que consideren la composición de especies, tales como la riqueza y la diversidad, ya que estos ayudan en la estimación de la variabilidad en las condiciones dentro de un sistema. La evaluación de la estructura de la comunidad está generalmente representada

por una lista de especies con sus correspondientes abundancias relativas. Un método que facilita el manejo de la información de la comunidad de peces, es el empleo de índices de diversidad, y para el caso de sistemas estuarinos los índices de más amplio uso, han sido el índice de Shannon-Wiener y el índice de Simpson (Begon *et al.*, 1996; Krebs, 1999; Gray, 2000; Beaugrand y Edwards, 2001). Estos índices evalúan la diversidad de las comunidades buscando expresar en un único valor numérico, la riqueza y dominancia/equidad de la comunidad en estudio (Magurran, 1988; Martín, 1997). Cabe mencionar que la diversidad es uno de los parámetros ecológicos más importantes, debido a que es considerada como una medida de la heterogeneidad del sistema, es decir, de la cantidad y proporción de los diferentes elementos que contiene, siendo un parámetro muy útil en el estudio, descripción y comparación de comunidades ecológicas. El uso de índices de diversidad es una de las aproximaciones más útiles en el análisis comparado de las comunidades e incluso de regiones naturales (Halfter y Ezcurra, 1991).

La importancia del estudio relacionado con comunidades de peces en estuarios, se debe sobre todo a que muchas especies representan recursos pesqueros actuales y/o potenciales, lo cual se traduce en un gran valor ecológico y económico. En este sentido, el presente trabajo tiene como finalidad, determinar y analizar la variabilidad nictímera y estacional en la estructura de la comunidad de peces, recolectados durante un ciclo anual (1989-1990), en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, en términos de los cambios en la composición de especies y evaluando particularmente la abundancia, diversidad, riqueza, equidad y dominancia. Además, registrar el reemplazo de los componentes comunitarios dentro de este sistema y al mismo tiempo, examinar la importancia relativa de los factores ambientales (marea, temperatura,

salinidad, oxígeno, precipitación) sobre la variabilidad temporal en la comunidad de peces, en la localidad de Barranco Amarillo, dominada por *Ruppia maritima*.

ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

La mayoría de los estudios que han considerado la variación entre la diversidad de especies y la heterogeneidad ambiental han analizado las interacciones entre la abundancia de las especies y el efecto de épocas climáticas, salinidad y profundidad en su variación (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 1999; Thomas y Conolly, 2001; Thrush y Dayton, 2002; Jaureguizar *et al.*, 2004). Sin embargo, el conocimiento acerca del comportamiento de comunidades de peces estuarinos, en su gran mayoría se basa en sistemas que se encuentran en áreas templadas (Potter *et al.*, 2001, Prista *et al.*, 2003), a pesar de que muestran una menor diversidad comparada con la que se presenta en los trópicos (Blaber, 2002; Raz-Guzmán y Huidobro, 2002; Rueda y Defeo, 2003).

Gran parte de estudios sobre comunidades de peces en ambientes con vegetación sumergida, se han desarrollado en estuarios de la región tropical dominados principalmente por la especie *Thalassia testudinum* (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1983; Álvarez-Guillén *et al.*, 1985; Vargas-Maldonado *et al.*, 1985; Peña y Jiménez, 2001) y en ambientes templados dominados por varias especies de los géneros *Zostera* y *Heterozostera* (Edgar y Robertson, 1992; Edgar *et al.*, 1994; Chick y McIvor, 1994; Jenkins y Wheatley, 1998; Hindell *et al.*, 2000a; 2000b). Estos trabajos han contribuido de manera importante al conocimiento de la relación existente entre la vegetación sumergida y la dinámica de la comunidad biótica con la que interacciona.

En el Golfo de México y principalmente para México, encontramos pocos estudios sobre las variaciones en la estructura de la comunidad íctica y su relación con los factores ambientales (Vargas-Maldonado *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1983; Álvarez-Guillén *et al.*, 1985).

Particularmente en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, se han efectuado estudios acerca de las variaciones de los factores ambientales dentro del sistema (Contreras, 1985; de la Lanza y Cantú, 1986; Castillo-Rivera y Kobelkowsky, 1993; Castillo-Rivera y Zárate, 2001), aspecto relevante debido a su relación con la variación de la comunidad de peces. Para este sistema han sido analizados los cambios estacionales y nictímeros de especies importantes dentro de la laguna, como son dos especies pertenecientes a la familia Clupeidae *Brevoortia gunteri* y *B. patronus* (Castillo-Rivera *et al.*, 1996; Castillo-Rivera y Kobelkowsky, 2000), y el engraulido *Anchoa mitchilli* (Castillo-Rivera *et al.*, 1994). Estas contribuciones han relacionado la variabilidad en la abundancia y distribución de las especies mencionadas con los pulsos de producción primaria y con el régimen precipitación dentro de esta laguna. También, se han realizado trabajos referentes a la alimentación de algunas especies, como es el caso de tres especies de áridos *Cathorops melanopus*, *Ariopsis felis* y *Bagre marinus* (Kobelkowsky y Castillo-Rivera, 1995), además de otros que consideran el reparto de recursos tróficos entre clupeidos y como contribuye éste reparto en la determinación de la estructura de la comunidad de peces (Castillo-Rivera y Zamayoa, 1994; Castillo-Rivera *et al.*, 1996). Asimismo, es importante considerar dos estudios en los que se analizó la variabilidad de los parámetros ecológicos, los cuales establecen la influencia de los factores ambientales que junto con la estructura del hábitat (presencia o ausencia de vegetación sumergida), los cuales se distinguieron por considerar sólo muestreos diurnos (Castillo-Rivera *et al.*, 2002; 2003).

Otra contribución importante es la realización de un análisis anual, que consideró la variación nictímera y estacional de la comunidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, la cual contribuye al conocimiento de la riqueza y diversidad de especies de peces, donde además, se considera la importancia determinante de los factores ambientales sobre la estructura de la comunidad en un ambiente de sustrato blando, sin vegetación sumergida (Zárate, 2003).

La importancia del análisis de la estructura de la comunidad de peces y la influencia de los factores abióticos que determinan las variaciones dentro de ésta, se justifica por la acelerada pérdida de la biodiversidad de peces, debido a que los ecosistemas naturales están siendo profundamente afectados por la destrucción o fragmentación de biomas enteros, causando la alteración o eliminación de los ambientes debido a la actividad humana.

Otro aspecto importante para la realización del presente estudio es la posición geográfica de la laguna de Pueblo Viejo, ya que se encuentra entre la Región Tropical del Atlántico (Provincia Caribeña) y la Región del Atlántico Templado Cálido (Provincia Carolina), lo que la convierte en un área de interés zoogeográfico debido a la confluencia de fauna íctica tanto de origen templado como tropical. Igualmente es importante el aporte al conocimiento de las comunidades de peces que se encuentran asociadas a zonas con vegetación sumergida, donde la especie dominante es el pasto marino-estuarino *Ruppia maritima*. A pesar de la importancia de esta especie por su distribución cosmopolita, existen pocos trabajos donde se analice su papel ecológico en relación con las comunidades de peces con las que interacciona (Kemp *et al.*, 1984; Virnstein, 1995; Duffy y Baltz, 1998).

OBJETIVO GENERAL

Determinar las variaciones nictímeras y estacionales de la estructura de la comunidad de peces y la influencia que ejercen sobre ésta las condiciones ambientales, en una localidad con vegetación sumergida en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, durante un ciclo anual (1989-1990).

OBJETIVOS PARTICULARES

- a) Determinar taxonómicamente las especies que componen la comunidad de peces en un ambiente con vegetación sumergida de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz.
- b) Determinar y analizar el comportamiento de los parámetros de la comunidad (riqueza, diversidad, equidad y dominancia) y su variación nictímera y estacional.
- c) Evaluar las diferencias en la estructura de la comunidad de peces entre el día, la penumbra y la noche, así como estacionalmente.
- d) Identificar los posibles conjuntos de peces y evaluar si éstos corresponden a la variabilidad nictímera y estacional.
- e) Analizar la influencia de los factores ambientales en el comportamiento nictímero y estacional de la estructura de la comunidad de peces.

AREA DE ESTUDIO

La laguna de Pueblo Viejo (Figura 1), se ubica al norte del estado de Veracruz y se localiza entre los paralelos $22^{\circ}05'$ - $22^{\circ}13'$ de latitud norte y los meridianos $97^{\circ}50'$ y $97^{\circ}57'$ de longitud oeste.

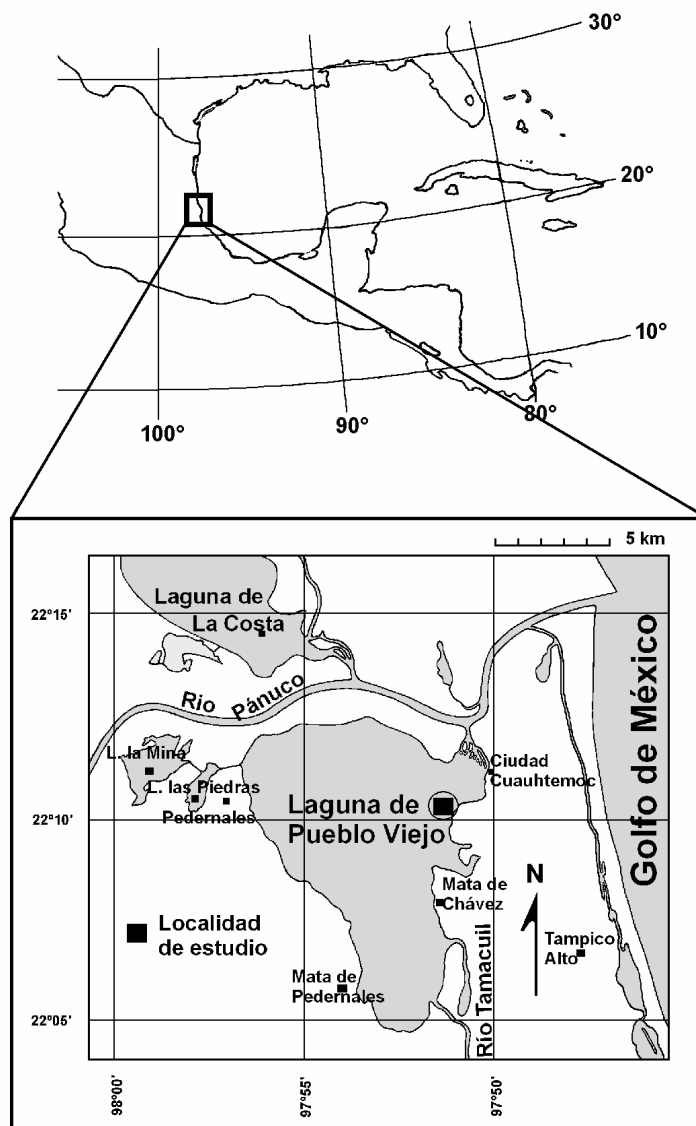


Figura 1. Ubicación geográfica y toponimia del área de estudio y localidad de colecta (■) en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz.

La superficie aproximada de la laguna es de 88.7 km², con una longitud máxima en sentido norte-sur de 13.5 km y una anchura mayor en sentido este-oeste de 11 km (Castillo-Rivera, 1995). Forma parte del municipio de Villa Cuahutémoc, en la parte oriental de la cuenca Tampico-Misantla, la cual limita al norte con la Sierra San Carlos, al sur con Tezuitlán y al occidente con la Sierra Madre oriental (Contreras, 1993).

La laguna de Pueblo Viejo forma parte de un sistema lagunar-estuarino que está conformado también por la laguna de Chairel y los ríos Tamesí y Pánuco, la laguna se conecta con este último, a aproximadamente 10 km donde éste desemboca en el Golfo de México y a la misma desembocan los ríos La Tapada, Pedernales, La Cuásima, La Puerca y Tamacuil; éste último es el más importante por su longitud, mientras que los restantes conducen aportes significativos únicamente durante la época de lluvias (Contreras, 1993). Esta situación genera un gradiente de salinidad el cual decrece de norte a sur, generándose dos subsistemas estuarinos (Castillo-Rivera *et al.*, 1996), hacia el sur del hábitat de influencia dulceacuícola, con densos lechos de *Ruppia maritima* L., y hacia el norte el hábitat de influencia marina, en el cual prácticamente no existe una vegetación sumergida conspicua.

El clima de la región, de acuerdo con García (1988), es del tipo Aw₀(i')w", que corresponde a caliente subhúmedo de humedad intermedia, con lluvias en verano. El régimen de precipitación presenta una media mensual entre 12.2 mm en Marzo y de 266.5 mm en Septiembre, con una estación de lluvias (de junio a octubre con promedios mayores a 120 mm) y una estación seca (de noviembre a mayo con promedios menores a 50 mm) (Castillo-Rivera *et al.*, 2002). La vegetación costera emergente se constituye por cuatro especies de mangle, los cuales de acuerdo a su abundancia son mangle negro (*Avicennia germinans* L.), mangle blanco (*Laguncularia racemosa* Gaertn), mangle rojo (*Rizophora mangle* L.) y botoncillo

(*Conocarpus erectus* L.) (Castillo-Rivera, 1995). La presencia del manglar juega un papel importante dentro de los estuarios debido al aporte de materia orgánica alóctona con la que contribuye, lo que favorece el fortalecimiento de la ruta trófica detritívora de estos sistemas (Castillo-Rivera, 1995). La flora bentónica que se encuentra presente en el área de estudio contribuye a un aumento en la complejidad del ambiente, siendo la especie dominante dentro del sistema la angiosperma *Ruppia maritima* L., la cual es una especie eurihalina, que se encuentra comúnmente en zonas que presentan una fuerte oscilación en la salinidad. Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en las partes oeste, este y sur de la laguna, mientras que en la parte norte su distribución es de escasa a ausente (Castillo-Rivera, 1995).

MÉTODO

El presente estudio se basa en material biológico depositado en la Colección del Laboratorio de Peces del Departamento de Biología, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa.

Muestreo y preservación de material

Se llevaron a cabo seis muestreos bimestrales realizados en la laguna de Pueblo Viejo, entre el mes de septiembre de 1989 y el mes de julio de 1990. Los muestreos nictímeros fueron efectuados cada dos horas, obteniéndose un total de 12 arrastres por día, resultando un total de 72 muestras, las cuales fueron recolectadas en la localidad de Barranco Amarillo, la que presenta vegetación sumergida dominada por *Ruppia maritima*. Los arrastres se realizaron utilizando un chinchorro playero de 30 m de largo con una profundidad de 1 m y con luz de malla de 1 cm, cada muestreo comprendió un área de arrastre aproximada de 1,500 m². El

material fue fijado en formaldehído al 10% y posteriormente fue lavado con agua. Para su preservación fue colocado en frascos de vidrio con alcohol etílico al 70%, además de incluir etiquetas de referencia con localidad, fecha, hora y clave.

Variables ambientales

Las variables ambientales consideradas y registradas en hojas en campo para cada colecta, fueron: hora, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto. Con respecto a la hora se establecieron tres grupos para su análisis, siendo éstas de 1000 a 1600 h (día), de 2200 a 0400 h (noche) y de 0600 a 0800 h y de 1800 a 2000 h (penumbra). La temperatura se midió con un termómetro de cubeta, la salinidad fue evaluada con un refractómetro de campo A0-10419 y el oxígeno disuelto se determinó mediante el método de Winkler (Contreras, 1984). También se tomaron en cuenta los promedios mensuales de la precipitación (correspondientes a 60 años) para el sistema (García, 1988). Además, se consideraron las variaciones en el nivel del agua (marea) y fases lunares de acuerdo con el Calendario de Mareas (Instituto de Geografía, 1989-1990).

Determinación taxonómica de especies

En cada colecta se determinó la especie a la que correspondía cada ejemplar, además se registró el número de individuos y el peso mediante una balanza electrónica OHAUS GT 480, con 0.001 g de precisión, lo cual proporcionó los datos de abundancia tanto en número como en peso. La identificación se llevó a cabo empleando literatura especializada para determinar familia, género y especie. Como claves generales se utilizaron Fischer (1978) y Hoese y Moore (1998). Debido a que la determinación taxonómica de muchas especies requirió de información más detallada, se utilizaron claves específicas en los casos necesarios. En este sentido, fueron utilizadas claves específicas para las familias como: Lutjanidae (Allen, 1985),

Scianidae (Chao, 1978), Clupeidae y Engraulidae (Whitehead, 1985; 1988), Paralchthyidae, Achiridae y Cynoglossidae (Topp y Hoff, 1972), además de las empleadas para determinar especies de los géneros *Porichthys* (Carter, 1968) y *Centropomus* (Rivas, 1986). Es importante mencionar que con la apoyo de las claves utilizadas para la identificación, se revisaron los nombres válidos de las especies para constatar si existían sinonimias o si su situación taxonómica había cambiado.

El ordenamiento sistemático se realizó de acuerdo al criterio de Nelson (1994) y los nombres de las especies y autores se cotejaron con Fischer (1978) y Robins *et al.* (1991).

Representatividad del muestreo

Para determinar si el número de muestras tomadas, así como el área considerada, en cada uno de los ciclos, permitía una adecuada representatividad de especies dentro de la comunidad, se utilizó el método de la *curva especie-área* (Brower *et al.*, 1990), en la cual se graficó el número acumulado de especies contra la hora de muestreo en un arreglo cronológico progresivo, determinándose la variación del incremento en el número de especies con respecto al tiempo. Además, se llevó a cabo la aplicación de la prueba de Durbin-Watson, procedimiento estadístico que permite medir la autocorrelación serial, la cual se utilizó para determinar si los muestreos realizados cronológicamente son independientes y así descartar que la captura de peces en el tiempo $t+1$ sea dependiente de la captura de peces en el tiempo t . Para realizar esta prueba objetiva sobre la independencia de los errores se asume que las observaciones, así como los residuales tienen un orden común tal como el tiempo o el espacio. Su estadístico de prueba es d , cuyo valor siempre está en el intervalo de $0 \leq d \leq 4$. Valores cercanos a 2 indican que existe independencia entre las muestras tomadas consecutivamente (Dillon y Goldstein, 1984; Mendenhall y Sincich, 1996). Tanto las curvas *especie-área*, como

pruebas de Durbin-Watson fueron aplicadas a cada uno de los ciclos nictímeros considerados y también al ciclo anual completo.

Parámetros de la comunidad

Se determinaron aquellas medidas que representan las características más cuantificables de la comunidad de peces tales como: abundancia en número y peso, riqueza de especies (S), diversidad (H'), equidad ($E_{1/D}$) y dominancia (\hat{D}).

La riqueza de especies es un parámetro cuya definición es fácil de entender, no obstante el cómo medirla es un problema debido a que ésta depende del tipo e intensidad de muestreo, por lo que la determinación de su valor real ha sido discutido y se han propuesto varios métodos para medirla (Pielou, 1975; Baltanás, 1992). Debido a que la estimación de la riqueza total generalmente no es posible, en este trabajo la riqueza de especies (S) se definió como el número total de especies registradas en cada colecta.

La diversidad de especies, incluye dos aspectos importantes, el número de especies (riqueza de especies) y la abundancia proporcional de las especies (diversidad heterogénea). Para medir la heterogeneidad de la diversidad se recomiendan en la literatura principalmente dos métodos, uno es el índice de Shannon–Wiener (H') y el otro es el índice de Simpson ($1-\hat{D}$), los cuales están basados en la abundancia proporcional de especies y su principal objetivo es tratar de resumir la riqueza y la uniformidad en una expresión sencilla (Begon *et al.*, 1996; Martín, 1997). Para el presente trabajo la diversidad se determinó con el índice de Shannon-Wiener (Krebs, 1999):

$$H' = -\sum_{i=1}^S (p_i)(\log_e p_i)$$

donde:

H' = Índice de diversidad de Shannon-Wiener

S = Número total de especies de la muestra

p_i = Proporción de individuos de la i -ésima especie $\left(\frac{n_i}{N}\right)$

n_i = Número de individuos de la i -ésima especie

N = Número total de individuos de la muestra

En los cálculos de diversidad de Shannon-Wiener frecuentemente se utiliza \log_2 , pero puede adoptarse cualquier base logarítmica, especialmente el logaritmo natural (\log_e) (Magurran, 1988; Lande, 1996; Krebs, 1999). De este modo, ha sido importante la utilización del índice de Shannon-Wiener utilizando \log_e en estudios sobre la diversidad de especies en comunidades de peces (Subrahmanyam y Coultas, 1980; Hook, 1991; Álvarez-Gillén *et al.*, 1986; Chao *et al.*, 1985). La preferencia por la utilización de este índice de diversidad, se debe principalmente a que presenta una mayor sensibilidad a las especies menos abundantes, es decir, es más sensible a la riqueza de especies que a la dominancia (Segnini, 1995; Lande, 1996; Gray, 2000; Lande, *et al.*, 2000, Izsák y Papp, 2000). De acuerdo a lo anterior, se considera que para comunidades que presentan una alta riqueza, con pocas especies dominantes y muchas especies raras, el índice de diversidad de Shannon-Wiener es una buena opción para evaluar la diversidad de especies (Castillo-Rivera *et al.*, 2003).

Otro de los parámetros utilizados para determinar la heterogeneidad dentro de la comunidad es el índice de dominancia, que se define como el grado de concentración de la abundancia de las especies, es decir, suma la importancia de cada especie en relación con la comunidad conjunta (Odum, 1972), el cual se pondera según la abundancia de las especies más comunes, y no tanto a partir de una medida de riqueza de especies. El índice utilizado fue el índice de dominancia sin sesgo de Simpson, que se define como la probabilidad de que dos individuos

cualesquiera extraídos al azar de una comunidad finita pertenezcan a la misma especie (Magurran, 1988):

$$\hat{D} = \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

donde:

S = Número de especies de la muestra

\hat{D} = Índice de dominancia de Simpson

n_i = Número de individuos de la i -ésima especie

N = Número total de individuos

La preferencia por el uso de este índice se debe a que da mayor importancia a las especies más abundantes de la muestra y además es menos sensible al número de especies.

La equidad (la tendencia a la igual proporcionalidad) es un parámetro que, como la diversidad, depende directamente de la riqueza de especies (Pielou, 1975; Alatalo, 1981) por lo que se debe elegir un índice apropiado. Para este caso se utilizó el índice de equidad de Simpson, el cual considera la riqueza como el número de especies total obtenido en la muestra (Smith y Wilson, 1996; Krebs, 1999):

$$E_{1/\hat{D}} = \frac{1/\hat{D}}{S}$$

donde:

$E_{1/\hat{D}}$ = Medida de equidad de Simpson

\hat{D} = Índice de dominancia de Simpson

S = Número de especies de la muestra

Cabe mencionar que todas las medidas de equidad o índices de equidad tienen un intervalo que va de 0 a 1 y que muchos de estos índices no son independientes de la riqueza de especies (Smith y Wilson, 1996). Por lo que la elección de este índice en particular, se debió

principalmente a que no requiere de la estimación real de S y además de que no es afectado por la presencia de especies raras (Krebs, 1999).

Para establecer el número de especies dominantes cuya abundancia ejerza un efecto determinante sobre la variación de la comunidad, se calculó el número de Hill N_2 , el cual se define como la abundancia proporcional media recíproca y se distingue por dar mayor peso a las especies muy abundantes (Hill, 1973). Esta es una medida del grado en que la abundancia proporcional está distribuida entre las especies, es decir, proporciona el número de especies dominantes en la muestra (Ludwig y Reynolds, 1988). La aplicación de este índice contribuye a expresar las medidas de diversidad en una escala uniforme en este estudio, debido a que éste se deriva del índice de dominancia de Simpson (\hat{D}):

$$N_2 = 1/\hat{D}$$

N_2 = Número 2 de Hill

\hat{D} = Índice de diversidad de Simpson

Análisis estadístico bivariado

Para el análisis cuantitativo de la información, se construyeron bases de datos (Matriz de recursos) que contienen en las columnas la información de las variables ambientales y de la abundancia de especies (en número y peso), y en las filas las observaciones por hora, períodos nictímeros (día, noche y penumbra), mes y época, de acuerdo a los criterios de Colwell y Futuyma (1971) y Krebs (1999). Se elaboraron tres matrices de datos, la primera con la información de las variables ambientales (Matriz A), constituida por 9 columnas, de las cuales 4 corresponden a hora, día, mes y época y por 72 renglones que corresponden a las observaciones. La segunda estructurada por la abundancia en número (Matriz B) y peso

(Matriz C) de cada una de las especies, ambas matrices estructuradas por 71 columnas (67 corresponden a las especies) y por 72 renglones, y en base a los datos contenidos en la Matriz B, fueron determinados los índices de la comunidad. Posteriormente se construyó la tercera matriz con los resultados de estos índices (Matriz D, 8x72). Basándose en estas matrices se aplicaron las pruebas de significancia estadística.

La utilización de pruebas estadísticas paramétricas, se determinó de acuerdo al cumplimiento de los supuestos de normalidad y homoscedasticidad. Para definir la normalidad se llevó a cabo la prueba de D'Agostino-Pearson y para la homoscedasticidad se aplicó la prueba de Levene (ambas al 95%). En los casos en que las variables numéricas no cumplieran con alguno de estos supuestos, se aplicó a los datos una transformación logarítmica ($\text{Log}_e (X+1)$), la cual cambia la escala y con esto la distribución, pretendiendo con ello acercarla a la distribución normal (Zar, 1996; Dawson-Saunders y Trapp, 1997; Krebs, 1999). No obstante, si con lo anterior todavía no se cumplían los supuestos, se aplicaron sus equivalentes estadísticas no paramétricas.

Así, dentro de las pruebas paramétricas consideradas, se utilizó el Análisis de Varianza al 95% (ANOVA) con la cual se evaluó si se presentaba o no diferencias significativas entre las medias de dos o más grupos (día, noche y penumbra, entre meses o épocas). Asimismo, el ANOVA se utilizó para determinar lo significativo de la variación en los parámetros de la comunidad (S , H' , $E_{1/\hat{D}}$, y \hat{D}). El uso de este análisis estadístico puede ser aplicado a los índices de diversidad cuando se tiene un número de muestras que cumplen los supuestos establecidos (Magurran, 1988). En cuanto al análisis no paramétrico el método empleado fue la prueba de Kruskal-Wallis (H), el cual es un análisis de rangos más que de observaciones

originales. Después de realizar un ANOVA o la prueba de Kruskal-Wallis y que estos hayan generado una prueba significativa, se efectuaron las pruebas de comparaciones múltiples. Para el ANOVA se aplicó la prueba de Tukey-Kramer al 95% (Sokal y Rohlf, 1995; Zar, 1996), mientras que para la prueba no paramétrica se utilizó la prueba de comparaciones múltiples T2 de Tamhane (95%), por ser la prueba más robusta y adecuada cuando se tiene evidencia de varianzas heterogéneas (Tamhane, 1979; Dunnett, 1980; Castillo-Rivera, 2001).

El grado de asociación entre las variables ambientales y la abundancia en número se estableció conforme la aplicación de correlaciones simples. Su estadístico de prueba es el coeficiente de correlación (r), cuyo valor varía en el intervalo $[-1, +1]$, donde $r = 0$ indica una independencia total entre las variables, pero si $r > 0$ y próximo a 1 existe una relación lineal positiva, o si $r < 0$ y próximo a -1 la relación será lineal negativa (Dawson-Saunders y Trapp, 1997; Hair *et al.*, 1998).

Análisis estadístico multivariado

Los métodos multivariados son herramientas cuyo uso es útil cuando se comparan las variaciones dentro de la comunidad, ya que tienen la propiedad de comparar diferentes variables simultáneamente (Manly, 1994; Dawson-Saunders y Trapp, 1997; Hair *et al.*, 1998).

La utilización de un Análisis de Componentes Principales aplicado a las variables ambientales (salinidad, oxígeno y temperatura) que se registraron durante el ciclo completo de muestreo, se debió a la facultad que presenta para analizar interrelaciones entre un gran número de variables y explicar estas variables en términos de sus dimensiones subyacentes comunes (componentes principales). El objetivo de esta técnica es encontrar un modo de condensar la información contenida en un número de variables originales en un conjunto más pequeño de

variables (factores) con una pérdida mínima de información (Ludwig y Reynolds, 1988; Dawson-Saunders y Trapp, 1997; Hair *et al.*, 1998).

Para evaluar la posible formación de grupos de peces, se utilizaron los Análisis de Conglomerados (Cluster), debido a que es una técnica analítica para desarrollar subgrupos discretos representativos de individuos u objetos. El objetivo de este análisis es clasificar una muestra de entidades en un número pequeño de grupos mutuamente excluyentes basados en similitudes entre las entidades. Este agrupamiento de conglomerados se gráfica de manera jerárquica para conformar un dendrograma. La afinidad entre las muestras se analizó partir de los datos de abundancia numérica (transformados con Log_e+1) de cada uno de los ciclos de muestreo y para el ciclo anual, siendo estos con los cuales se calcularon las matrices de similitud, utilizando el índice de Bray-Curtis y el método de agrupación WPGMA (weighted pair group method using arithmetic averaging), ya que este método calcula la distancia entre conglomerados como un simple promedio (Krebs, 1999).

La determinación de las diferencias multivariadas en la composición de especies entre día, noche y penumbra, entre épocas climáticas o meses se llevó acabo mediante la aplicación de un Análisis de Discriminantes. Este método es útil en situaciones donde la muestra total puede dividirse en grupos, basándose en una variable dependiente caracterizada por varias clases conocidas de los grupos (horas, mes, época) y se desea predecir la verosimilitud de que una entidad pertenezca a una clase o grupo particular basándose en varias variables independientes. El estadístico comprobatorio multivariado designado para este análisis es la Lambda (λ) de Wilks, la cual toma valores entre 0 y 1 de forma que, cuanto más cerca de 0 esté, mayor es el poder discriminante de las variables consideradas y cuanto más cerca de 1,

menor es dicho poder. Además, evalúa la significación estadística de la capacidad discriminatoria de la función discriminante y es utilizada para contrastar la hipótesis nula (Hair *et al.*, 1998).

RESULTADOS

Análisis Ambiental

Análisis nictímero

La variación nictímera de los promedios por hora de la marea, el oxígeno, la salinidad y la temperatura durante el ciclo anual (Figura 2), los tres factores presentaron una variación semejante, ya que se estableció un incremento a partir de las 1000 h, hasta alcanzar sus pulsos más altos a las 1400-1600 h

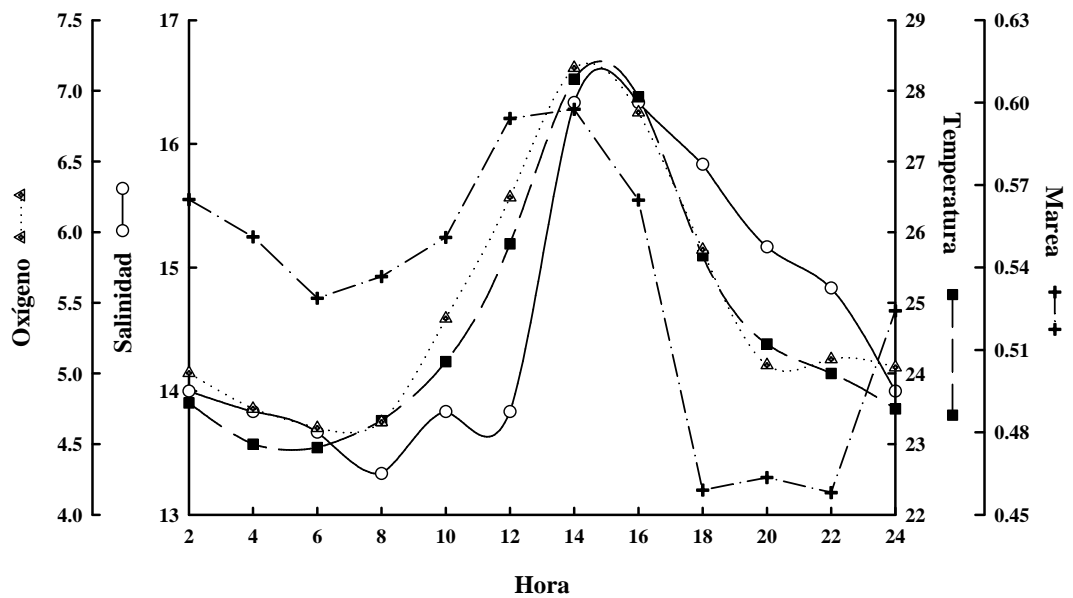


Figura 2. Variación nictímera de los promedios por hora para las variables oxígeno (mg/L), salinidad (‰), temperatura (°C) y marea (m), considerando el ciclo anual de muestreo.

Es así, que las cuatro variables ambientales con efecto nictímero consideradas para este estudio, registraron sus promedios más altos durante el día, mientras que los más bajos se presentaron durante la noche o la penumbra (Tabla 1). El análisis estadístico aplicado a la variación en la marea presentó diferencias significativas durante los meses de marzo y mayo, entre los tres períodos de tiempo analizados ($P < 0.05$), mientras que la variación de la temperatura, resultó generalmente significativo, ya que cuatro de los seis ciclos nictímeros (septiembre, noviembre, mayo y julio) mostraron diferencias (Tabla 1). Por otro lado, la salinidad sólo presentó diferencias significativas en el mes de noviembre ($P < 0.05$), mientras que para el oxígeno estas se observaron en los meses de septiembre y noviembre (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis estadístico para tres las variables ambientales consideradas en este estudio, además de los promedios para cada uno de los intervalos de tiempo analizados, donde se incluyen sus respectivas significancias.

	MES	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIG.
MAREA	Septiembre	0.41	0.32	0.39	2	H= 0.462	P=0.794
	Noviembre	0.29	0.25	0.44	2/9	F= 1.397	P=0.296
	Enero	0.49	0.74	0.66	2/9	F= 3.335	P=0.082
	Marzo	0.79	0.53	0.73	2/9	F= 9.783	P=0.006
	Mayo	0.36	0.67	0.65	2/9	F=16.068	P=0.001
	Julio	0.80	0.48	0.59	2/9	F= 0.552	P=0.594
	TEMPERATURA (°C)	Septiembre	23.75	24.25	27.50	2/9	F= 9.328
Noviembre		20.88	21.00	23.50	2	H= 7.538	P=0.023
Enero		18.88	18.75	20.25	2/9	F= 4.030	P=0.056
Marzo		21.13	22.30	24.13	2	H= 0.269	P=0.874
Mayo		27.63	28.38	31.00	2/9	F= 8.453	P=0.009
Julio		28.88	29.88	32.75	2/9	F=17.931	P=0.001
SALINIDAD (0/00)		Septiembre	2.25	3.00	4.00	2	H= 5.115
	Noviembre	12.00	11.00	13.50	2/9	F= 8.448	P=0.009
	Enero	16.50	17.25	16.25	2/9	F= 0.591	P=0.574
	Marzo	20.00	20.25	19.75	2	H= 0.154	P=0.926
	Mayo	24.00	25.00	26.00	2	H= 5.538	P=0.063
	Julio	10.25	10.50	11.00	2/9	F= 0.677	P=0.532
	OXÍGENO (mg/L)	Septiembre	5.89	5.19	6.43	2	H= 6.433
Noviembre		5.74	5.99	6.58	2/9	F= 5.256	P=0.031
Enero		5.87	6.42	7.85	2/9	F= 3.041	P=0.098
Marzo		5.96	5.54	7.29	2	H= 5.49	P=0.064
Mayo		3.94	4.36	7.09	2/9	F= 3.897	P=0.060
Julio		2.44	2.80	3.23	2/9	F= 1.642	P=0.247

Análisis mensual

A escala mensual para el análisis de cada una de las variables ambientales evaluadas se obtuvo la estadística descriptiva (Tabla 2) como son: promedio, los valores mínimos y máximos, además de la desviación patrón (D.P.), para cada uno de los seis ciclos nictímeros (septiembre-julio). La precipitación (mm) alcanzó un pulso máximo durante septiembre ($\bar{x}_{Sep} = 266.5$ mm) y otro pulso importante en julio ($\bar{x}_{Jul} = 132.2$ mm) (Figura 3a).

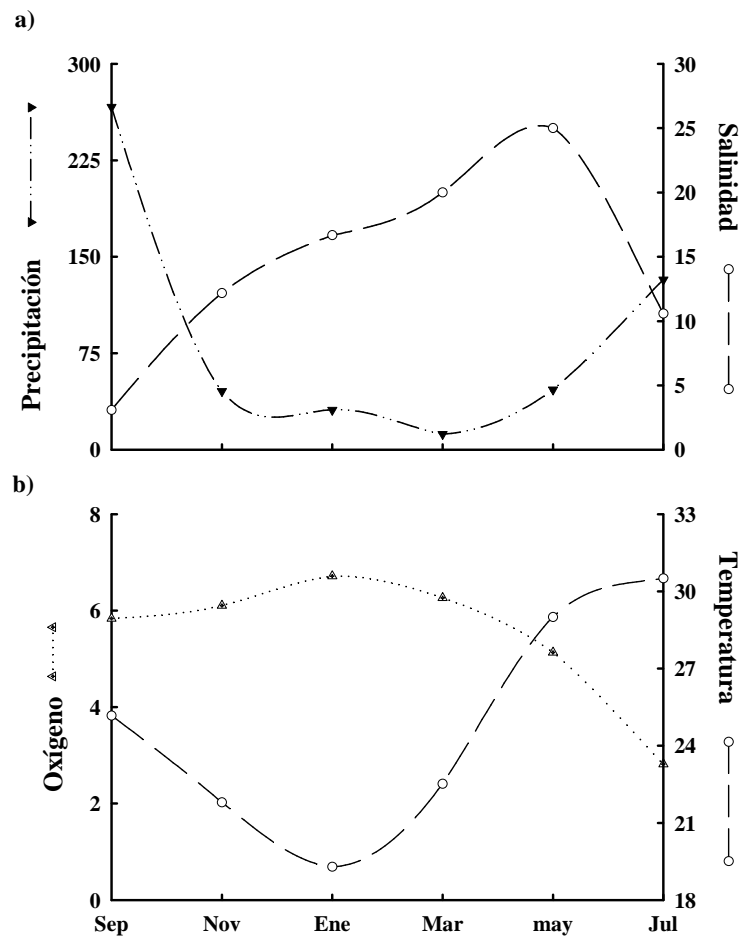


Figura 3. Variación estacional de las variables ambientales salinidad (‰), oxígeno (mg/L), temperatura (°C) y precipitación (mm) durante el ciclo completo de estudio.

Tabla 2. Estadística descriptiva para las variables ambientales consideradas en cada uno de los seis ciclos nictímeros, donde se aprecian los valores máximos, mínimos y promedios para cada una de ellas.

	N	SEPTIEMBRE			NOVIEMBRE			ENERO			MARZO			MAYO			JULIO		
		\bar{x}	Mín.	Máx.	\bar{x}	Mín.	Máx.	\bar{x}	Mín.	Máx.	\bar{x}	Mín.	Máx.	\bar{x}	Mín.	Máx.	\bar{x}	Mín.	Máx.
NIVEL DEL AGUA	12	0.37	0.15	0.58	0.33	0.00	0.55	0.63	0.33	0.84	0.69	0.48	0.90	0.56	0.26	0.79	0.62	-0.18	1.06
TEMPERATURA	12	25.17	23.00	29.00	21.79	20.50	25.00	19.29	18.00	21.00	22.52	19.20	29.00	29.00	27.00	33.00	30.50	28.50	34.00
SALINIDAD	12	3.08	2.00	4.00	12.17	10.00	15.00	16.67	15.00	19.00	20.00	16.00	24.00	25.00	24.00	27.00	10.58	10.00	12.00
OXIGENO	12	5.84	4.25	6.98	6.11	5.16	6.76	6.82	4.94	10.32	6.34	5.31	9.60	5.13	2.33	9.16	2.82	1.44	3.61

La salinidad inversamente a la precipitación va aumentando su concentración de manera progresiva a partir de septiembre hasta alcanzar un pulso máximo en el mes de mayo ($\bar{x}_{May} = 25 \text{ }^{\circ}/_{00}$), donde posteriormente desciende a menos de la mitad en julio ($\bar{x}_{Jul} = 10.58 \text{ }^{\circ}/_{00}$) (Figura 3a).

Por su parte el oxígeno presenta un aumento progresivo a partir del mes de septiembre (Figura 3b), es decir va aumentando su concentración en el agua hasta alcanzar su máximo en el mes de enero ($\bar{x}_{Ene} = 6.82 \text{ mg/L}$), donde posteriormente comienza a disminuir para el mes de marzo y llegar a su valor mínimo en julio ($\bar{x}_{Jul} = 2.82 \text{ mg/L}$). Los promedios de la temperatura presentaron tres importantes pulsos, el primero durante el mes de septiembre ($\bar{x}_{Sep} = 25.2 \text{ }^{\circ}\text{C}$), el segundo en mayo ($\bar{x}_{May} = 29 \text{ }^{\circ}\text{C}$) y el último en el mes de julio ($\bar{x}_{Jul} = 30.5 \text{ }^{\circ}\text{C}$), mientras que el valor mínimo promedio se presentó en enero ($\bar{x}_{Ene} = 19.3 \text{ }^{\circ}\text{C}$) (Figura 3b).

Análisis estacional

La aplicación de un Análisis de Componentes Principales (ACP), fue necesaria para determinar la influencia de los factores ambientales en la variación físico-ambiental del sistema, considerando para el efecto las variables temperatura, salinidad y oxígeno disuelto (Matriz A). El ACP muestra gráficamente la separación entre dos épocas climáticas (Figura 4), observándose que en la parte superior del eje del primer componente, se separan los meses que están dentro de la época de lluvias (junio-octubre) como son septiembre y julio, mientras que en la parte inferior del eje se encuentran preferentemente los meses que corresponden a la época seca (noviembre-mayo). Es importante mencionar que noviembre se encuentra

distribuido a ambos lados de la segunda componente, dicha disposición puede estar relacionada con la pertenencia de este mes a la época de nortes (noviembre-febrero).

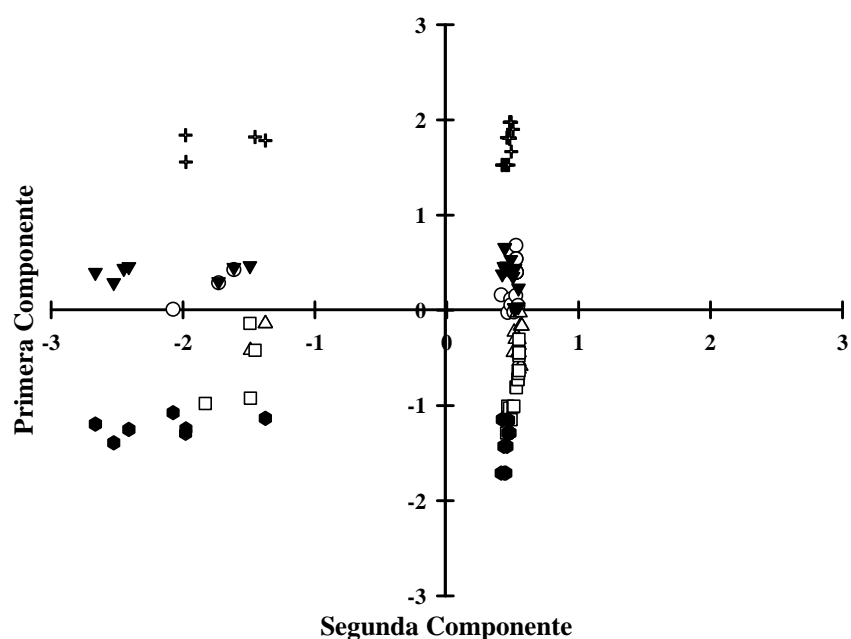


Figura 4. Dispersión de de datos en la primera y segunda componentes principales, donde se consideraron las variables ambientales temperatura, oxígeno y salinidad, en la gráfica se señalan las observaciones de septiembre (+), noviembre (○), enero (△), marzo (□), mayo (●) y julio (▼).

En cuanto a la variabilidad del primer componente del ACP ésta explicó el 33.34% de la varianza acumulada, y las variables que mayor influencia ejercen en la separación son el oxígeno (0.712) y la salinidad (-0.663). La segunda componente explica el 33.34% de la varianza, siendo la temperatura (-0.932) y la salinidad (-0.361) las variables que mayor efecto presentaron.

Representatividad biológica de las muestras

El número de especies capturadas de forma acumulada de acuerdo a la secuencia cronológica de los muestreos realizados durante los seis ciclos nictímeros (Figura 5), aprecia claramente

que durante los meses de noviembre y enero (Figura 5b y 5c), las gráficas alcanzan la asintota a partir del muestreo realizado a las 0400 h, esto a pesar de que las colectas de estos dos ciclos iniciaron a horarios diferentes (1800 h en noviembre y 1400 h para enero).

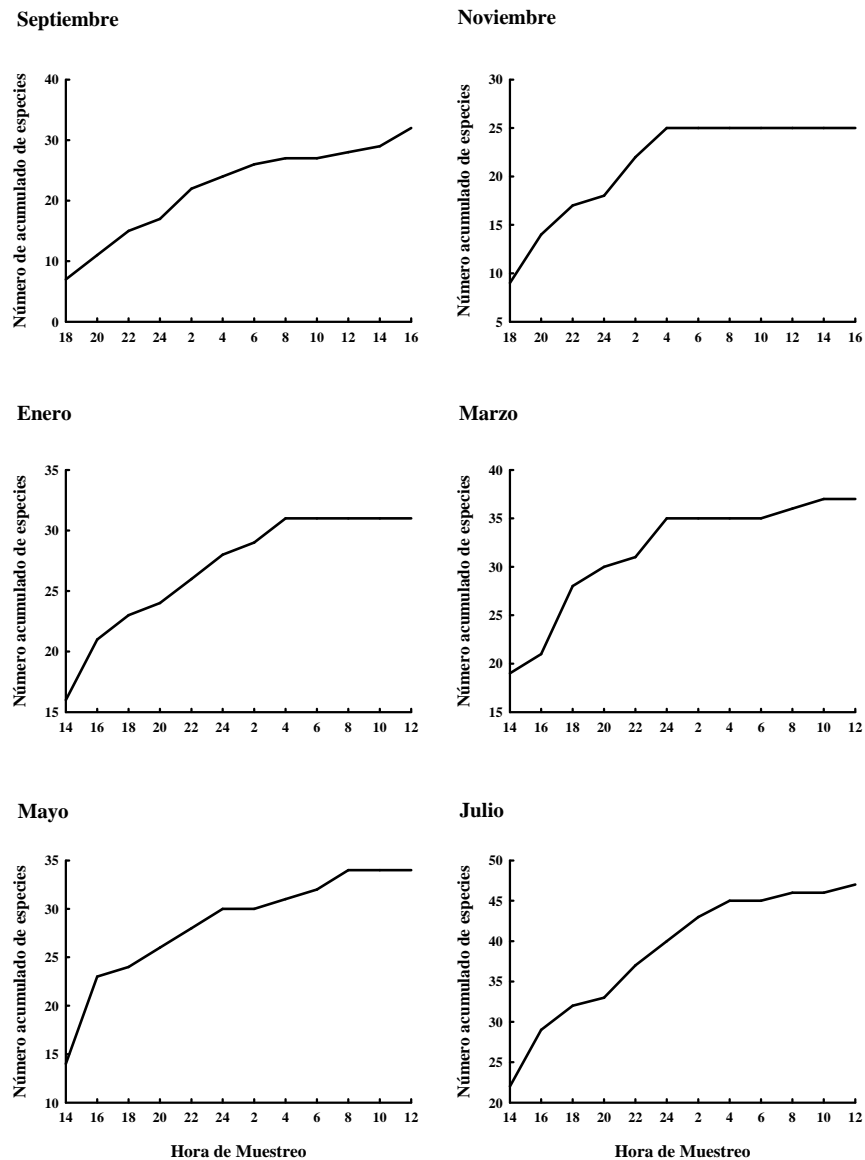


Figura 5. Gráficas del número de especies acumuladas con relación al orden cronológico de muestreos, durante cada uno de los seis ciclos nocturnos.

Para los muestreos de marzo, mayo y julio (Figuras 5) también se alcanza una estabilidad, aunque esta es menos conspicua a la que se puede observar en los otros dos meses.

Las especies acumuladas durante el ciclo anual completo (Figura 6), tiende a alcanzar la estabilidad, por lo que se puede interpretar claramente una buena representatividad de especies durante los muestreos realizados en este trabajo.

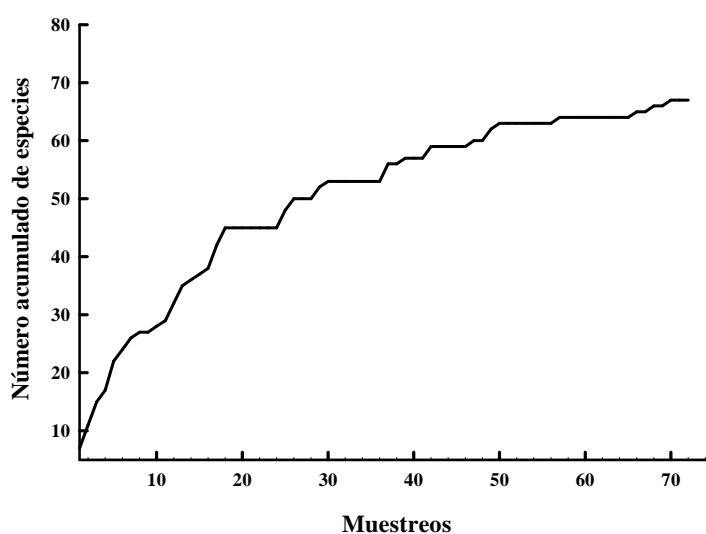


Figura 6. Gráfica de número de especies acumuladas con relación al orden cronológico de muestreos, durante el ciclo anual de estudio.

El que las especies acumuladas alcancen la asintota, se interpreta como una serie de colectas bien representadas, debido a que a pesar de un aumento en el esfuerzo de captura el número de especies no varió de manera importante.

Elenco taxonómico y distribución de especies

Dentro de la laguna de Pueblo Viejo, en la localidad con vegetación sumergida, la comunidad de peces se integró por 13 órdenes, en los que se encuentran 28 familias representadas por 50 géneros y 67 especies (Tabla 3).

Tabla 3. Lista total de especies de peces, ubicadas cada una conforme a la familia y orden al que pertenecen, además se encuentran dispuestas de acuerdo al arreglo taxonómico propuesto por Nelson (1994). El nombre, autor y año de cada una de las especies se determinó de con Robins *et al.* (1991); Hoese y Moore (1998).

ORDEN	FAMILIA	ESPECIE	AUTOR Y AÑO
RAJIFORMES	Dasyatidae	<i>Dasyatis sabina</i>	(Lesueur, 1824)
ELOPIFORMES	Elopidae	<i>Elops saurus</i>	Linnaeus, 1766
ANGUILLIFORMES	Ophichthidae	<i>Myrophis punctatus</i>	Lütken, 1851
		<i>Ophichthus gomesi</i>	(Castelnau, 1855)
CLUPEIFORMES	Engraulidae	<i>Anchoa hepsetus</i>	(Linnaeus, 1758)
		<i>Anchoa mitchilli</i>	(Valenciennes, 1848)
		<i>Cetengraulis edentulus</i>	(Cuvier, 1829)
	Clupeidae	<i>Brevoortia gunteri</i>	Hildebrand, 1948
		<i>Brevoortia patronus</i>	Goode, 1878
		<i>Dorosoma cepedianum</i>	(Lesueur, 1818)
		<i>Dorosoma petenense</i>	(Günther, 1867)
SILURIFORMES	Ariidae	<i>Ariopsis felis</i>	(Linnaeus, 1766)
		<i>Bagre marinus</i>	(Mitchill, 1815)
		<i>Cathorops melanopus</i>	(Günther, 1864)
BATRACHOIDIFORMES	Batrachoididae	<i>Opsanus beta</i>	(Goode & Bean, 1879)
		<i>Porichthys porosissimus</i>	(Valenciennes, 1837)
MUGILIFORMES	Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Linnaeus, 1758
		<i>Mugil curema</i>	Valenciennes, 1836
ATHERINIFORMES	Atherinopsidae	<i>Membras martinica</i>	(Valenciennes, 1835)
		<i>Menidia beryllina</i>	(Cope, 1866)
BELONIFORMES	Belonidae	<i>Strongylura marina</i>	(Walbaum, 1792)
		<i>Strongylura notata</i>	(Poey, 1860)
		<i>Strongylura timucu</i>	(Walbaum, 1792)
CYPRINODONTIFORMES	Fundulidae	<i>Fundulus grandis</i>	Baird & Girard, 1853
	Poeciliidae	<i>Poecilia mexicana</i>	Steindachner, 1863
GASTEROSTEIFORMES	Syngnathidae	<i>Syngnathus louisianae</i>	Günther, 1870
		<i>Syngnathus pelagicus</i>	Linnaeus, 1758
		<i>Syngnathus scovelli</i>	(Evermann & Kendall, 1896)
PERCIFORMES	Centropomidae	<i>Centropomus mexicanus</i>	(Bocourt, 1868)
		<i>Centropomus parallelus</i>	Poey, 1860
	Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	(Linnaeus, 1766)
		<i>Selene vomer</i>	(Linnaeus, 1758)
		<i>Oligoplites saurus</i>	(Schneider, 1801)
	Lutjanidae	<i>Lutjanus griseus</i>	(Linnaeus, 1758)
	Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	Ranzani, 1840
		<i>Diapterus rhombeus</i>	(Cuvier, 1829)
		<i>Eucinostomus melanopterus</i>	(Bleeker, 1863)
	Haemulidae	<i>Orthopristis chysoptera</i>	(Linnaeus, 1766)
		<i>Pomadasyd crocro</i>	(Cuvier, 1830)
	Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i>	(Walbaum, 1792)
		<i>Lagodon rhomboides</i>	(Linnaeus, 1766)
	Sciaenidae	<i>Bairdiella chrysoura</i>	(Lacépède, 1802)

Tabla 3 Continuación

PERCIFORMES	Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	(Cuvier, 1830)
		<i>Bairdiella sp.</i>	Gill, 1861
		<i>Cynoscion arenarius</i>	Ginsburg, 1929
		<i>Cynoscion nebulosus</i>	(Holbrook, 1855)
		<i>Leiostomus xanthurus</i>	Lacépède, 1802
		<i>Micropogonias undulatus</i>	(Linnaeus, 1766)
		<i>Pogonias cromis</i>	(Linnaeus, 1766)
	Cichlidae	<i>Oreochromis sp.</i>	Günther, 1889
	Blenniidae	<i>Lupinoblennius nicholsi</i>	(Tavolga, 1954)
	Eleotridae	<i>Dormitator maculatus</i>	(Bloch, 1785)
		<i>Eleotris pisonis</i>	(Gmelin, 1788)
		<i>Erotelis smaragdus</i>	(Valenciennes, 1837)
	Gobiidae	<i>Gobiomorus dormitor</i>	Lacépède, 1800
		<i>Bathygobius soporator</i>	(Valenciennes, 1837)
		<i>Evorthodus lyricus</i>	(Girard, 1858)
		<i>Gobionellus boleosoma</i>	(Jordan & Gilbert, 1882)
		<i>Gobionellus oceanicus</i>	(Pallas, 1770)
<i>Gobionellus shufeldti</i>		(Jordan & Eigenmann, 1886)	
<i>Gobionellus sp.</i>		Girard, 1858	
PLEURONECTIFORMES	Trichiuridae	<i>Gobiosoma bosc</i>	(Lacépède, 1800)
		<i>Trichiurus lepturus</i>	Linnaeus, 1758
	Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	Günther, 1862
	Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	(Linnaeus, 1758)
	Cynoglossidae	<i>Symphurus civitatus</i>	Ginsburg, 1951
		<i>Symphurus plagiusa</i>	(Linnaeus, 1766)

El mes de noviembre presentó el menor número de taxa (9 órdenes, 16 familias, 19 géneros y 25 especies), mientras de manera inversa el mes de julio presentó el mayor número (47 especies pertenecientes a 12 órdenes, 23 familias, 37 géneros) (Tabla 4). Del total de peces colectados, sólo una familia perteneció a elasmobranquios la cual estuvo representada con un solo individuo (*Dasyatis sabina*), el resto de las familias (27) pertenecieron a teleósteos.

En lo que se refiere, a las familias mejor representadas de acuerdo al número de especies que presentan (Tabla 4), para el mes de noviembre se determinó solo una familia con representantes de más de tres especies (Gobiidae), mientras que el mes que mostró el mayor número familias representadas por más de tres especies resultó ser el mes de julio con 10. Para cinco de los seis meses de muestreo las familias Sciaenidae y Gobiidae se presentaron de

manera regular con individuos de más de tres especies. Globalmente, las familias con mayor número de especies fueron: Sciaenidae con 8 especies, Gobiidae con 6, Eleotridae con 4 y Clupeidae con 4 (Tabla 4).

Tabla 4. Número de órdenes, familias, géneros y especies de peces colectadas, además de las familias con mayor número de especies (más de 3 sp.), en cada uno de meses muestreados y para el ciclo anual de estudio.

	ORDENES	FAMILIAS	GENEROS	ESPECIES	FAMILIAS
Septiembre	9	19	28	32	Sciaenidae, Engraulidae, Clupeidae, Eleotridae
Noviembre	9	16	19	25	Gobiidae
Enero	11	19	27	31	Gobiidae, Sciaenidae
Marzo	11	19	33	37	Sciaenidae, Gobiidae
Mayo	10	18	27	34	Sciaenidae, Eleotridae, Engraulidae, Syngnathidae
Julio	12	23	37	47	Sciaenidae, Gobiidae, Gerreidae, Ariidae, Engraulidae
Total	13	28	50	67	Sciaenidae, Eleotridae, Gobiidae, Clupeidae, Engraulidae, Ariidae, Belonidae, Syngnathidae, Carangidae, Gerreidae

Para cada uno de los peces colectados se determinó hasta el nivel de especie, sin embargo esto no fue posible para algunos individuos, como fue el caso de un ejemplar de la familia Gobiidae del cual sólo fue posible llegar al nivel de género quedando registrado sólo como *Gobionellus* sp. De manera similar dos ejemplares de la familia Sciaenidae, presentan caracteres que concuerdan con los del género *Bairdiella*. No obstante, las características utilizadas para definir la especie no coinciden con las que presentan las cuatro especies que se distribuyen en esta parte del Golfo de México. Estos ejemplares se recolectaron por separado, durante el mes de noviembre (0400 h) y otro en enero (1400h), sólo señalados como *Bairdiella* sp.

Otro caso, es el de la familia de agua dulce e introducida a sistemas estuarinos Cichlidae, de la que fueron recolectados tres individuos, en noviembre (0200 h), en enero (0400 h) y en mayo

(0800 h). Para estos individuos no fue posible determinar la especie, ya que los ejemplares comparten caracteres con dos especies, *Oreochromis mossambicus* y *O. aureus*, por lo que se acordó incluirlos sólo como *Oreochromis sp.*

A nivel de especie, de las 67 determinadas en este estudio sólo *Syngnathus pelagicus* se consideró como un nuevo registro para la laguna de Pueblo Viejo, esta especie se recolectó en dos de los ciclos nictímeros, el primero se presentó en marzo a las 1800 h, mientras que el segundo fue durante el mes de mayo (0800 h), ambos con un sólo individuo. Otra especie que se distribuye en Laguna de Pueblo Viejo y que probablemente amplía su distribución, es *Porichthys porosissimus*. Para esta especie fueron colectados tres ejemplares, dos durante el ciclo nictímero del mes de enero (2400 y 0400 h) y el otro durante marzo (2200 h).

Análisis general de la abundancia

Durante este estudio fueron colectados un total de 17,106 individuos con un peso de 49,262.62 g (Tabla 5), se observó que durante el mes de noviembre se capturó el menor número de individuos con el peso más bajo de todo el ciclo anual.

El mes de marzo presentó el mayor número de peces, aunque la abundancia en peso fue más alta durante el mes de julio. La abundancia total en número y peso (Tabla 5), presentó variación entre el día, la noche y la penumbra. De las 67 especies capturadas, 17 (con más de 100 individuos) conforman el 94.57 % de la abundancia en número y el 74.5 % en peso.

También se observa que la especie más abundante fue *Anchoa mitchilli*, la cual individualmente representa el 49.28 % de la abundancia total en número y el 12.96 % en peso.

Esta especie fue capturada en mayor proporción durante el amanecer y anochecer (3,933 individuos) y la noche (2,937 individuos). Por su parte la especie que le sigue en abundancia

numérica, *Membras martinica* fue capturada en mayor proporción durante la penumbra (651 individuos) y el día (399 individuos).

Tabla 5. Número de individuos colectados de acuerdo con los tres períodos considerados, ordenados por número, de mayor a menor. Además, se indica el número total, porcentaje en número, peso total y porcentaje en peso de cada una de las especies capturadas en la localidad de Barranco Amarillo, laguna de Pueblo Viejo.

ESPECIE	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	ABUNDANCIA			
				NÚMERO	%	PESO	%
<i>Anchoa mitchilli</i>	2,937	3,933	1,559	8,429	49.275	6,384.24	12.960
<i>Membras martinica</i>	235	651	399	1,285	7.512	1,484.89	3.014
<i>Mugil curema</i>	153	210	644	1,007	5.887	7,152.31	14.519
<i>Bairdiella chrysoura</i>	165	440	258	863	5.045	5,053.32	10.258
<i>Lagodon rhomboides</i>	188	284	354	826	4.829	2,199.91	4.466
<i>Gobionellus boleosoma</i>	192	191	313	696	4.069	163.58	0.332
<i>Menidia beryllina</i>	83	335	276	694	4.057	932.46	1.893
<i>Anchoa hepsetus</i>	24	192	248	464	2.712	116.75	0.237
<i>Orthopristis chysoptera</i>	176	210	75	461	2.695	413.69	0.840
<i>Archosargus probatocephalus</i>	111	117	89	317	1.853	230.48	0.468
<i>Cathorops melanopus</i>	178	45	32	255	1.491	6,715.71	13.632
<i>Strongylura marina</i>	53	102	37	192	1.122	2,628.96	5.337
<i>Leiostomus xanthurus</i>	55	66	49	170	0.994	510.13	1.036
<i>Brevoortia gunteri</i>	32	33	86	151	0.883	840.49	1.706
<i>Cetengraulis edentulus</i>	85	30	12	127	0.742	145.78	0.296
<i>Brevoortia patronus</i>	6	5	109	120	0.702	1,698.41	3.448
<i>Syngnathus scovelli</i>	30	54	36	120	0.702	29.25	0.059
<i>Opsanus beta</i>	51	36	8	95	0.555	2,348.51	4.767
<i>Mugil cephalus</i>	32	22	36	90	0.526	2,719.58	5.521
<i>Fundulus grandis</i>	10	26	52	88	0.514	501.59	1.018
<i>Strongylura notata</i>	10	31	38	79	0.462	879.25	1.785
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	19	31	19	69	0.403	89.56	0.182
<i>Dorosoma cepedianum</i>	22	18	18	58	0.339	807.52	1.639
<i>Evorthodus lyricus</i>	15	17	22	54	0.316	49.01	0.099
<i>Eleotris pisonis</i>	9	13	30	52	0.304	58.36	0.118
<i>Diapterus auratus</i>	7	23	8	38	0.222	240.02	0.487
<i>Citharichthys spilopterus</i>	16	14	3	33	0.193	209.58	0.425
<i>Elops saurus</i>	5	16	9	30	0.175	521.08	1.058
<i>Centropomus parallelus</i>	9	10	3	22	0.129	422.07	0.857
<i>Micropogonias undulatus</i>	8	10	4	22	0.129	663.25	1.346
<i>Bathygobius soporator</i>	3	6	7	16	0.094	35.77	0.073
<i>Centropomus mexicanus</i>	8	8	0	16	0.094	85.05	0.173
<i>Ariopsis felis</i>	3	1	9	13	0.076	666.72	1.353
<i>Trichiurus lepturus</i>	7	3	2	12	0.070	191.77	0.389
<i>Cynoscion nebulosus</i>	4	6	1	11	0.064	9.89	0.020

Tabla 5 Continuación

<i>Achirus lineatus</i>	5	2	3	10	0.058	8.81	0.018
<i>Dorosoma petenense</i>	2	8	0	10	0.058	81.39	0.165
<i>Gobiosoma bosc</i>	1	6	3	10	0.058	8.35	0.017
<i>Bagre marinus</i>	3	3	2	8	0.047	91.53	0.186
<i>Cynoscion arenarius</i>	5	2	1	8	0.047	211.07	0.428
<i>Lutjanus griseus</i>	1	5	2	8	0.047	3.68	0.007
<i>Bairdiella ronchus</i>	3	4	0	7	0.041	38.04	0.077
<i>Poecilia mexicana</i>	2	5	0	7	0.041	18.09	0.037
<i>Symphurus plagiata</i>	6	0	1	7	0.041	52.97	0.108
<i>Syngnathus louisianae</i>	2	1	3	6	0.035	5.95	0.012
<i>Pogonias cromis</i>	3	1	1	5	0.029	48.71	0.099
<i>Caranx hippos</i>	0	3	1	4	0.023	5.85	0.012
<i>Dormitator maculatus</i>	0	2	2	4	0.023	23.82	0.048
<i>Gobiomorus dormitor</i>	0	2	1	3	0.018	3.88	0.008
<i>Myrophis punctatus</i>	1	1	1	3	0.018	38.59	0.078
<i>Oreochromis sp.</i>	2	1	0	3	0.018	760.60	1.544
<i>Porichthys porosissimus</i>	3	0	0	3	0.018	53.32	0.108
<i>Selene vomer</i>	1	0	2	3	0.018	7.78	0.016
<i>Symphurus civitatus</i>	1	2	0	3	0.018	1.97	0.004
<i>Bairdiella sp.</i>	1	0	1	2	0.012	4.58	0.009
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1	1	0	2	0.012	35.26	0.072
<i>Gobionellus shufeldti</i>	1	1	0	2	0.012	0.30	0.001
<i>Oligoplites saurus</i>	0	0	2	2	0.012	18.01	0.037
<i>Strongylura timucu</i>	0	1	1	2	0.012	126.75	0.257
<i>Syngnathus pelagicus</i>	0	2	0	2	0.012	1.65	0.003
<i>Dasyatis sabina</i>	1	0	0	1	0.006	389.88	0.791
<i>Diapterus rhombeus</i>	0	1	0	1	0.006	3.40	0.007
<i>Erotelis smaragdus</i>	0	0	1	1	0.006	7.07	0.014
<i>Gobionellus sp.</i>	1	0	0	1	0.006	0.12	0.000
<i>Lupinoblennius nicholsi</i>	1	0	0	1	0.006	0.23	0.000
<i>Ophichthus gomesii</i>	1	0	0	1	0.006	11.50	0.023
<i>Pomadasyd crocro</i>	1	0	0	1	0.006	0.63	0.001
Total	4,990	7,244	4,875	17,106		49,262.62	

Análisis nictímero de la abundancia en número y peso

Septiembre. Durante este ciclo fueron colectados un total de 3,727 individuos con un peso total de 5,602.86 g. La abundancia en número presenta tres pulsos importantes que coinciden con el peso (Figura 7), el primero se registró a las 1800 h, el segundo a las 0600 h, mientras que el último se presentó a las 1600 h.

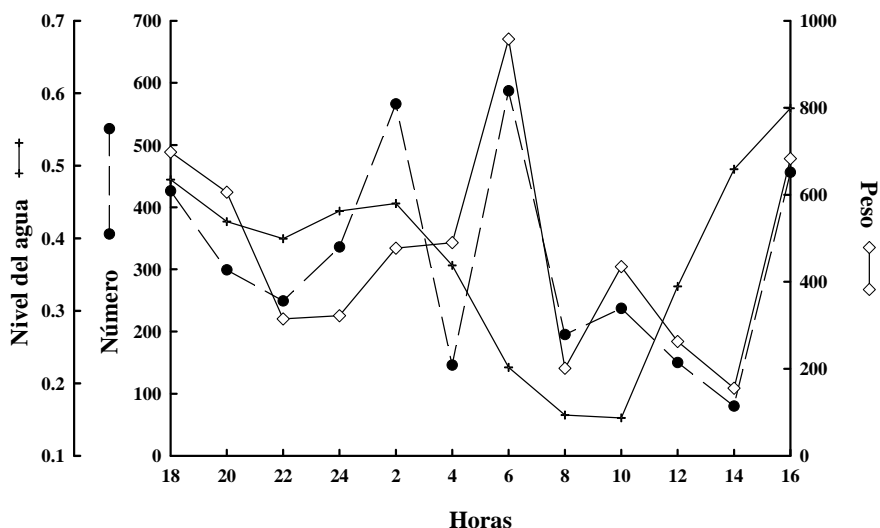


Figura 7. Variación nictímera de la abundancia en número y peso durante el mes de Septiembre. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Los dos primeros coinciden con las horas de penumbra (0600-0800 y 1800-2000 h), mientras el último se observó durante el día. Además el peso presentó un cuarto pulso a las 0200 h que no coincide plenamente con la abundancia en número. Durante este ciclo de muestreo las especies dominantes fueron de acuerdo con el número de Hill ($N_2=1.51$), *Anchoa mitchilli* (75.02 %) y *Membras martinica* (9.18 %). El análisis de Durbin-Watson, realizado a las abundancias totales de este ciclo nictímero resultó no significativo ($P>0.05$), con un valor de $d=2.681$

Noviembre. Para este mes fueron colectados un total de 1,427 individuos que acumularon un peso total de 3,392.91 g. La abundancia en número en este ciclo sólo presenta dos pulsos altos (Figura 8), mientras que la abundancia en peso mostró cuatro, un pulso a las 1800 h (penumbra), uno más a 1600 h (día) y los otros dos pulsos que coinciden con los de la abundancia en número, a las 2200 h y las 0600 h (horas de penumbra).

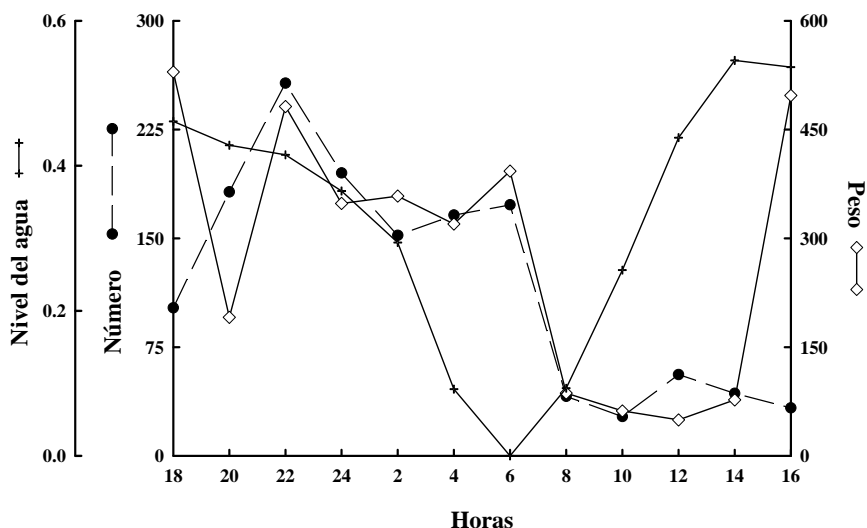


Figura 8. Variación nictímera de la abundancia en número y peso durante el mes de Noviembre. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Las especies dominantes que de acuerdo con N_2 (1.62) para el mes de noviembre fueron *A. mitchilli* (72.53%) y *M. martinica* (9.18%). El análisis de Durbin-Watson entre muestreos, aplicada a las abundancias para el mes de noviembre resultó una $d=1.233$, implicando así la no significancia de la prueba ($P>0.05$).

Enero. Durante este ciclo de muestreo fueron colectados un total de 3, 807 individuos con un peso total de 11,296.60 g. La abundancia en número presentó pulsos importantes en el día y la penumbra (1400-1800 h), mientras que el peso mostró pulsos importantes durante los tres lapsos, siendo más importantes los observados a las 1800 y 0400 h (Figura 9).

Las especies dominantes ($N_2=1.86$) en número determinadas para este mes fueron: *A. mitchilli* (46.65%) y *Mugil curema* (18.36%), que de manera global conforman el 65.01 % de los peces capturados y el 41.02% del peso total que se obtuvo durante el mes de enero. Durante este mes no se presentó correlación ($d= 1.022$) entre los muestreos nictímeros realizados, siendo el análisis de Durbin-Watson no significativo ($P>0.05$).

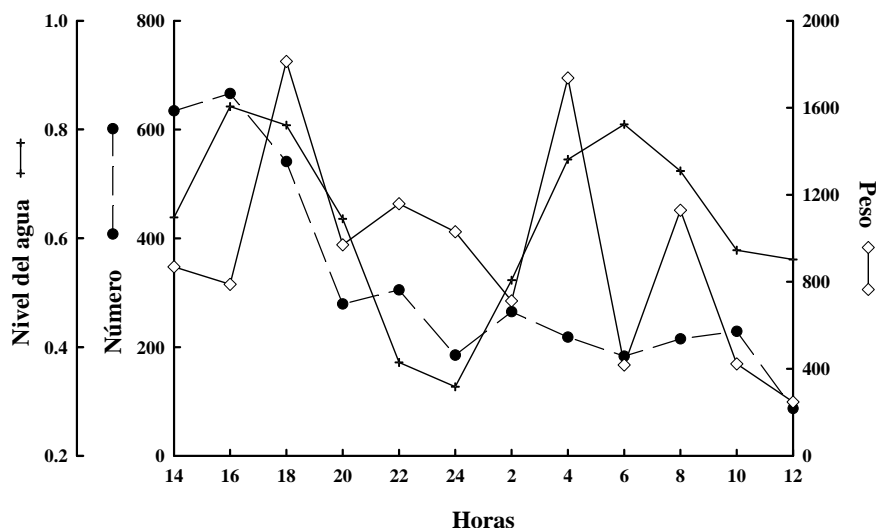


Figura 9. Variación nictímera de la abundancia en número y peso durante el mes de Enero. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Marzo. Durante este mes fueron colectados un total de 4,106 individuos que representan un peso total de 8,456.43 g.

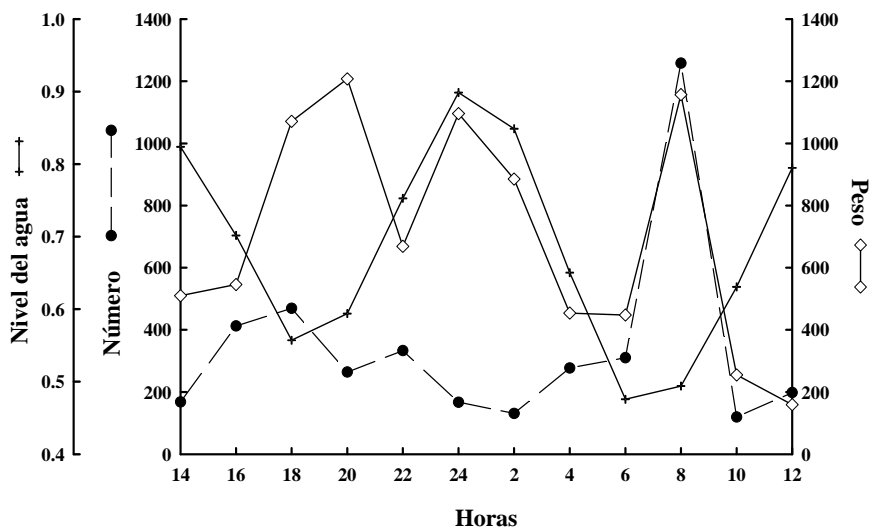


Figura 10. Variación nictímera de la abundancia en número y peso durante el mes de Marzo. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

La abundancia en número durante este mes sólo presentó un pulso importante las 0800 h (penumbra), mientras que la abundancia en peso obtuvo valores altos durante la noche y la penumbra, con tres valores máximos (Figura 10). El primero se observó entre las 1800 y 2000 h, otro a las 24 00 h y el último coincide con el que presentó la abundancia en número (0800 h). De acuerdo con N_2 ($N_2=2.14$) las especies dominantes, fueron los engraulidos *A. mitchilli* (42.52%) y *A. hepsetus* (11.11%). Para este ciclo de muestreo el análisis de Durbin-Watson no fue significativa y donde se obtuvo una $d=2.297$.

Mayo. Un total 1,482 peces colectados durante este ciclo, con un peso total fue de 5,565.85 g, la abundancia en número y peso presentan dos pulsos importantes (Figura 11), uno a las 1800 (penumbra) y otro a las 1200 h (día). Sin embargo, la abundancia numérica presentó su mayor valor a las 1800 h, mientras que para el peso este se observó a las 1200 h.

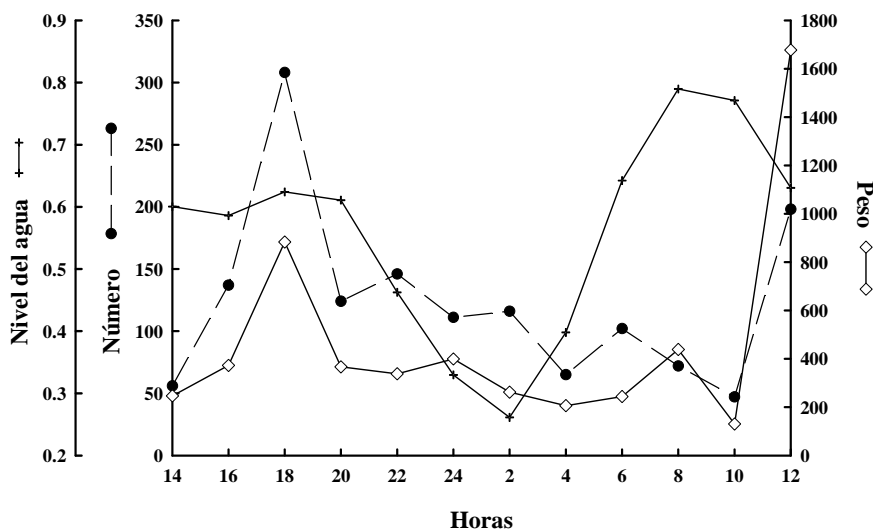


Figura 11. Variación nictémera de la abundancia en número y peso durante el mes de Mayo. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Las especies dominantes ($N_2=2.22$) determinadas fueron *Menidia beryllina* (29.42 %) y *A. mitchilli* (13.09 %). Para este mes de muestreo el análisis de Durbin-Watson, dio como resultado una $d=1.849$, resultando esta prueba no significativa ($P>0.05$).

Julio. Fueron colectados un total de 2,557 individuos con peso total de 14947.97 g. La abundancia en peso sólo presentó un pulso importante a las 0400 h (Figura 12), mientras que el número presentó dos pulsos, el primero fue las 1800 y un segundo se observó entre las 0200-0600.

Durante el mes de julio las especies dominantes ($N_2=2.12$) fueron *A. mitchilli* (34.49%) y el *Bairdiella chrysoura* (19.05%). La prueba de Durbin-Watson, aplicada a las abundancias totales para el mes de julio dio como resultado una $d=1.489$, resultando así no significativa ($P>0.05$).

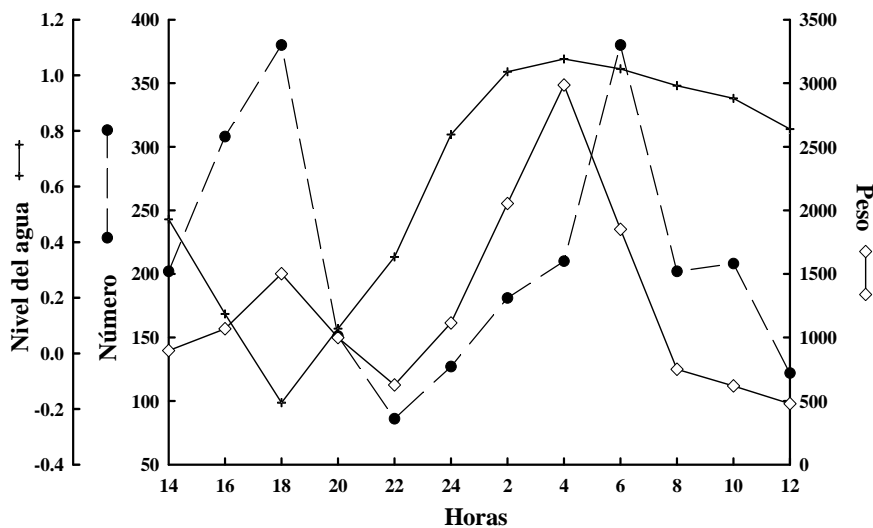


Figura 12. Variación nictémera de la abundancia en número y peso durante el mes de Julio. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Análisis nictímero de la riqueza y diversidad de especies

Septiembre. La riqueza de especies en este ciclo de muestreo (Figura 13c), presentó pulsos importantes durante la noche y penumbra (2200 y 0200-0600 h), además de otros dos durante el día (1200 y 1600 h). La diversidad mostró pulsos durante el anochecer (1800 h), noche 2200 y 0400 h) y el más notable al medio día (1000-1400 h). El nivel del agua no presentó un patrón consistente que se relacionara de manera perceptible, ya sea con la diversidad o la riqueza especies.

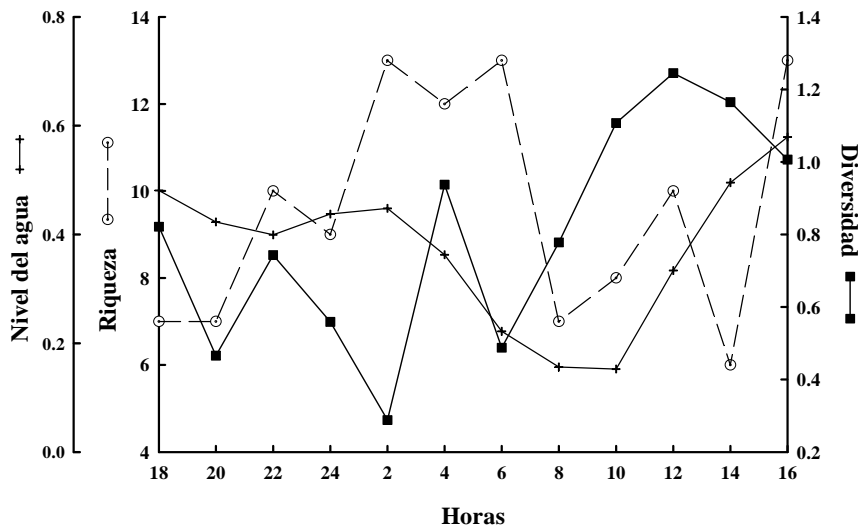


Figura 13. Análisis gráfico la variación de los parámetros de la comunidad diversidad y riqueza de especies durante el mes de Septiembre. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Noviembre. La riqueza de especies presentó sus valores más altos durante la noche y amanecer (2200-0800 h), alcanzando su pulso más importante a las 0400h (Figura 14).

Para la diversidad se observaron pulsos importantes durante la penumbra (1800 y 0600) y uno menor durante el día (1400 h). La diversidad y riqueza de especies presentaron una tendencia inversa con el nivel del agua, ya que mientras la diversidad y la riqueza alcanzaron sus valores más altos el nivel del agua presentó los más bajos (0400-0800 h).

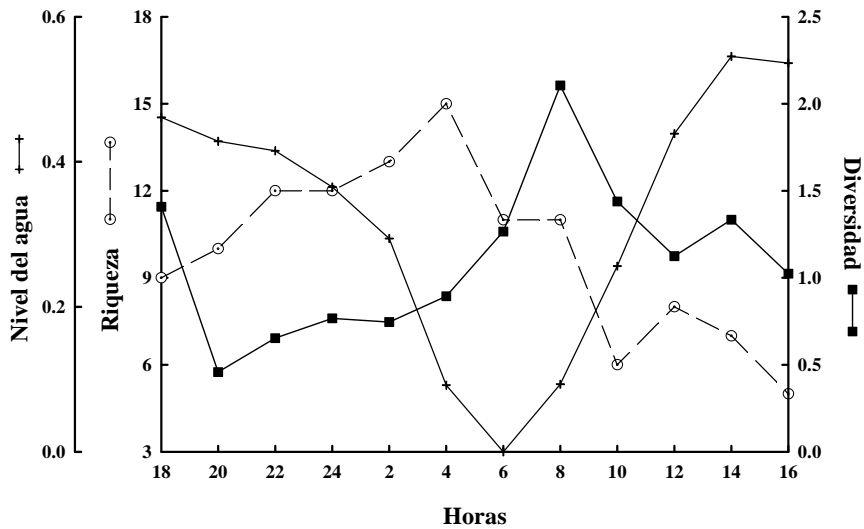


Figura 14. Análisis gráfico de la variación de los parámetros de la comunidad diversidad y riqueza de especies durante el mes de Noviembre. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Enero. La riqueza de especies para este mes (Figura 15), presentó pulsos durante el día (1400-1600 y 1000) y la noche (0400 h).

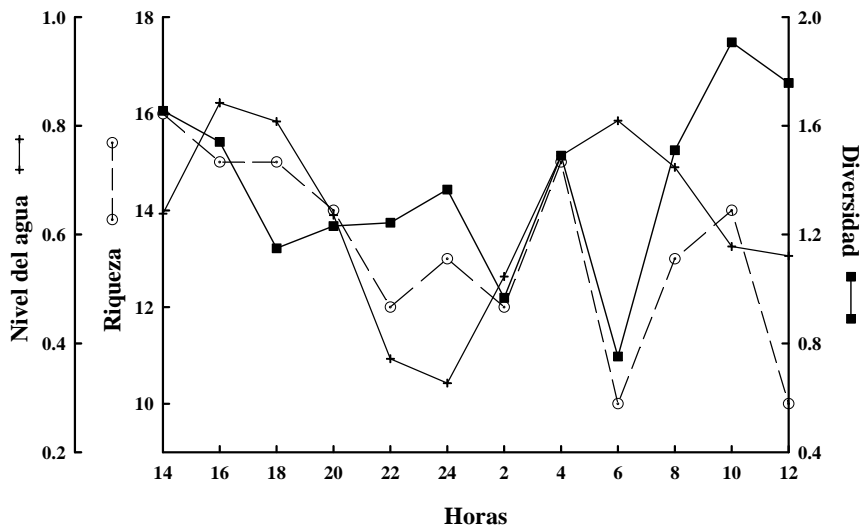


Figura 15. Análisis gráfico de la variación de los parámetros de la comunidad diversidad y riqueza de especies durante el mes de Enero. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

En cuanto a la diversidad mostró pulsos importantes durante el día y (1400-1600 y 0800-1200 h), además dos menores durante la noche (2400 y 0400 h). Para este mes la diversidad y la riqueza coincidieron en tres pulsos, el primero a las 1400 h, el segundo a las 0400 h y el último que se presentó entre las 0800-1000 h. El nivel del agua no presentó un mostró una relación conspicua con la diversidad o la riqueza durante este ciclo de muestreo.

Marzo. La riqueza de especies mostró tres pulsos importantes (Figura 16), el primero entre las 1800-2000 h (penumbra) siendo este el más importante, el segundo durante la noche (2400 h) y el último de las 0600-1000 h (penumbra y día). La diversidad se presentó un pulso importante sostenido de las 1800 a las 0200 h (anochecer y noche), además de dos pulsos durante el día (1400 y 1000 h).

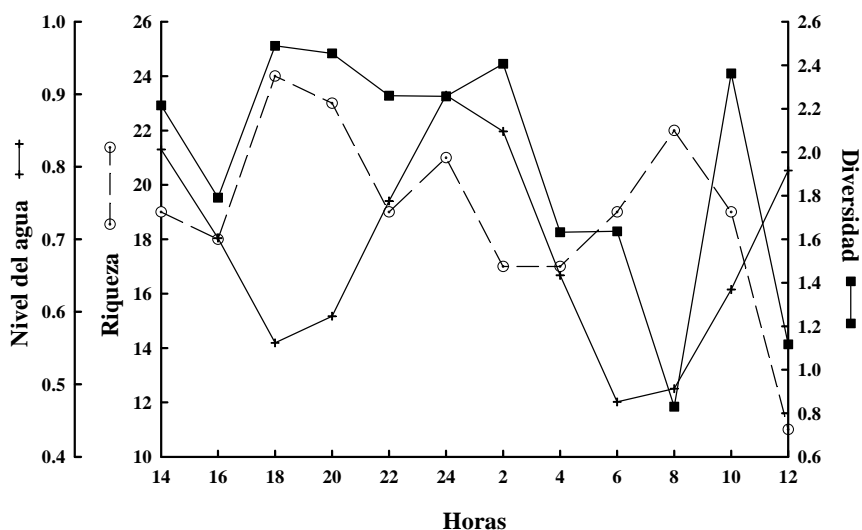


Figura 16. Análisis gráfico de la variación de los parámetros de la comunidad diversidad y riqueza de especies durante el mes de Marzo. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Durante este mes el nivel del agua se comportó de manera inversa con la diversidad y la riqueza durante el día y la penumbra (1600-2000 h), donde ambos parámetros alcanzan valores importantes, mientras que el nivel del agua mostró sus niveles más bajos. El nivel del agua,

coincide con la riqueza de especies al presentar un pulso importante durante la noche (2400h) y además de concordar con la diversidad en horas de penumbra y el día (0800-100) al alcanzar ambos parámetros un nivel bajo.

Mayo. La riqueza de especies presentó dos pulsos importantes (Figura 17), uno a las 1600-2000 h (anochecer) y otro de 0400-0800 h (amanecer).

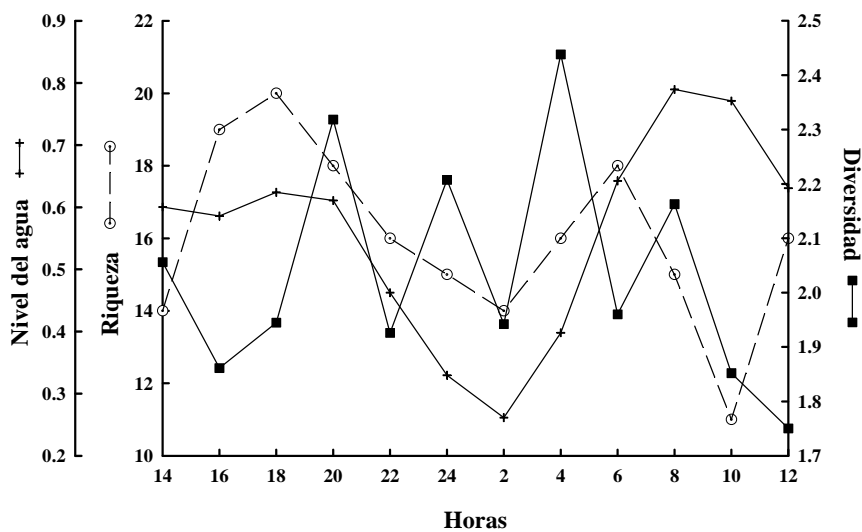


Figura 17. Análisis gráfico de la variación de los parámetros de la comunidad diversidad y riqueza de especies durante el mes de Mayo. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

La diversidad presentó cinco pulsos principales uno al medio día (1400 h), tres de ellos durante horas de oscuridad (2000, 2400 y 0400 h) y el otro durante el amanecer (0800 h).

El nivel del agua coincidió con pulsos de la riqueza de especies a las 1600 a 2000 h, donde esta última mostró sus valores más importantes, y con la diversidad en el pulso que mostró a las 0800 h.

Julio. La riqueza de especies para este ciclo presentó valores altos durante la noche (2000-0400) y durante el día (1400 h), mientras que la diversidad mostró pulsos al anochecer y la

noche (1800-2200 h) y al medio día (1400 h), este último coincidió con el observado para la riqueza (Figura 18).

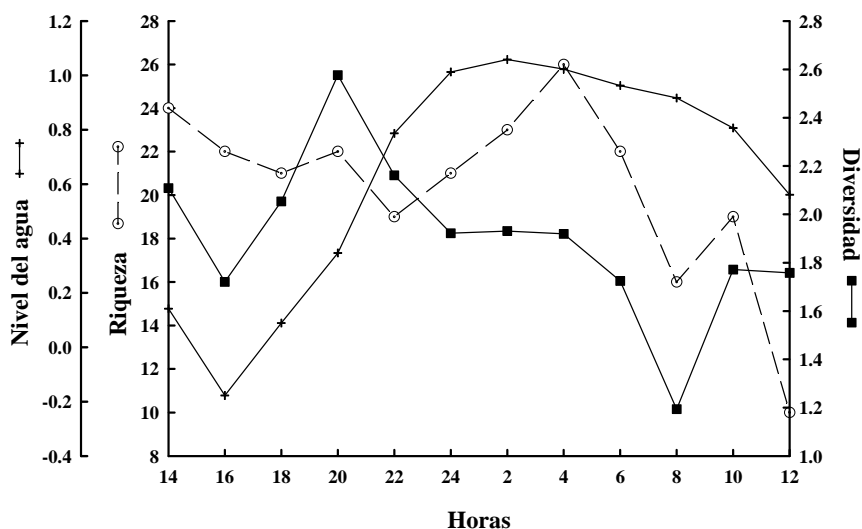


Figura 18. Análisis gráfico de la variación de los parámetros de la comunidad diversidad y riqueza de especies durante el mes de Julio. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

El nivel del agua mostró una disminución de las 1400 a las 1600, efecto que también se presentó para la diversidad y la riqueza, sin embargo, a partir de las 1600 h comienza a aumentar el nivel del agua de manera progresiva hasta las 0200 h, después de lo cual comienza a disminuir paulatinamente.

Análisis nictímero de la equidad y dominancia

Septiembre. La dominancia de especies presentó tres pulsos importantes (Figura 19), dos de ellos durante horas de penumbra (2000 y 0600 h) y otro durante la noche (0200 h). La equidad presentó un pulso a las 1800 h (anochecer), además de otro durante el día (1000-1400 h).

El nivel del agua coincide en gran parte con el de la equidad, donde se observa un pulso entre la penumbra y horas de oscuridad (1800-0400 h), además, concuerda con otro que se presenta

durante el día (1200-1600) y con respecto a la dominancia sólo coincide con el pulso que se presentó entre las 2400-0400h.

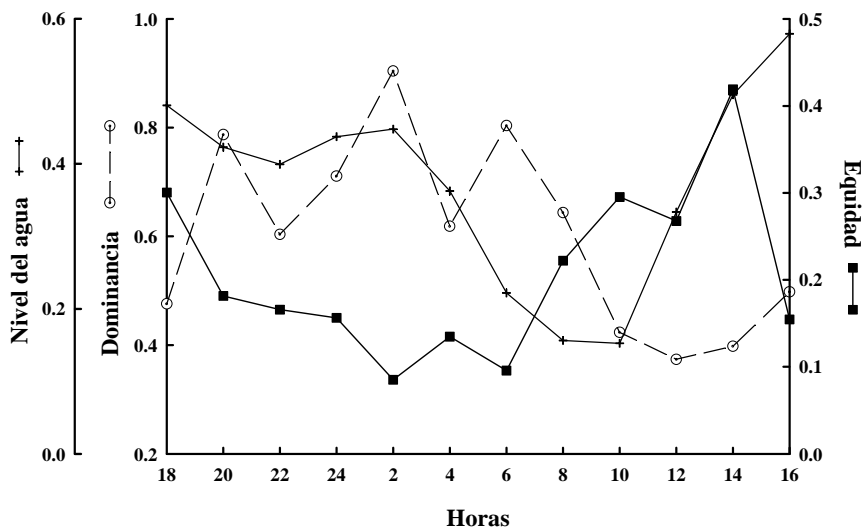


Figura 19. Variabilidad nictémera de la equidad y la dominancia de especies durante el mes de Septiembre. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Noviembre. Para este ciclo de muestreo (Figura 20) la dominancia mostró sus valores más altos en horas de penumbra y oscuridad (2000-0400), además presentó un pulso menos conspicuo al medio día. Por su parte, la equidad fue mayor durante horas luz (1000-1200 h), donde mostró sus pulsos más altos. El nivel del agua mostró dos pulsos, el primero durante la penumbra-noche (1800-0200) y otro durante el día (1200-1600 h), coincidiendo con la equidad sólo en su primer pulso.

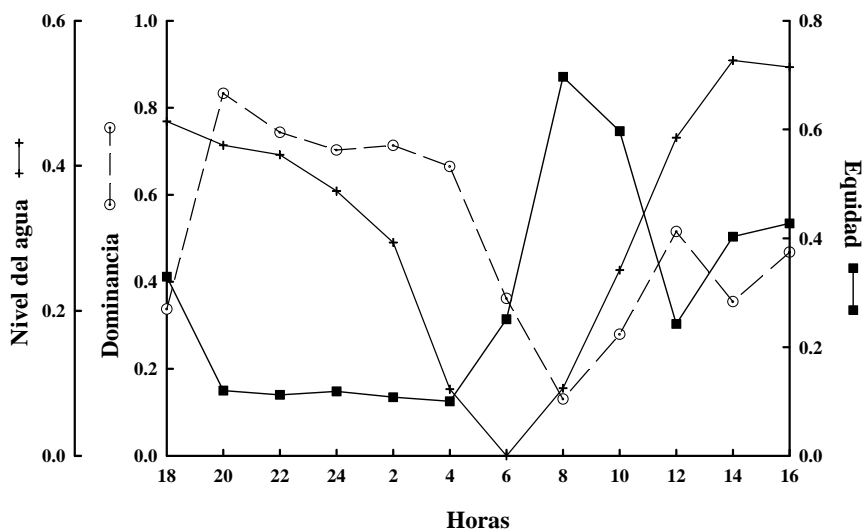


Figura 20. Variabilidad nictímera de la equidad y la dominancia de especies durante el mes de Noviembre. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Enero. Para la dominancia de especies durante este mes (Figura 21), los valores más importantes se presentaron durante la penumbra y la noche (1800-0400 h).

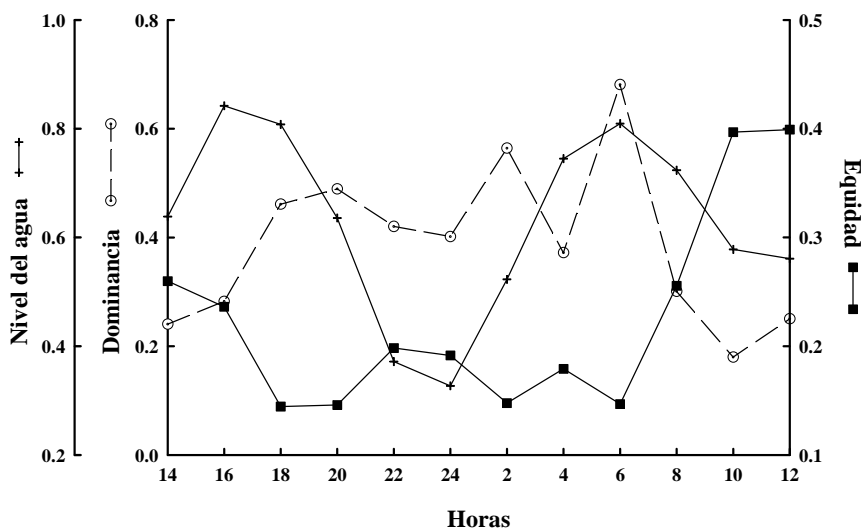


Figura 21. Variabilidad nictímera de la equidad y la dominancia de especies durante el mes de Enero. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Mientras que la equidad de especies de manera inversa a la dominancia, presentó sus pulsos más altos durante las horas luz (1400-1600 y 0800-1200 h).

Marzo. Durante este ciclo nictímero los parámetros equidad y dominancia de especies (Figura 22), se distinguió que la dominancia presentó pulsos importantes durante el amanecer (0800 h) y el medio día (1200 h). Por otro lado, la equidad fue mayor durante la noche, donde presenta pulsos importantes (2200-0200 h), además presenta pulsos durante el día (1000 h) y la penumbra (1800-2000 h).

Para el nivel del agua mostró un variación inversa a la dominancia durante la noche y penumbra (2000-0400 h), y durante la penumbra y el día (0600-1000 h), mientras con la equidad no mostró una evidente relación.

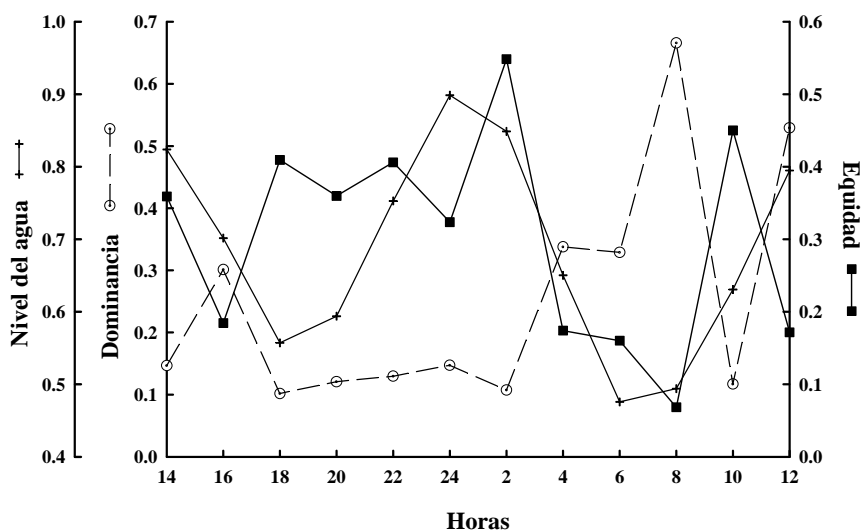


Figura 22. Variabilidad nictímera de la equidad y la dominancia de especies durante el mes de Marzo. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Mayo. En el presente ciclo de muestreo la dominancia mostró valores bajos y altos durante el día, la noche y la penumbra (Figura 23), siendo los más conspicuos los de las 1600-1800, 0600

y 1000-1200 h. Por su parte, la equidad mostró pulsos importantes durante la noche (2000, 2400 y 0400 h) y el día (1400 y 0800-1000 h).

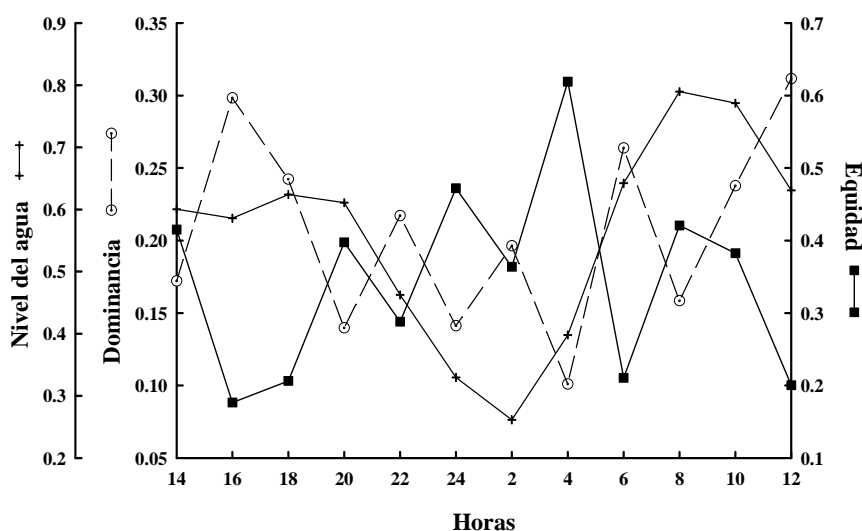


Figura 23. Variabilidad nictémera de la equidad y la dominancia de especies durante el mes de Mayo. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Durante el mes de mayo en el nivel del agua -efecto de marea- se observaron dos pulsos importantes, ambos durante el día y la penumbra (1400-2000 h y 0600-1200 h) los cuales coinciden con la equidad. La dominancia parece no presentar una manifiesta correspondencia entre esta y el nivel del agua.

Julio. La dominancia de especies en este mes (Figura 24), exhibió un pulso a las 1800 h (penumbra) y otro más entre las 1000 y las 1200 h (día). Para la equidad se distinguieron dos pulsos, el primero a las 1600 h y el segundo y más importante de las 2000 a las 2400 h, posteriormente los valores de este parámetro se vuelven más constantes. El nivel del agua parece comportarse de manera similar con la equidad durante el día y el anochecer (1600-

2000) y de manera inversa durante la noche y el día (2400-1200), mientras que con la dominancia presentó una oscilación inversa de las 1600-2000 h y de las 2000-0800 h.

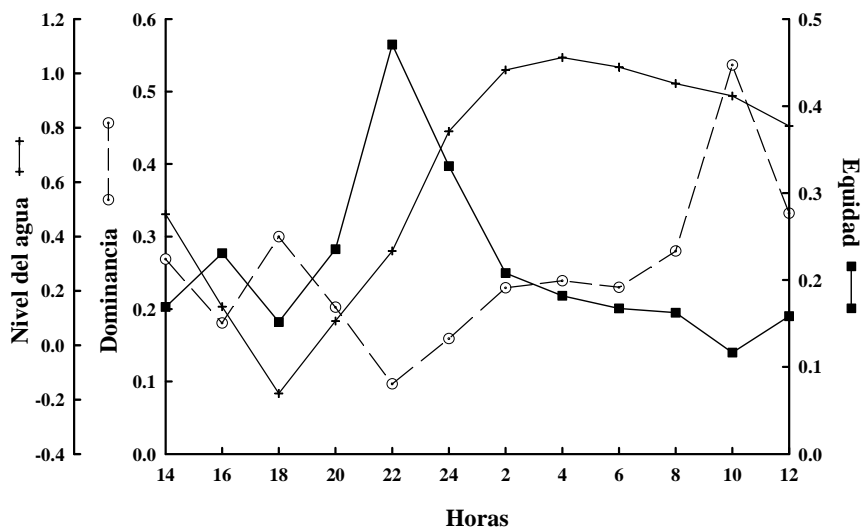


Figura 24. Variabilidad nictémera de la equidad y la dominancia de especies durante el mes de Julio. También se señala, la variación en el nivel del agua (efecto de marea).

Análisis estadístico de la abundancia y de los parámetros de la comunidad

Cuatro de los seis meses muestreados septiembre, marzo, mayo y julio, tendieron a presentar un mayor número de peces recolectados durante la penumbra, siendo en éste período donde exhibieron sus promedios mas altos, mientras que sólo noviembre y enero presentaron sus promedios más grandes durante la noche y el día respectivamente (Tabla 6).

La comparación del número de individuos capturados entre los tres lapsos analizados, generalmente resultó no significativa ($P > 0.05$), siendo sólo el ciclo de noviembre el que presentó diferencias entre el día, la noche y la penumbra ($P < 0.05$).

La abundancia en peso a diferencia de la de número, los ciclos de muestreo de noviembre, enero y julio presentaron sus promedios más altos durante la noche, mientras que septiembre y

marzo los mostraron durante la penumbra y sólo el mes de mayo presentó su peso promedio mayor durante el día (Tabla 7).

Tabla 6. Análisis estadístico aplicado al número de individuos capturados, entre el día, la noche y la penumbra, para los seis ciclos de muestreo. Además, de incluir los promedios, grados de libertad (G.L.), el estadístico utilizado y la significancia.

	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIGNIFICANCIA
SEPTIEMBRE	324.25	376.75	230.75	2/9	F= 0.752	P= 0.499
NOVIEMBRE	192.50	124.50	39.75	2/9	F= 10.474	P= 0.004
ENERO	243.25	304.50	404.00	2	H= 0.462	P= 0.794
MARZO	227.00	575.25	224.25	2/9	F= 2.831	P= 0.111
MAYO	109.50	151.50	109.50	2/9	F= 0.401	P= 0.681
JULIO	151.00	278.25	210.00	2/9	F= 2.106	P= 0.178

No obstante lo anterior el análisis entre el día, la noche y la penumbra no mostró diferencias en la mayoría de los meses muestreados (Tabla 7), resultando ser significativas sólo para el ciclo de muestreo de marzo ($P < 0.05$).

Tabla 7. Análisis estadístico aplicado al peso de los peces capturados, entre el día, la noche y la penumbra, para los seis ciclos de muestreo. Además, de incluir los promedios, grados de libertad (G.L.), el estadístico utilizado y la significancia.

	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIGNIFICANCIA
SEPTIEMBRE	401.00	615.66	384.06	2/9	F= 1.246	P= 0.333
NOVIEMBRE	376.87	299.93	171.42	2/9	F= 1.407	P= 0.294
ENERO	1,159.44	1,082.53	582.186	2/9	F= 1.96	P= 0.196
MARZO	775.96	970.71	367.43	2/9	F= 4.793	P= 0.038
MAYO	301.55	483.06	606.86	2/9	F= 0.302	P= 0.747
JULIO	1,695.30	1,275.50	766.19	2/9	F= 1.927	P= 0.201

La riqueza de especies presentó sus promedios más altos durante la penumbra (septiembre y noviembre) y noche (marzo, mayo y julio), mientras que sólo durante enero su promedio fue mayor durante el día (Tabla 8). Sin embargo, las diferencias entre los promedios entre el día,

la noche y la penumbra, sólo se presentó diferencias significativas para el mes de noviembre ($P < 0.001$).

Tabla 8. Análisis estadístico aplicado a la riqueza de especies, entre el día, la noche y la penumbra, para los seis ciclos de muestreo. Además, de incluir los promedios, grados de libertad (G.L.), el estadístico utilizado y la significancia.

	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIGNIFICANCIA
SEPTIEMBRE	11.0	8.5	9.3	2/9	F= 0.929	P= 0.430
NOVIEMBRE	13.0	10.3	6.5	2/9	F=27.873	P<0.001
ENERO	13.0	13.0	13.8	2/9	F= 0.166	P= 0.850
MARZO	18.5	22.0	16.8	2/9	F= 3.688	P= 0.068
MAYO	15.3	17.8	15.0	2/9	F= 1.682	P= 0.240
JULIO	21.3	22.8	20.3	2/9	F= 0.946	P= 0.424

La diversidad de especies a diferencia de la riqueza mostró valores altos durante la penumbra en noviembre, mientras que para los meses marzo, mayo y julio los presentó durante la noche (Tabla 9). El análisis entre los tres períodos no mostró diferencias significativas en cuatro de los ciclos nictímeros (noviembre, marzo, mayo y julio), excepto para los meses de septiembre y enero ($P < 0.05$), es importante mencionar que ambos ciclos coinciden al mostrar sus promedios más altos durante el día.

Tabla 9. Análisis estadístico aplicado a la diversidad de especies, entre el día, la noche y la penumbra, para los seis ciclos de muestreo. Además, de incluir los promedios, grados de libertad (G.L.), el estadístico utilizado y la significancia.

	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIGNIFICANCIA
SEPTIEMBRE	0.632	0.638	1.131	2/9	F= 8.091	P= 0.010
NOVIEMBRE	0.765	1.309	1.230	2/9	F= 2.066	P= 0.183
ENERO	1.267	1.161	1.715	2/9	F= 6.023	P= 0.022
MARZO	2.139	1.853	1.872	2/9	F= 0.293	P= 0.753
MAYO	2.129	2.097	1.880	2/9	F= 2.045	P= 0.185
JULIO	2.148	1.855	1,735	2/9	F= 2.005	P= 0.191

Por su parte la equidad de especies, presentó una tendencia similar a la de la diversidad. (Tabla 10). Debido a que presentó promedios altos durante el día en los meses de septiembre y noviembre y promedios altos durante la noche en los meses de marzo mayo y julio. El análisis entre el día la noche y la penumbra, sólo presentó diferencias significativas para el mes de enero ($P < 0.05$).

Tabla 10. Análisis estadístico aplicado a la equidad de especies, entre el día, la noche y la penumbra, para los seis ciclos de muestreo. Además, de incluir los promedios, grados de libertad (G.L.), el estadístico utilizado y la significancia.

	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIGNIFICANCIA
SEPTIEMBRE	0.135	0.200	0.284	2/9	F= 3.278	P= 0.085
NOVIEMBRE	0.110	0.349	0.418	2/9	F= 3.817	P= 0.063
ENERO	0.179	0.173	0.323	2/9	F= 8.326	P= 0.009
MARZO	0.363	0.249	0.291	2/9	F= 0.574	P= 0.583
MAYO	0.436	0.309	0.294	2/9	F= 1.485	P= 0.277
JULIO	0.298	0.179	0.169	2/9	F= 3.152	P=0.092

La variación de la dominancia de especies no mostró un patrón conspicuo (Tabla 11), al presentar valores altos durante la noche (septiembre, noviembre), la penumbra (enero, marzo) y la noche (mayo, julio). El análisis no presentó diferencias significativas para la mayoría de los meses muestreados, presentándose estas sólo para el mes de septiembre y enero ($P < 0.05$).

Tabla 11. Análisis estadístico aplicado a la dominancia de especies, entre el día, la noche y la penumbra, para los seis ciclos de muestreo. Además, de incluir los promedios, grados de libertad (G.L.), el estadístico utilizado y la significancia.

	NOCHE	PENUMBRA	DÍA	G.L.	ESTADÍSTICO	SIGNIFICANCIA
SEPTIEMBRE	0.709	0.678	0.423	2/9	F= 6.519	P= 0.018
NOVIEMBRE	0.706	0.416	0.404	2/9	F= 3.488	P= 0.076
ENERO	0.439	0.483	0.238	2/9	F= 6.125	P= 0.021
MARZO	0.180	0.304	0.273	2/9	F= 0.432	P= 0.662
MAYO	0.164	0.201	0.255	2/9	F= 2.369	P= 0.149
JULIO	0.181	0.253	0.330	2/9	F= 2.259	P= 0.160

De los factores ambientales (marea, salinidad, oxígeno disuelto, salinidad), no mostraron una asociación directa ni con la abundancia (número y peso) o con alguno de los parámetros ambientales (riqueza, diversidad, equidad y dominancia). Debido a que las correlaciones aplicadas entre las variables bióticas y abióticas resultaron no significativas ($P > 0.005$), para los seis ciclos de muestreo.

Análisis nictímero de la composición de especies

En el Análisis de Conglomerados (AC), aplicado a la composición de especies para determinar si se presenta algún grado de agrupamiento, con respecto a los tres lapsos de análisis. Para el mes de septiembre (Figura 25), se conforman tres grupos, en el primero se ubican los peces colectados a las 1600, en el segundo grupo se congregaron horas de la noche y penumbra (1800-0600 h), y en el tercero se encuentran asociados muestreos que pertenecen al día (0800-1400). Las especies dominantes en este ciclo nictímero fueron: *Anchoa mitchilli*, de la cual fue mayor el número de individuos colectados durante la noche (1,117) y la penumbra (1,150) en comparación con el día (529). La segunda especie es *Membras martinica* la cual fue más abundante durante la penumbra y el día, siendo colectados en ambos intervalos de tiempo el mismo número individuos (289), mientras que por la noche sólo se capturaron 132 ejemplares. Así las dos especies en suma constituyeron el 94.08% de peces colectados durante el mes de septiembre y el 49.3% en peso.

El dendrograma obtenido durante el mes de noviembre (Figura 25), el grupo de las 0800 h, se separa de los dos grupos principales, en el segundo grupo se aprecia que se congregan muestreos diurnos en un grupo (1000-1600 h), mientras que en el último grupo se aglomeraron todas las horas de la noche y penumbra (1800-0600 h). Las especies dominantes de manera similar a septiembre estuvieron representadas por *A. mitchilli*, siendo su abundancia mayor en

horas de oscuridad (647) y la penumbra (289), mientras que durante el día sólo se colectaron 99 ejemplares.

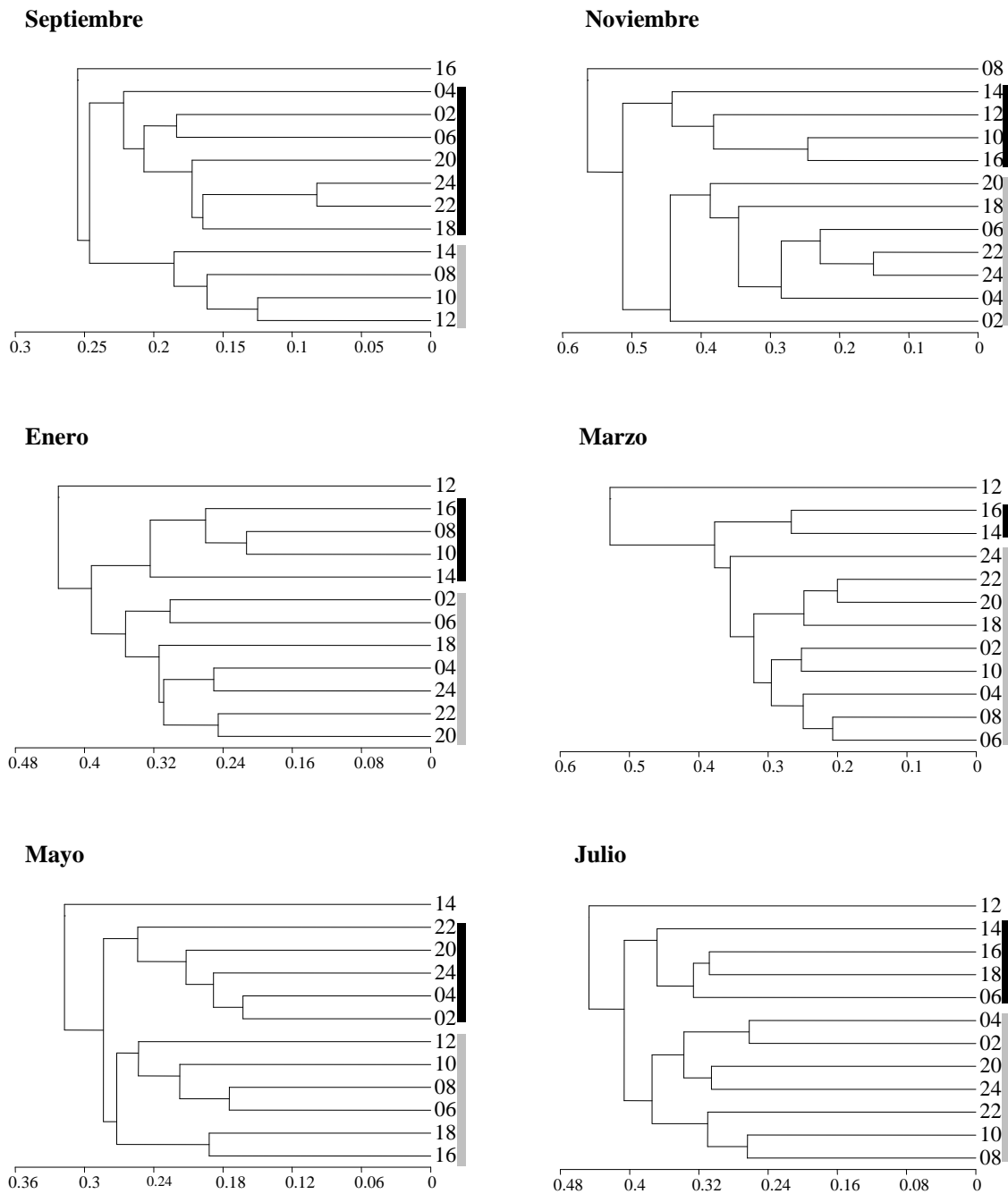


Figura 25. Dendrogramas producidos por Análisis de Conglomerados aplicado a la composición de especies de cada uno de los ciclos de muestreo.

Otra especie dominante fue *M. martinica*, la abundancia que presentó fue mayor durante el amanecer y anochecer (104 organismos), comparada con la observada por la noche (25) y el día (2). Ambas especies en conjunto, contribuyeron con el 81.71% y 26.02% de la abundancia en número y peso respectivamente, durante este ciclo nictímero.

Durante el mes de enero (Figura 25), se observan tres grupos, en el primero se agrupan los peces colectados al medio día (1200 h). En el segundo grupo se relacionan colectas pertenecen al día (0800-1600), mientras que en el último grupo se congregaron todos los muestreos realizados durante la noche y la penumbra (1800-0600 h). Para este mes una las especie dominante fue *A. mitchilli* que representó el 46.65 % de la abundancia total, siendo más abundante durante la penumbra (781) y la noche (621), comparado con lo obtenido durante el día (374 individuos). La segunda especie dominante resultó ser el mugilido *M. curema*, esta resultó ser más abundante durante el día (581 ejemplares) comparando la noche (73) y la penumbra (45), especies que contribuyen con el 18.36 %. De este modo, ambas especies en su conjunto contribuyeron con el 65% de la abundancia en número y con el 41.02% en peso.

Para el mes de marzo el dendrograma obtenido (Figura 25), presentó separación de las 1200 h (día) de los otros dos grandes grupos. En el segundo grupo se aglomeraron sólo dos muestreos que pertenecen al día (1400-1600 h), mientras que para el último grupo se asociaron horas de la noche y penumbra (1800-1000 h). Durante este ciclo nictímero dos especies pertenecientes a la familia Engraulidae resultaron ser las dominantes. La primera fue *A. mitchilli*, especie que fue mas abundante durante la penumbra (1,300 individuos), en comparación con el número de ejemplares capturados durante la noche (261) y el día (185). La segunda, *A. hepsetus* fue más abundante en el día (246) y la penumbra (187), mientras que durante la noche se colectaron

sólo 23 individuos pertenecientes a esta especie. En conjunto estas especies, contribuyeron con el 53.63 % de la abundancia en número y con el 19.85 % en peso.

Durante el ciclo nictímero de mayo (Figura 25) las 14 horas se separan del resto del grupo y se observan otros dos grupos, en el segundo conjunto se asocian las colectas nocturnas (2000 y 0400 h), mientras que el tercer grupo se compone de muestreos realizados en el día y la penumbra (1600-18000 y 600-1200 h). Para el mes de mayo las especies dominantes resultaron ser, a diferencia de los otros ciclos nictímeros, *Mendia beryllina* la cual fue más abundante durante el día (132) y la penumbra (246), siendo colectados durante la noche sólo 58 individuos y *A. mitchilli*, que fue capturada en mayor número durante la noche (141) en comparación con el día (22) y la penumbra (31). Ambas especies en su conjunto representan el 42.51 % de la abundancia en número y con el 11.17 % en peso, durante este ciclo nictímero.

Para el mes de julio (Figura 25) el dendrograma producido por el Análisis de Conglomerados, muestra tres grupos, el primero constituido únicamente por el muestreo de las 12 00 h, el segundo grupo incluye muestreos de la penumbra y día (0600 y 1400-1800 h) y el último grupo aglomera horas de la noche y penumbra (2000-1000 h). La especie *A. mitchilli* fue de nuevo la especie dominante, siendo más abundante durante el día (350) y la penumbra (382), mientras que durante la noche se colectó, un menor número de ejemplares de esta especie (150). La segunda especie dominante resultó ser *Bairdiella chrysoura*, la cual fue más abundante durante las horas de penumbra (251) y el día (147), mientras que durante la noche se colectaron sólo 87 individuos. Estas dos especies contribuyen con el 53.73 % de la abundancia en número y con el 17.34 % en peso.

El Análisis de Discriminantes (AD) para cada uno de los ciclos nictímeros (Tabla 12), considerando las abundancias de las especies colectadas en cada uno de los ciclos nictímeros

como variables discriminatorias y como variable clasificatoria día, noche y penumbra (Matriz B). Para los meses de septiembre, enero y marzo los AD resultaron no significativos con $P_s > 0.05$, lo que indica que no existe una evidente diferencia en la composición de especies que se presentan durante el día, la noche y la penumbra. A diferencia de los ciclos nictímeros anteriores, noviembre, mayo y julio sí mostraron diferencias significativas ($P_s < 0.05$), al menos en una función discriminante entre los tres períodos de tiempo analizados, siendo los porcentajes de varianza explicada superiores al 95%. De este modo la composición de especies en cada uno de los períodos resultó ser diferente.

Tabla 12. Resultados del Análisis de Discriminantes aplicado a las abundancias de las especies colectadas en cada uno de los meses muestreados, se incluye la varianza acumulada y la significancia de cada función.

MES	FUNCION	λ	X^2	VARIANZA ACUMULADA	G.L.	SIG.
Septiembre	1	0.0125	21.91	66	18	P= 0.2360
	2	0.1500	9.49	100	8	P= 0.3030
Noviembre	1	0.0004	38.65	98.83	18	P= 0.0032
	2	0.1751	8.71	100	8	P= 0.3671
Enero	1	0.0436	15.66	84.85	18	P= 0.6164
	2	0.4041	4.53	100	8	P= 0.8064
Marzo	1	0.0485	15.13	74.10	18	P= 0.6530
	2	0.3301	5.54	100	8	P= 0.6985
Mayo	1	0.0001	49.34	95.55	18	P= 0.0001
	2	0.0328	17.08	100	8	P= 0.0293
Julio	1	0.0017	31.79	98.09	18	P= 0.0233
	2	0.2582	6.77	100	8	P= 0.5616

Análisis mensual

Abundancia en número y peso

Los promedios del número de individuos colectados en los seis ciclos mensuales, variaron ampliamente de un mes a otro (Figura 26), el promedio de peces recolectados fue menor durante noviembre ($\bar{X}_{Nov} = 118.92$), mientras que por el contrario en marzo se presentó el

valor más alto ($\bar{X}_{Mar} = 342.17$). Por su parte, la abundancia en peso también fue menor durante noviembre ($\bar{X}_{Nov} = 282.74$) y el mes que mostró el promedio más alto fue julio ($\bar{X}_{Jul} = 1245.66$). De este modo, durante los meses de septiembre (época de lluvias), enero y marzo (época seca) en conjunto predominan individuos relativamente pequeños, mientras que en julio predominan individuos grandes. La abundancia junto con la precipitación, coincidió al presentar un pulso importante durante septiembre y julio (época de lluvias), y mostrar niveles bajos durante noviembre y mayo (época seca) (Figura 26). No obstante, lo anterior la precipitación no mostró una correlación significativa ($P > 0.05$), ni con la abundancia en número ni el peso.

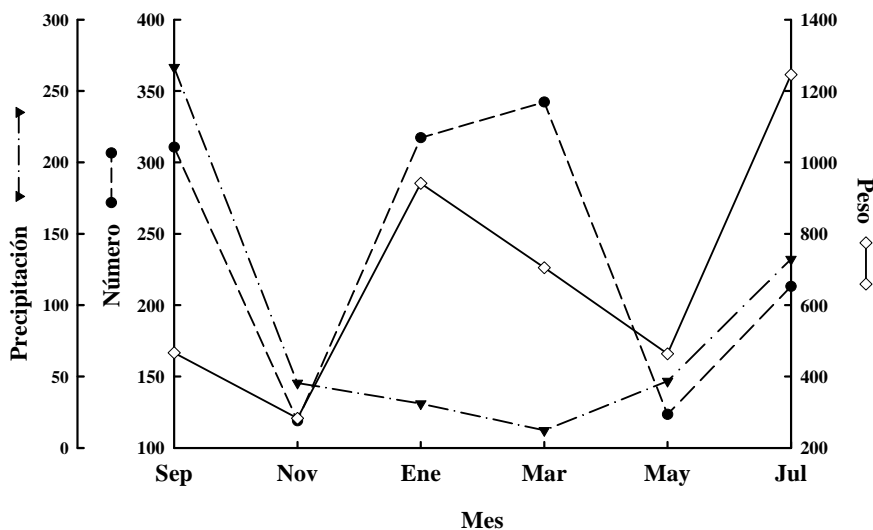


Figura 26. Variación mensual del número y peso durante el ciclo anual completo, además de incluir la variación de la precipitación.

El análisis que considero la variación de la abundancia en número y peso, entre los seis ciclos de muestreo resultaron significativos, tanto para la abundancia en número como en peso (Tabla 13).

Tabla 13. Análisis estadístico considerando la abundancia en número y peso, además de los parámetros de la comunidad, entre los seis meses de muestreo. Además, se señalan los promedios mensuales, grados de libertad (G.L.), estadístico aplicado y su significancia.

	SEPTIEMBRE	NOVIEMBRE	ENERO	MARZO	MAYO	JULIO	G.L.	ESTADISTICO	SIG.
	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}			
NÚMERO	310.583	118.917	317.250	342.167	123.500	213.083	5/66	F= 7.695	P<0.001
PESO	466.905	282.743	941.384	704.703	463.821	1245.664	5/66	F= 9.724	P<0.001
RIQUEZA	9.583	9.917	13.250	19.083	16.000	21.417	5/66	F= 38.139	P<0.001
DIVERSIDAD	0.800	1.102	1.381	1.954	2.035	1.912	5	H= 43.891	P<0.001
DOMINANCIA	0.603	0.509	0.387	0.253	0.207	0.254	5	H= 34.949	P<0.001
EQUIDAD	0.206	0.292	0.225	0.301	0.346	0.215	5	H= 9.939	P=0.077

Diversidad y riqueza

Se determinó que los promedios de la riqueza de especies fueron más grandes durante marzo-julio (Figura 27), presentándose pulsos máximos en marzo y julio, mientras que el mes de septiembre se distinguió por el menor número de especies en promedio. La diversidad por su parte también fue mayor durante el período de marzo-julio, cuando los promedios fueron similares, mientras que la menor diversidad se observó en el mes de septiembre (Tabla 13). La precipitación presenta una tendencia aparentemente inversa a los dos parámetros, es decir, conforme este elemento disminuye, la diversidad y la riqueza de especies tienden a acrecentarse (Figura 27). Sin embargo, no se determinó algún grado de asociación entre la diversidad y la riqueza con la precipitación ($P > 0.05$).

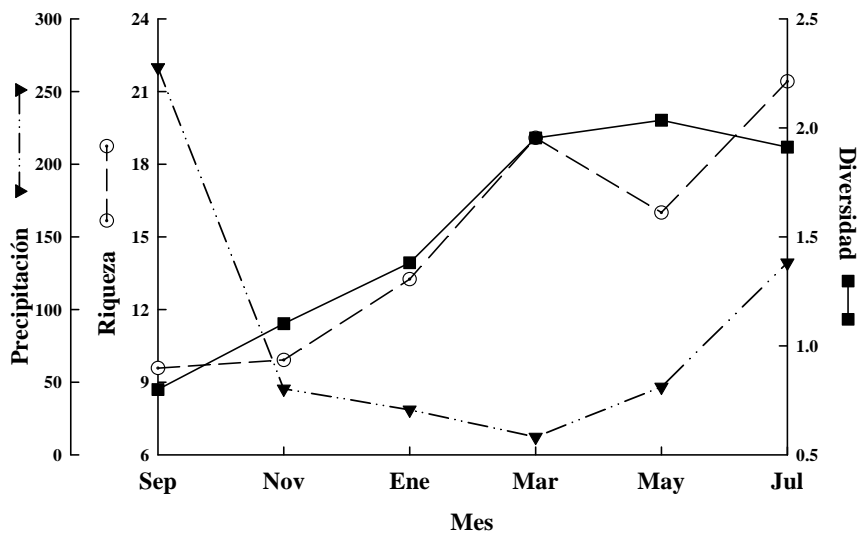


Figura 27. Variación anual de los promedios mensuales de los parámetros de la comunidad riqueza y diversidad durante el ciclo completo de muestreo.

La variación de la riqueza y la diversidad de especies entre los seis ciclos de muestreo (Tabla 13), resultaron significativos para ambos parámetros ecológicos ($P < 0.001$), determinándose que existen diferencias entre meses.

Equidad y Dominancia

La dominancia durante el ciclo anual (Figura 28), presenta una tendencia casi lineal que va en decremento a partir del mes de septiembre ($\bar{x}_{Sep} = 0.603$), hasta el de mayo cuando alcanza su valor más bajo ($\bar{x}_{May} = 0.207$), mientras que para el mes julio se observa un ligero aumento en este parámetro ($\bar{x}_{Jul} = 0.509$). La variación de la dominancia entre los meses muestreados resultó significativa con una $P < 0.001$ (Tabla 13). La equidad por su parte, presentó dos pulsos importantes, el primero en noviembre ($\bar{x}_{Nov} = 0.292$) y el segundo en marzo-mayo ($\bar{x}_{Mar} = 0.306$, $\bar{x}_{May} = 0.346$), aunque sin mostrar diferencias significativas entre meses (Tabla 13).

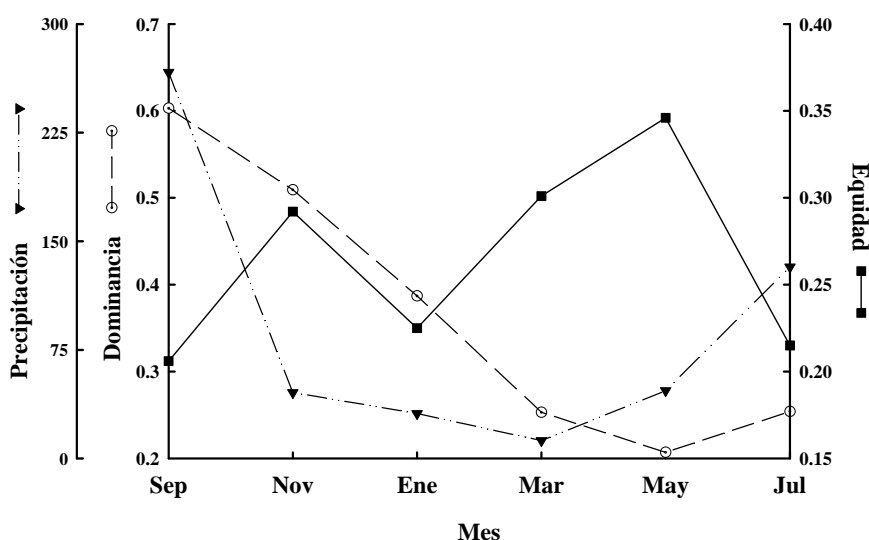


Figura 28. Variación anual de los promedios de los parámetros de la comunidad equidad y dominancia durante el ciclo total de muestreo.

La precipitación parece no presentar un patrón consistente, que pueda relacionarse de manera directa con la dominancia o la equidad de especies, debido a que la correlación aplicada entre las variables resultó no significativo ($P > 0.05$).

Análisis Estacional

La abundancia en número y peso durante el ciclo completo de muestreo (Figura 25), presentaron una tendencia similar, al exhibir dos pulsos importantes. Uno en la época seca, en enero (número: $\bar{x}_{Ene} = 317.25$ y peso: $\bar{x}_{Ene} = 941.38$) y marzo ($\bar{x}_{Mar} = 342.17$; $\bar{x}_{Mar} = 704.70$, respectivamente), y otro en la época lluviosa (julio-septiembre), siendo el número promedio más grande durante septiembre ($\bar{x}_{Sep} = 310.58$) y el peso promedio en julio ($\bar{x}_{Jul} = 1,245.66$). No obstante, que el análisis entre épocas resultó no significativo ($P > 0.05$) para ambos parámetros (Tabla 14).

Tabla 14. Resultados del análisis de varianza entre épocas climáticas, aplicado a la abundancia en número y peso, además de a los parámetros de la comunidad. También se señalan promedios, prueba estadística y su significancia.

	EPOCA		G.L	ESTADISTICO	SIGNIFICANCIA
	LLUVIOSA	SECA			
N	24	48			
NÚMERO	261.833	225.458	1/70	F = 3.146	P=0.080
PESO	856.285	598.162	1/70	F = 4.124	P=0.055
RIQUEZA	15.500	14.563	1	H= 0.295	P=0.587
DIVERSIDAD	1.356	1.618	1	H= 2.837	P=0.092
EQUIDAD	0.211	0.291	1/70	F=4.572	P= 0.036
DOMINANCIA	0.429	0.339	1	H= 2.601	P= 0.107

A escala estacional la riqueza presentó su promedio más importante durante la época de lluvias, a diferencia de la diversidad que lo mostró durante la época seca. No obstante, el análisis entre épocas climáticas no presentó diferencias significativas (Tabla 14).

Por su parte, la equidad de especies en promedio resultó mayor durante la época lluviosa, mientras que de manera in versa, la dominancia obtuvo un promedio más alto durante la época de lluvias. El análisis entre las dos épocas, resultó significativo para la dominancia, mientras que el de la equidad no mostró diferencias (Tabla 14).

Análisis estacional de la composición de especies

Para evaluar de las posibles asociaciones estacionales en la composición de especies de peces se aplicó un Análisis de Conglomerados (Figura 29) considerando los seis ciclos nictímeros (Matriz B). En esta figura se aprecian cuatro grupos, en el primero se congregaron todos los muestreos realizados durante el ciclo nictímero de mayo (16.66% del total de muestreos). En el segundo grupo se encuentran asociadas todas las colectas realizadas durante el mes de noviembre (11 colectas), estos muestreos en conjunto representan el 15.28% del total de colectas, en el tercer grupo se agruparon los muestreos realizados durante los meses de marzo y enero, los cuales conforman el 33.33% de los muestreos, es importante mencionar que los cuatro meses anteriores pertenecen a la época de secas. Mientras que el cuarto grupo aglomera a los 24 muestreos que pertenecen a septiembre y julio (época lluvias) y un sólo muestreo que pertenece al mes de noviembre, los cuales en su conjunto representan el 34.72% de las recolectas. El Análisis de Discriminantes aplicado a la composición de especies entre cada uno de los ciclos nictímeros (Tabla 15), presentó diferencias significativas en las primeras cuatro funciones discriminantes que en conjunto explican el 99.34% de la varianza acumulada.

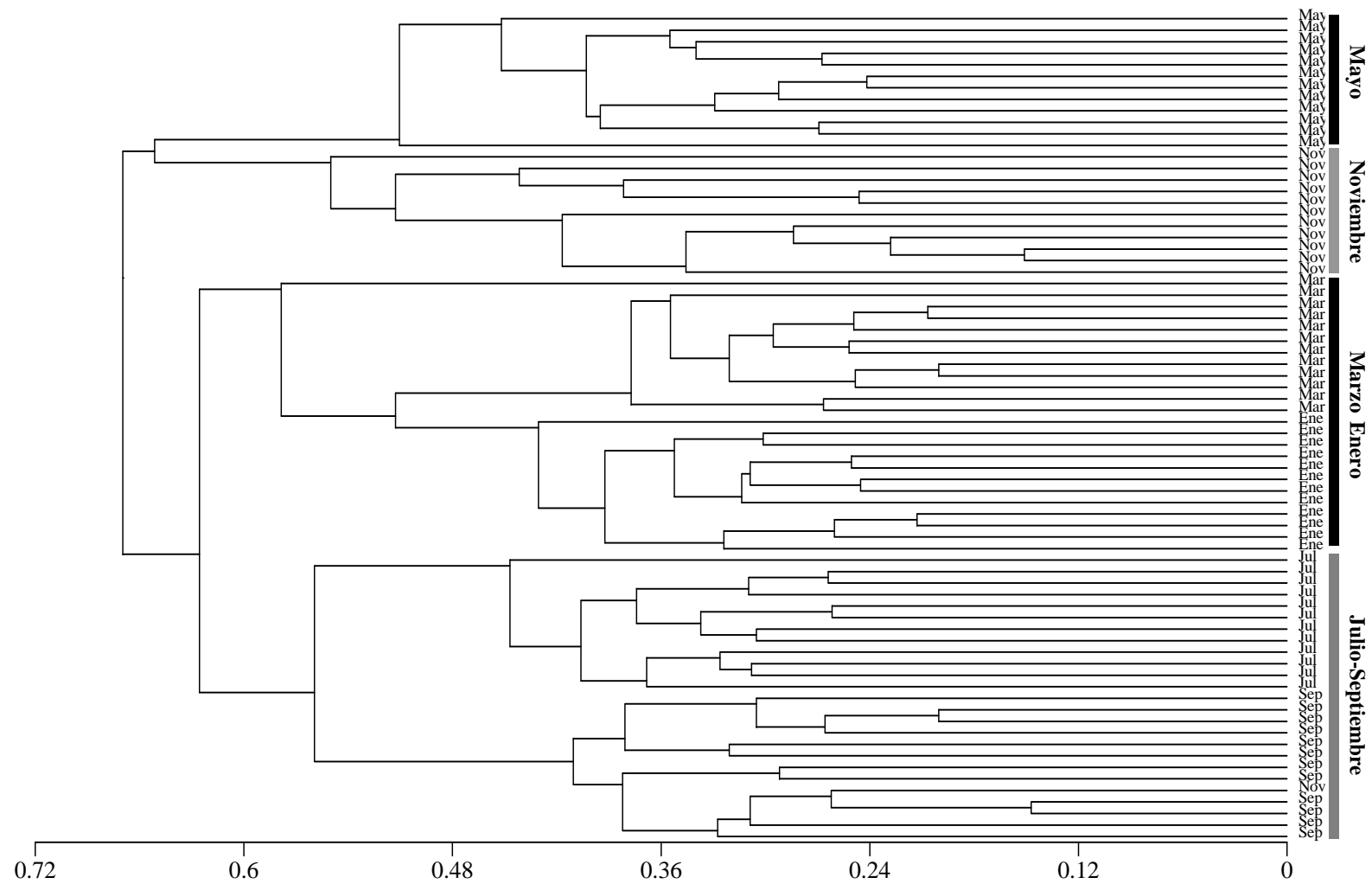


Figura 29. Análisis de Conglomerados sobre la composición de especies de peces para el ciclo total de muestreos. septiembre (Sep), noviembre (11), enero (Ene), marzo (Mar), mayo (May) y julio (Jul) y su respectiva hora de colecta.

Así se puede considerar que la composición de especies fue diferente entre los seis meses considerados.

Tabla 15. Resultados del Análisis de Discriminantes aplicado a la abundancia total de especies colectadas, durante el ciclo anual de muestreo.

FUNCION	λ	X^2	VARIANZA ACUMULADA	G.L.	SIGNIFICANCIA
1	$\lambda < 0.001$	695.46	77.36	320	P < 0.001
2	$\lambda < 0.001$	467.54	92.29	252	P < 0.001
3	$\lambda < 0.001$	296.99	97.74	186	P < 0.001
4	$\lambda = 0.010$	161.26	99.34	122	P = 0.010
5	$\lambda = 0.149$	66.68	100.00	60	P = 0.258

El AD igualmente resultó significativo (P=0.001), al comparar la composición de especies de peces entre las épocas climáticas en las que puede dividirse el ciclo anual de muestreo ($\lambda=0.048$, $X^2=109.3$, g.l.=66, P=0.001)

Las especies que presentaron una mayor influencia en la separación para la época de lluvias *D. cepedianum*, *M. martinica*, *A. lineatus*, *B. crhysoura* y *M. undulatus*, mientras que en la temporada seca estas fueron *L. xanthurus*, *G. boleosoma*, *O. chrysoptera*, *E. melanopterus* y *A. probatocephalus*.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Análisis ambiental

La marea sólo mostró diferencias significativas (P<0.05) entre el día, la noche y la penumbra, sólo en dos de los meses analizados (marzo y mayo). La variación nictímera de los factores ambientales salinidad y oxígeno disuelto (Figura 2), en general no presentaron diferencias significativas (Tabla 1), entre los tres períodos de tiempo analizados. Lo anterior concuerda con lo señalado para la laguna de Pueblo Viejo por Zárate (2003) y para otros estuarios tanto

de origen tropical como templado (Valesini, *et al.*, 1997), de esta manera la variabilidad de la salinidad y el oxígeno, fue más perceptible a escala estacional que nictímera. La temperatura, por otro lado exhibió mayor variabilidad, ya que mostró diferencias en los seis ciclos nictímeros (Tabla 2). Es importante mencionar, que las cuatro variables ambientales (Figura 2), durante el ciclo anual registraron sus promedios más altos durante el día (1400-1600 h).

A escala mensual, las variables ambientales en la laguna de Pueblo Viejo, durante el presente trabajo mostraron una tendencia estacional con variabilidades fuertemente marcadas, estando la mayoría de las condiciones ambientales influenciadas por el régimen de precipitación local (Figuras 3a y 3b), como se ha observado en otros estudios para este mismo sistema (Castillo-Rivera y Kobelkowsky, 1993; Castillo-Rivera *et al.*, 2002; Castillo-Rivera *et al.*, 2003). Así, lo descrito sobre las variables ambientales en este trabajo, es similar a lo señalado por Castillo-Rivera y Kobelkowsky (1993) y Zárate (2003), donde se determinó que el sistema exhibe una condición típicamente tropical con características mesohalinas.

Para la laguna de Pueblo Viejo durante el ciclo anual de muestreo, fueron diferenciadas claramente dos épocas climáticas, esto basándose en el Análisis de Componentes Principales (Figura 4) en el que se aprecia la evidente separación de la época lluviosa (junio a octubre) y la época seca (noviembre a mayo). La divergencia entre épocas se debió primeramente a la influencia del oxígeno disuelto y la salinidad, y esto a su vez se encuentra relacionado con la precipitación, como lo han indicado previamente Castillo-Rivera y Kobelkowsky (1993), Castillo-Rivera (1995) y Zárate (2003), a pesar de que este parámetro no fue considerado en el ACP.

Representatividad biológica de las muestras

Las graficas de las curvas *especie-área* (Figura 5) para cada uno de los seis ciclos nictímeros, presentan una tendencia asintótica en cinco de los meses muestreados (noviembre, enero, marzo, mayo y julio), sin embargo esto no fue claramente evidente durante el mes septiembre (Figura 5). El patrón observado durante este mes concuerda con lo indicado por Zárate (2003), donde también se presentó una tendencia casi lineal en el número de especies acumuladas para septiembre, lo que indica que se requeriría un mayor número de horas muestreadas, para así obtener una mejor representatividad de la riqueza de especies. Por su parte, para el ciclo anual de muestreos, se observó una tendencia asintótica en la curva (Figura 6), lo que indica que durante este estudio la riqueza de especies estuvo apropiadamente representada. Una buena representatividad de las muestras, proporciona bases más consistentes, para el planteamiento de las hipótesis en este trabajo.

Verificación de estatus taxonómico

La situación taxonómica de la mayoría de las especies colectadas no presentó variación, excepto para las que pertenecían a la familia Atherinidae (*M. martinica* y *M. beryllina*). Esto de acuerdo con Dyer (2000), es debido, a que la historia taxonómica y sistemática de los atherinidos ha presentado cambios significativos, a raíz de importantes revisiones sistemáticas filogenéticas de las subfamilias Menidiinae, Atherinopsinae y del orden Atheriniformes, por lo que la taxonomía y clasificación de los atherinidos ha cambiado notoriamente. Así, dos estudios sistemáticos con metodologías diferentes y resultados en muchos aspectos divergentes, coincidieron en que las subfamilias Menidiinae (donde se incluye a los géneros *Membras* y *Menidia*) y Atherinopsinae, tradicionalmente consideradas dentro de la familia Atherinidae, conformasen actualmente la familia Atherinopsidae (Saeed *et al.*, 1994; Dyer y Chernoff, 1996). El análisis filogenético cladista de Dyer y Chernoff (1996) propone que la familia

Atherinidae esté formada sólo por las subfamilias Atherininae, Atherinomorinae y Craterocephalinae. Por lo anterior en el presente estudio, las especies que anteriormente se incluían dentro de la familia Atherinidae, ahora se reconoce que pertenecen a la familia Atherinopsidae. Es importante mencionar que este criterio no había sido considerado en estudios anteriores para la laguna de Pueblo Viejo (Kobelkowsky, 1991; Castillo-Rivera, 1995; Castillo-Rivera y Zárate, 2001; Zárate, 2003).

Elenco taxonómico y distribución de especies

El conjunto de factores geográficos y físico-químicos (temperatura, salinidad, nutrientes), junto con las características morfológicas del estuario establecen el tipo de organismos que ocupa un determinado hábitat. De esta manera, se pueden encontrar en el presente estudio numerosas especies de carácter tropical, subtropical y templado-cálido, unas procedentes la Región Tropical del Atlántico (Provincia Caribeña) o de la Región del Atlántico Templado Cálido (Provincia Carolina). Estos factores esenciales, condicionaron también, en gran medida la naturaleza de las especies, que se concentraron en esta laguna costera, siendo esto observado también para otros estuarios que presentan una situación biogeográfica similar (Gilmore, 1995; Tremain y Adams, 1995; Kupschus y Tremain, 2001; Harrison y Whitfield, 2004). Debido a lo anterior, dentro de la comunidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, encontramos que las familias mejor representadas (Tabla 4), son componentes de origen típicamente tropical, como Ariidae, Gerreidae y Gobiidae, mientras que familias de procedencia cálido-templada son Sciaenidae y Clupeidae (Stoner, 1986; Moyle y Cech, 2000). Así, para este estudio el origen de las especies que convergen en la laguna de Pueblo Viejo, se determinó que 42 especies son de clima subtropical, 21 tropicales y sólo una especie de clima

templado (Apéndice 1), con lo que podemos definir que las especies dentro de este sistema son principalmente de origen subtropical y tropical.

En el área dominada por *Ruppia maritima* en la laguna Pueblo Viejo, la comunidad de peces se integró de 13 órdenes, en los que se encuentran 28 familias de las que se determinaron 50 géneros y 67 especies (Tabla 4). Así, considerando trabajos previos para este sistema como son los de Kobelkowsky (1991); Castillo-Rivera *et al.* (1997); Castillo-Rivera *et al.* (2002), Zárate (2003) y este estudio, el número de especies para la laguna de Pueblo Viejo podría ascender hasta 90.

Para el total de especies colectadas durante el ciclo anual de muestreo, sólo una perteneció a elasmobranquios (Tabla 3). La ausencia en general de condrictios en sistemas estuarinos, es una tendencia que se ha observado en estuarios tropicales (Reséndez-Medina y Kobelkowsky, 1991), subtropicales (Kupschus y Tremain, 2001; Jenkins y Wheatley, 1998) y templados (Duffy y Baltz, 1998; Letourneur *et al.*, 2001; Pierce y Mahmoudi, 2001). Este comportamiento puede verse relacionado con el origen marino de la gran mayoría de los condrictios, siendo este carácter estenohalino, probablemente el principal factor que restringe su distribución hacia los ambientes estuarinos. Sin embargo, para estuarios que se localizan en nuestro país, una familia de elasmobranquios que se presenta de manera consistente es Dasyatidae, la cual cuenta con pocos representantes marinos y que generalmente se pueden encontrar tanto en ambientes estuarinos como dulceacuícolas (Nelson, 1994). De esta familia, *Dasyatis sabina* es la especie más común capturada en estuarios distribuidos en costas del Golfo de México, así por su naturaleza eurihalina, se ha determinado su presencia en sistemas con salinidades que variaron desde 12.6‰ hasta 113‰ (Reséndez-Medina y Kobelkowsky, 1991, Hoese y Moore, 1998). Para el caso particular de la laguna de Pueblo Viejo, el único

elasmobranquio registrado, fue un ejemplar de la especie *D. sabina*, el cual se colectó durante el ciclo de muestreo de marzo (temporada seca).

Un aspecto importante que define la ictiofauna que converge en la laguna de Pueblo Viejo, es debido a su posición geográfica, por lo que se presenta un fenómeno de ecotono debido a la variación zoogeográfica de las especies que utilizan este sistema estuarino, ya sea bien como áreas de alimentación, crianza o como residencia permanente durante todo su ciclo de vida (Apéndice 2). Asimismo, esta laguna costera se considera como el límite más meridional de las especies de origen templado y a su vez la zona limítrofe más septentrional de especies con distribución tropical.

De las 67 especies determinadas, *Syngnathus pelagicus* no sólo se considerada nuevo registro para la laguna, sino además se amplía su área de distribución, debido a que esta especie sólo se distribuye en comunidades de Sargasos (Hoese y Moore, 1998). Este singnatido no ha sido reportado en ninguno de los trabajos previos realizados para la laguna de Pueblo Viejo, como son los de Kobelkowsky (1991), Castillo-Rivera *et al.* (1997); Castillo-Rivera, *et al.* (2002) y Zárate (2003). Cabe mencionar que esta especie también ha sido colectada en Laguna Madre, Tamaulipas (Raz-Guzmán y Huidobro, 2002), sistema que se localiza al norte del Golfo de México.

Para la especie *Porichthys porosissimus*, la cual pertenece a la familia Batrachoididae y de acuerdo con Hoese y Moore (1998), tres son las especies de esta familia que se distribuyen en el Golfo de México (*Opsanus beta*, *O. pardus* y *Porichthys plectrodon*). No obstante, de acuerdo con Gilbert (1968), dos son las especies de *Porichthys* que se distribuyen en el Atlántico, *P. plectrodon* hacia la parte norte (noroeste del Golfo de México) y *P. porosissimus* en el sur (Virginia a Brasil). Es importante mencionar, que este mismo autor señala que la

única especie que se distribuye en el Golfo de México es *P. porosissimus*. Así considerando lo anterior, la especie de *Porichthys* capturada para la laguna de Pueblo Viejo, fue registrada como *P. porosissimus*.

Análisis de general de la abundancia

Para los 72 muestreos realizados durante este estudio fueron colectados un total de 17,160 individuos con un peso 49,262.62 g. La comunidad de peces a escala global estuvo dominada principalmente por especies pertenecientes a seis familias: Engraulidae, Atherinopsidae, Mugilidae, Sciaenidae, Ariidae y Sparidae. De esta manera, las cinco especies más abundantes en número fueron: *A. mitchilli*, *M. martinica*, *M. curema*, *B. chrysoura* y *L. rhomboides*. Mientras que de acuerdo a su importancia en peso, las cinco especies que contribuyeron de manera importante en la abundancia total fueron: *M. curema*, *C. melanopus*, *A. mitchilli*, *B. chrysoura* y *M. cephalus* (Tabla 5). Así tres de estas especies fueron dominantes en número y en peso *A. mitchilli*, *M. curema* y *B. chrysoura*, patrón que también fue observado por Castillo-Rivera *et al.* (1994) y Zárate (2003). Cabe mencionar, que la dominancia por *A. mitchilli*, parece ser un patrón que se presenta de manera recurrente en sistemas estuarinos de origen subtropical (Snelson y Johnson, 1995; Tremain y Adams, 1995; Fraser, 1997) y tropical (Flores-Coto, 1988), mientras que estuarios templados cálidos del norte del Golfo de México, junto a ésta especie también resultan numéricamente importantes otras que incluyen representantes de las familias Sciaenidae, Ariidae, Atherinopsidae y Clupeidae (Sheridan, 1983; Felley, 1989; Hook, 1991). Tomando en consideración lo anterior, se puede señalar que el patrón de especies dominantes que se presentó en la laguna de Pueblo Viejo, es más del tipo de los estuarios de la provincia Carolina, que de los estuarios típicamente tropicales.

Para cinco de los ciclos nictímeros *A. mitchilli* fue la especie dominante (excepto mayo, donde fue *M. beryllina*), esta especie presentó un comportamiento nocturno-crepuscular ya que durante estos períodos fue más abundante (Tabla 5). Además, de las dos especies anteriormente mencionadas también fueron dominantes *M. martinica*, *M. curema*, *A. hepsetus* y *B. chysoura*.

La variación nictímera en la abundancia de peces, puede reflejar de manera explícita la actividad de las especies, siendo esta variabilidad resultado principalmente de los hábitos de forrajeo o como consecuencia de estrategias antidepredatorias y/o reproductivas. Así, los peces son activos sólo durante un definido intervalo de tiempo, por lo que podemos encontrar especies que presentan hábitos diurnos (horas luz), nocturnos (horas de oscuridad) o crepusculares (horas de penumbra) (Wootton, 1990). Es así que en este estudio, se observó que especies dominantes como *A. mitchilli*, *M. martinica* y *B. chysoura*, denotaron una tendencia de actividad crepuscular (penumbra), presentando su mayor abundancia durante este intervalo de tiempo (Tabla 5). Asimismo, se distinguieron especies que mostraron un patrón de actividad diurna como *M. curema*, *L. rhomboides* y *G. boleosoma*, mientras que otras como *C. melanopus* manifestaron un comportamiento característicamente nocturno. De este modo, el patrón de actividad crepuscular de las especies más abundantes (*A. mitchilli* y *M. martinica*), puede estar estrechamente relacionado con la reciprocidad entre alimentación y depredación (trade off), ya que en horas de penumbra se presenta una visibilidad limitada, lo que puede facilitar su alimentación, al no ser detectados por sus presas y que al mismo tiempo restringe su depredación por otros peces e incluso de aves. Es así, que el patrón de comportamiento crepuscular de las especies de peces en este estudio, pueden estar regidas principalmente por los hábitos alimenticios particulares de cada especie y/o por la evasión de

los depredadores, los cuales pueden presentar una actividad diurna (aves y peces) o nocturna (peces). La diferenciación en la actividad nictímera, es la probable segregación de especies que explotan recursos similares, este comportamiento se observó, entre especies de las familias Engraulidae y Sparidae. Es así que, *A. mitchilli* (Engraulidae) y *L. rhomboides* (Sparidae), fueron más abundantes durante la noche y la penumbra, mientras que *A. hepsetus* (Engraulidae) y *A. probatocephalus* (Sparidae), lo fueron durante el día y la penumbra. En consecuencia, esta diferenciación en su actividad nictímera, puede ser el resultado de procesos de competencia por explotación o interferencia entre las especies (Wootton, 1990). No obstante, el que las cuatro especies fuesen abundantes durante la penumbra (Tabla 5), puede asociarse con el inicio y finalización de su actividad.

Análisis nictímero de la abundancia en número y peso

La abundancia en número y peso observó un patrón consistente en cada uno de los ciclos nictímeros (Figuras 7 a 12), al presentar pulsos importantes durante el amanecer y anochecer (0600-0800 y 1800-2000), la variación que se observó para la abundancia en peso fue similar a la de la abundancia en número. En general, la abundancia en número fue mayor durante la penumbra y la noche, mientras que durante el día el número de individuos colectados fue casi siempre muy bajo. Esta misma tendencia ha sido señalada por Zárate (2003), en un ambiente sin vegetación sumergida en la laguna de Pueblo Viejo, y en diferentes comunidades de peces estuarinos (Stoner, 1991; Helfman, 1993; Guest *et al.*, 2003).

En sistemas estuarinos las diferencias nictímeras en la abundancia y la utilización del hábitat, pueden ser producto de la periodicidad en la actividad del forrajeo, evasión depredatoria o por la interacción entre ambas (Roblee y Zieman, 1984).

Así, la depredación de especies (generalmente de las especies dominantes), influye de manera importante en la variabilidad de la estructura de los grupos de peces, en zonas con vegetación sumergida. Por lo que cabe mencionar que estos ecosistemas, también constituyen un hábitat de forrajeo para un diverso grupo de peces depredadores (Hindell *et al.*, 2000a; 200b; Sheaves, 2001). Así en el área de estudio la presencia de la angiosperma *Ruppia maritima*, puede representar un hábitat de forrajeo para la especie *Opsanus beta*, la cual es depredadora de engraulidos, aterinidos y góbidos (Castillo-Rivera, 2001). De esta manera, mientras que las zonas con vegetación sumergida se han distinguido por proveer el hábitat para peces en estadios juveniles, nuestro estudio, sugiere que estos además de proporcionar refugio, pueden representar importantes áreas de forrajeo para peces con hábitos piscívoros. Esto se puede observar, por la preferencia de *O. beta* por el ambiente con vegetación sumergida, la cual se ve sustentada por la diferencia en el número de individuos de esta especie colectados en este estudio (95) y el de Zárate (2003), donde un número menor de individuos fue capturado (13), este último trabajo se caracterizó por la ausencia de vegetación sumergida. Además, nuestro estudio muestra que los peces depredadores, como es el caso de *O. beta*, durante el ciclo completo de muestreo fue más abundante durante la noche (51 individuos) y la penumbra (36), mientras que en el día el número de individuos colectados fue menor (8). Lo anterior, concuerda con lo observado por Hindell *et al.* (2000a; 2000b), donde encontraron que peces con hábitos piscívoros fueron más abundantes durante la noche y donde estas variaciones se relacionaron con los patrones nictímeros en la abundancia de las presas (peces de talla pequeña).

El que la abundancia fuese generalmente mayor durante la penumbra, puede reflejar un comportamiento principalmente crepuscular, para los peces en el hábitat con vegetación

sumergida en la laguna de Pueblo Viejo. De esta manera las causas de la variación en la abundancia entre el día, la noche y la penumbra de acuerdo con Guest *et al.* (2003), es atribuido a factores asociados al método de muestreo y a la biología de las distintas especies. Siendo estas diferencias en el comportamiento asociadas a dos causas principales: a) el movimiento lateral del necton, de los lechos de pastos marinos a los hábitat adyacentes (zonas sin vegetación), por lo que no es posible su captura durante las horas luz y b) la reducida actividad de algunas especies durante el día y a su movimiento vertical dentro de los lechos de pastos marinos.

Así, la realización de muestreos nictímeros, presenta la ventaja de poder apreciar la variación en la abundancia de la comunidad de peces en lapsos de tiempo relativamente cortos, además de determinar si se distingue un comportamiento preferencial de los peces, hacia alguno de los intervalos de tiempo aquí analizados. De esta manera, los muestreos de la penumbra contribuyeron con el 42.35% de la abundancia total en número, mientras que las colectas realizadas durante la noche y el día aportaron el 29.17% y 28.5% respectivamente, esto para el ciclo anual de muestreo (Tabla 5).

Una mayor actividad en horas de penumbra (anochecer-amanecer), se relaciona de manera consistente con el comportamiento de especies relativamente pequeñas y que particularmente para la laguna de Pueblo Viejo fueron *A. mitchilli* y *M. martinica*, las cuales presentaron una mayor abundancia durante la penumbra, siendo este comportamiento resultado de la evasión de depredadores y hábitos de forrajeo. Además, la carencia de significancia estadística en la abundancia entre el día, la noche y la penumbra en la mayoría de los ciclos nictímeros (Tabla 6), de acuerdo con Hobson *et al.* (1981), se debe a la finalización e inicio de actividades, entre

especies de peces con hábitos diurnos y nocturnos, produciendo así un amplio período de transición en los movimientos (sin límites discretos).

A pesar que en muchos estudios se ha distinguido una influencia de la marea sobre las poblaciones de peces (Wootton, 1990) y en particular sobre el número de especies capturadas (Layman, 2000), para la laguna de Pueblo Viejo, se pudo observar que en los diferentes ciclos de 24 horas realizados (Figura 7 a 12), valores altos de la abundancia en número y peso coincidieron tanto con niveles altos y bajos del nivel del agua, como también con sus ascensos (flujo) y descensos (reflujo). De este modo, se puede considerar que para el sistema estudiado, existe poca influencia directa de la marea sobre estas variables, aspecto que ha sido observado de manera similar en la laguna de Términos, Campeche, para ciclos de 24 horas por Yáñez-Arancibia *et al.* (1982), donde encontraron poca influencia de la marea sobre los parámetros de la comunidad.

El análisis de Durbin-Watson para la abundancia en número de cada uno de los ciclos nictímeros y para el ciclo completo, resultaron no significativos, es decir no se presentó una evidente autocorrelación serial entre los muestreos. Los valores de d determinados para cada ciclo de muestreo se encontró en el intervalo de 1.3-2.8, lo que indica de acuerdo con Durbin y Watson (1951), la ausencia de correlación entre las colectas. De esta manera la abundancia del muestreo $t+1$ es independiente del muestreo t , lo que señala que la variación en la abundancia es debida al comportamiento nictímero de las especies de peces *per se* y no a la periodicidad del muestreo.

Análisis nictímero de los parámetros de la comunidad

Tradicionalmente las comunidades ecológicas han sido vistas como una serie de especies que difieren en su distribución y abundancias relativas, o alternativamente como un ecosistema en

el que interactúan los elementos (Krebs, 1994; Begon *et al.*, 1996). En ambas aproximaciones la heterogeneidad ambiental y la estructura del hábitat tienen una influencia crucial, por lo que la constitución del hábitat ha sido generalmente relacionada con la estructura de los grupos de peces (composición de especies, riqueza y abundancia relativa) a una escala local: siendo importante la presencia o ausencia de vegetación. Para la laguna de Pueblo Viejo la variación nictímera de la riqueza de especies (Figuras 13 a 18) mostró un patrón consistente al presentar sus pulsos y promedios más importantes durante la noche (septiembre y noviembre) y la penumbra (marzo, mayo y julio), este comportamiento fue similar al establecido por Zárate (2003) y para estuarios tanto tropicales como templados (Guest *et al.*, 2003).

Con respecto a lo anterior, es importante referirnos a las especies que fueron representadas por un sólo individuo (de carácter raro) para el ciclo anual de muestreo, donde siete fueron las especies que presentaron esta situación (*D. sabina*, *O. gomesi*, *D. rhombeus*, *P. crocro*, *L. nicholsi*, *E. smaragdus* y *Gobionellus* sp.), cinco de las cuales fueron capturadas durante la noche (excepto *D. rhombeus* y *E. smaragdus*, ejemplares que fueron colectados durante la penumbra y el día, respectivamente), hecho que refleja la importancia de la realización de ciclos nictímeros que incluyan muestreos nocturnos.

Un mayor número de especies durante la noche que en el día, se ha relacionado con un aumento en la actividad nocturna de los peces y lo que consecuentemente determina una mayor capturabilidad. Además, esta tendencia en el aumento de la riqueza de especies durante la noche, se ha vinculado con un incremento en la disponibilidad de presas en las horas de oscuridad y con el ingreso de especies de peces depredadoras durante la noche (Hindell *et al.*, 2000a; 2000b; Guest *et al.*, 2003).

La diversidad de especies en cada uno de los ciclos de muestreo, no mostró un patrón definido, ya que pulsos y promedios altos se presentaron durante la noche, el día y la penumbra (Figuras 13 a 18). Este comportamiento, no mostró ninguna similitud al observado para los mismos por Zárate (2003), estudio donde se determinó que la diversidad de especies siempre fue mayor durante el día. De este modo, a pesar de la ausencia de significancia estadística para la mayoría de los ciclos nictímeros, aquellos que las presentaron (septiembre y enero), la diversidad fue mayor durante las horas luz (1000-1600 h). De este modo, la variabilidad nictímera resultante de la riqueza y diversidad de especies durante los seis ciclos de muestreo, generalmente resultó no significativa (Tablas 8 y 9). Así, para la riqueza sólo noviembre presentó diferencias ($P < 0.001$), mientras que la diversidad las mostró sólo durante septiembre y marzo ($P < 0.05$). La no significancia en la variabilidad nictímera puede ser la consecuencia de un reemplazo gradual de especies, donde la vegetación sumergida juega un papel fundamental.

Por otro lado, la dominancia de especies presentó un patrón poco consistente, siendo que tendió a presentar pulsos importantes durante la noche y/o la penumbra para los primeros tres ciclos nictímeros (septiembre, noviembre y enero), mientras que para marzo, mayo y julio sus promedios y pulsos importantes se observaron durante la penumbra y/o el día (Tabla 11). Para la equidad de manera similar a la diversidad no mostró un patrón conspicuo para los ciclos nictímeros (Figuras 19 a 24), ya que presentó valores importantes en los tres períodos de tiempo (Tabla 10), observándose diferencias significativas sólo en el mes de enero ($P = 0.009$), lo que implica, que las abundancias relativas de cada una de las especies llegaron a ser homogéneas, tanto durante la noche, como en el día y la penumbra.

Así, la equidad y la dominancia especies mostraron un comportamiento aleatorio durante el presente estudio (Tablas 10 y 11), el cual no exhibe ninguna relación con el determinado por Zárate (2003), donde este parámetro mostró un patrón consistente, y que siempre fue mayor durante las horas luz para los seis ciclos nictímeros. Esta inconsistencia en el comportamiento de la equidad y dominancia, puede estar relacionada de manera evidente con la presencia de vegetación sumergida, la cual proporciona refugio a los peces, incluso durante las horas luz, por lo que el ciclo luz-oscuridad, no tiene un impacto tan conspicuo en estos parámetros como el observado en zonas sin vegetación (Zárate, 2003).

Es importante resaltar, que la diversidad y la riqueza de especies presentan una estrecha relación, debido a que una propiedad intrínseca del índice de diversidad de Shannon-Wiener, es que sus valores aumentan si aumenta la riqueza de especies y la equidad, y disminuye si aumenta la dominancia. Por lo tanto, para la laguna de Pueblo Viejo, la equidad de especies parece ejercer mayor influencia sobre la diversidad, hecho que permitiría que la equidad jugara un papel más relevante que la riqueza de especies, en la determinación del comportamiento de la diversidad. Es así que, particularmente en algunos estuarios tropicales el incremento de la diversidad es producto de un aumento en la riqueza de especies, el cual a su vez es debido a procesos biológicos –como el ingreso de juveniles al sistema- y por respuestas tróficas –como el introducción de depredadores carnívoros durante una determinada época del año (Livingston, 1976, Hindell et al., 2000a; 2000b). Contrariamente a lo que sucede en estuarios en latitudes altas, donde la equidad tiene mayor influencia sobre la diversidad (Livingston, 1976; Chao *et al.*, 1985). Así, la relación entre la diversidad y la equidad de especies, parece corresponder más ampliamente a lo observado para estuarios de origen templado, que a los de origen tropical.

De forma similar a la abundancia la influencia por la variación en el nivel del agua (efecto de marea), se relacionó con pulsos altos y bajos de los cuatro parámetros ecológicos (diversidad, riqueza, dominancia y equidad) durante los seis ciclos nictímeros, por lo que no se observó algún grado de asociación.

Es importante mencionar que la variación nictímera de los parámetros analizados en general, para este estudio (diversidad, riqueza, equidad y dominancia), no mostraron una similitud clara con lo señalado para los mismos por Zárate (2003), donde estos parámetros presentaron un patrón más consistente.

Análisis nictímero de la composición de especies

Los Análisis de Conglomerados aplicados a las abundancias de las especies colectadas en cada uno de los ciclos nictímeros, mostraron una tendencia similar de agrupamiento. En este sentido, para los seis ciclos nictímeros (Figura 25), muestran cierta propensión a conformar tres grupos, de los cuales en el primer grupo se aglomeraron los grupos de peces de muestreos del medio día (1200-1400 h). En el segundo grupo, no se observó una tendencia clara de agrupamiento, debido a que se conformaron grupos donde se congregaron grupos de peces de la noche (2000-0400 h) en septiembre y mayo, o del día (0800-1000 h) en los meses de noviembre, enero, marzo y julio. En el último grupo, distinguió un patrón consistente en la conformación de los grupos de peces ya que se congregaron muestreos del día y penumbra (septiembre, mayo) o noche penumbra (noviembre, enero, marzo, julio). Este patrón de agrupamiento, se ve respaldado por el Análisis de Discriminantes (AD), donde noviembre además de mayo y julio, presentaron diferencias significativas (Tabla 12) y cuyos valores de λ resultaron muy cercanos a cero ($\lambda < 0.001$), lo cual denota una máxima separación de grupos.

La conformación de grupos exhibida para los seis ciclos nictímeros, a pesar de no mostrar un patrón consistente, si se presentaron grupos definidos de grupos de peces, que quizá obedecen a un patrón de luz-oscuridad, similar al señalado por Zárate (2003) para zonas sin vegetación. En relación con el comportamiento nictímero de las especies dominantes, la especie *A. mitchilli* de forma similar a lo señalado por Zárate (2003), presentó un comportamiento nocturno-crepuscular, mientras *M. martinica*, *M. beryllina*, *B. chrysoura* y *M. curema* tuvieron un comportamiento diurno-crepuscular. A diferencia, del trabajo de Zárate (2003) la especie *A. hepsetus* presentó un comportamiento principalmente diurno-crepuscular y no nocturno. Este patrón de actividad, puede estar relacionado de manera directa con la presencia de *Ruppia matitima*, hecho que permite que las especies puedan extender su intervalos de actividad nictímera, debido a la protección que les ofrece este tipo de vegetación sumergida.

Análisis estacional de la abundancia en número y peso

Generalmente las variaciones estacionales en la abundancia de comunidades de peces en estuarios tropicales y subtropicales han sido relacionadas con la variación de los factores ambientales, principalmente con la temperatura y la salinidad (García-Charton y Pérez-Ruzafa, 2001; Rueda, 2001; Kupschus y Tremain, 2001; Rueda y Defeo, 2003; Jaureguizar *et al.*, 2004), y asociadas esencialmente con las historias de vida de las especies, particularmente con el reclutamiento (Rooker y Dennis, 1991). Sin embargo, para el caso particular de la laguna de Pueblo Viejo, las variaciones estacionales se encuentran asociadas más directamente con los procesos de producción primaria del sistema, los cuales se presentan durante marzo-mayo y en julio-septiembre (Cruz-Romero 1973; De la Lanza y Cantú, 1986; Contreras). La abundancia total presentó dos pulsos importantes (Figura 26), uno durante la época de lluvias (julio-septiembre) y otro durante la época seca (enero-marzo). La comparación de este parámetro

entre ambas épocas climáticas resultó no significativa, tanto para el número como para el peso total. Este comportamiento también ha sido señalado por Castillo-Rivera y Zárata (2001) y Zárata (2003). Asimismo, la precipitación aunque de manera indirecta, se relaciona con la variación en la abundancia, ya que influye en el aporte de producción alóctona por la descarga de los ríos y el escurrimiento de la cuenca de la laguna, eventos que incrementan de manera importante la disponibilidad de alimento, favoreciendo así la migración e ingreso de peces al sistema (Castillo-Rivera *et al.*, 1994; Castillo-Rivera y Zárata, 2001). En este sentido, la variabilidad en la abundancia a nivel estacional puede estar influida por los patrones de abundancia que presentan algunas de las especies dominantes, que para el caso particular de la laguna de Pueblo Viejo, se encuentra dominada principalmente por el engraulido *Anchoa mitchilli* especie que contribuye con 49.3% en número y 12.96% en peso, y que fue colectada en el 98.6% de los muestreos (Apéndice 2), la cual presenta notables fluctuaciones en su abundancia a través del ciclo anual y que estas se encuentran relacionadas de manera directa con el régimen de precipitación (Castillo-Rivera *et al.*, 1994). Es importante mencionar, que el comportamiento estacional de otras especies dominantes como *M. martinica* y *C. melanopus*, también se ha encontrado asociado al régimen de precipitación (Castillo-Rivera y Zárata, 2001).

La estructura del hábitat y principalmente la presencia o ausencia de vegetación sumergida es uno de los factores que se ha considerado como fundamental en la variación en la abundancia de peces estuarinos, ya que se ha determinado que en zonas con vegetación (pastos marinos) la abundancia de peces pequeños es significativamente mayor a la que se presenta en áreas sin vegetación (Baelde, 1990; Ansari *et al.*, 1991; Ramírez-Villarreal, 1994; Chick y McIvor, 1994; Böstrom y Bonsdorff, 2000). Sin embargo, los resultados del presente estudio no

soportan esta teoría, debido a que para este trabajo fueron realizados un total de 72 muestreos durante el ciclo anual, colectándose 17,106 individuos con un peso de 49,262.62 g, mientras que Zárate (2003) realizado en la misma, quien trabajó en la misma laguna pero en un hábitat sin vegetación sumergida, reportó la captura de un número mayor de individuos (17,660) con un peso menor (41,999.38 g), esto a pesar que para este último trabajo, se realizaron un menor número de colectas (66 en total).

Es importante hacer referencia a que la presencia *R. maritima* influye de manera substancial, en la abundancia de especies que se relacionan con la vegetación sumergida. Así, para este estudio se determinaron tres especies que contribuyen de manera importante en la abundancia total y que presentan esta asociación, la primera fue *L. rhomboides* (826 individuos), la segunda *O. chrysoptera* (461) y la última *S. scovelli* (120) (Tabla 5c). Cabe mencionar que para el trabajo de Zárate (2003), *L. rhomboides* y *S. scovelli* sólo fueron colectados dos individuos en cada caso y ningún ejemplar de *O. chrysoptera* fue capturado, esta preferencia de algunas especies por el tipo de hábitat ha sido observado para estuarios tropicales y templados (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1985; Jenkins y Wheatley, 1998; Hindell *et al.*, 2000b).

Así la presencia o ausencia de vegetación sumergida, es una característica que influye, además de manera directa en la riqueza de especies. En este sentido, el número de especies colectado en cada uno de los ciclos nictímeros durante este estudio y para el ciclo total de muestreo (67 especie), siempre fue mayor al registrado por Zárate (2003), en un hábitat sin vegetación sumergida (54 especies). De este modo, el presente trabajo mostró el mismo patrón que ha sido observado para otros estuarios, donde la riqueza de especies siempre fue mayor en áreas con vegetación sumergida (Day *et al.*, 1989; Nagelkerken *et al.*, 2001; Castillo-Rivera *et al.*, 2002; Castillo-Rivera *et al.*, 2003).

En consecuencia, los cambios estacionales en la abundancia de peces estuarinos en la laguna de Pueblo Viejo, pueden estar determinados por una combinación de fluctuaciones temporales inducidas principalmente por los procesos de producción primaria, reproducción y reclutamiento de especies estuarinas dominantes/residentes y el reclutamiento de especies marinas y dulceacuícolas (Apéndice 2). Además, es claro observar, que el patrón señalado para otras áreas con vegetación sumergida no obedeció plenamente al del presente estudio, sin embargo un procedimiento de comparación efectivo no se puede llevar a cabo con otros trabajos, debido a la escasez de estos donde se analice el papel ecológico que desempeña el pasto marino-estuarino *Ruppia maritima*, en la estructura y abundancia de comunidades estuarinas de peces.

Análisis estacional de los parámetros de la comunidad

La riqueza presentó sus promedios más altos en marzo, mayo y julio (este último el más importante), mientras que la diversidad de manera similar fue mayor durante los mismos meses (Figura 27), sin embargo su promedio máximo se presentó durante mayo (Tabla13). Es así que, la variación mensual y para el ciclo total de muestreo observada en el presente estudio, coincide con lo determinado por Zárate (2003), para estos dos parámetros (trabajo que se caracteriza por la ausencia de vegetación). Este patrón estacional de la riqueza y diversidad, parece encontrarse asociado a un aumento en la producción primaria dentro del sistema, de este modo si una productividad más elevada está correlacionada con una mayor gama de recursos disponibles, entonces esto probablemente conducirá a un incremento en la riqueza de especies. De manera general, se puede esperar que la riqueza de especies aumente con la riqueza de los recursos disponibles y con la productividad (Begon *et al.*, 1996). Asimismo, pulsos de riqueza de especies durante el verano, también han sido observados en comunidades

de peces de origen templado (Layman, 2000) y tropical (Beumer, 1980; Tremain y Adams, 1995).

La dominancia mostró sus promedios más importantes durante septiembre y noviembre, mientras que la equidad los presentó en marzo y mayo (Tabla 13). Las pruebas de inferencia resultaron significativas para la mayoría de los parámetros (Tabla 13), excepto para la equidad, donde no hubo diferencias entre los seis ciclos de muestreo ($P=0.07$), lo que indica que la tendencia a la igual proporcionalidad en la abundancia de las especies se mantiene relativamente estable a lo largo del año.

Entre épocas climáticas, se observó que la riqueza y la dominancia resultaron ser más importantes durante la época de lluvias (Tabla 14), patrón que puede ser explicado por el ingreso al estuario de varias especies durante esta época, de las cuales sólo una reducida proporción de ellas están representadas por un alto número de individuos. De este modo, el comportamiento de la riqueza y la dominancia especies en el presente estudio, también ha sido observado en otros estuarios tropicales (Rooker y Dennis, 1991).

A diferencia de lo observado en la riqueza y la dominancia, la diversidad y la equidad fueron mayores durante la época de secas (Tabla 14), aunque de los cuatro parámetros, sólo la equidad mostró diferencias significativas entre épocas ($P=0.036$), lo que indica que se presentó una mayor proporcionalidad en la abundancia relativa de las especies durante la época seca.

La relación entre la equidad y la diversidad, también se presentó a nivel nictímero, lo que implica que para la comunidad de peces de la laguna de Pueblo Viejo, la diversidad está principalmente determinada por que tan equitativamente se distribuye la abundancia relativa de las especies (equidad) más que por el número de ellas (riqueza).

De los factores ambientales analizados, ninguno de las cuatro variables ambientales no mostraron una asociación ni con la abundancia o con alguno de los parámetros ambientales.

Análisis estacional de la composición de especies

A nivel estacional los cambios de la composición de especies en comunidades de peces, es un aspecto que ha sido relacionado de manera directa con la variación entre épocas climáticas (Ramírez-Villarroel, 1996; Zárate, 2003; Jaureguizar *et al.*, 2004). Así, el análisis estacional multivariado para la composición de especies en la laguna de Pueblo Viejo, produjo diferencias significativas ($P < 0.01$), obtenidas mediante el Análisis de Discriminantes aplicado a la abundancia de las especies totales capturadas entre los seis ciclos nictímeros (Tabla 15), igualmente significativo resultó el análisis entre épocas climáticas ($P = 0.001$). Esto se puede observar en el dendrograma total (Figura 29), donde se observan cuatro grupos importantes, el primero constituido por el 16.66% de los muestreos que correspondieron al mes de mayo, el segundo grupo estuvo constituido por el 15.28% de los muestreos en este se agruparon los grupos de peces de las 11 colectas de noviembre. Para el tercer grupo se aglomeraron el 33.33% de los muestreos, siendo dos de los meses de la época de secas (marzo-enero), mientras que el cuarto grupo concentró los 24 muestreos que pertenecen a la época de lluvias (julio-septiembre) y que representaron el 34.72% de las colectas. De este modo, el agrupamiento observado en este estudio presenta, un patrón similar al determinado por Zárate (2003), donde los muestreos de la época de lluvias conformaron un solo grupo. La diferenciación entre épocas de la composición de especies, también se puede asociar a la variabilidad de las especies dominantes dentro de la laguna de Pueblo Viejo. Así, las especies dominantes mostraron variación de un mes a otro, siendo para septiembre y noviembre *A. mitchilli* y *M. martinica*, para enero *A. mitchilli* y *M. curema*, en marzo *A. mitchilli* y *A.*

hepsetus, durante mayo *M. beryllina* y *A. mitchilli* y en julio *A. mitchilli* y *B. chrysoura*. Así durante la época de lluvias estas especies fueron *A. mitchilli* y *M. martinica*, mientras que durante la de secas fueron *A. mitchilli* y *M. curema*. Las tendencias temporales de las especies dominantes estuvieron influidas en alto grado por las estrategias de sus historias de vida. Además esta dominancia por especies de las familias Engraulidae y Atherinopsidae, es un patrón general de estuarios tropicales y subtropicales (Day *et al.*, 1989; Tremain y Adams, 1995).

La variación en la composición de especies a nivel mensual y estacional de acuerdo con Castillo-Rivera y Zárate (2001), puede explicarse por la tendencia de las especies dominantes a presentar pulsos de máxima abundancia en diferentes meses y épocas, que representa lo que muchos autores han llamado sucesión de programación estacional de especies. Esta progresión en los pulsos de abundancia podría tener un valor adaptativo tendiente al aprovechamiento óptimo de los recursos disponibles, permitiéndoles un adecuado reparto de recursos estacional (alimento y espacio) y en consecuencia atenuando una posible competencia entre especies. Además, en la laguna de Pueblo Viejo, como en otros estuarios tropicales (Rooker y Dennis, 1991) y subtropicales (Harris y Cyrus, 2000), la abundante precipitación (aunque indirectamente), influye junto con la producción primaria en los movimientos estacionales de las especies de peces. Así, especies como *A. hepsetus*, *B. gunteri* y *B. gunteri*, son muy abundantes durante el período cálido de secas (marzo-mayo), lo cual se encuentra relacionado con su período de reclutamiento de juveniles hacia el sistema (Castillo-Rivera y Kobelkowsky, 2000). Otros factores como las repuestas tróficas de las especies de peces también varían de acuerdo a la época del año. De este modo durante el período de lluvias (julio-septiembre), la precipitación favorece el aporte al sistema de grandes cantidades de materia orgánica alóctona,

lo cual favorece la cadena trófica basada en el detritus (Castillo-Rivera *et al.*, 1994), mientras que en la época seca (febrero-abril) la ruta trófica de pastoreo basada en la abundancia de fitoplancton (de la Lanza y Cantú, 1986; Contreras, 1995) se ve fortalecida. Esto deriva en que especies que se alimentan de fitoplancton, tales como *B. gunteri* y *B. patronus* predominen durante la época seca (Castillo-Rivera *et al.*, 1996; Castillo-Rivera y Kobelkowsky, 2000), mientras que *D. auratus* y *C. melanopus*, que se alimentan principalmente de detritus (Castillo-Rivera, 2001), sean más abundantes durante la época de lluvias. De hecho, la abundancia de especies como *A. mitchilli* y *D. auratus*, han mostrado en la laguna de Pueblo Viejo, correlaciones positivas con la precipitación (Castillo-Rivera *et al.*, 1994; Castillo-Rivera y Zárate, 2001).

Todos estos movimientos resultan en una sucesión en la composición de especies de peces en este estuario, la cual varía de un mes a otro y de una época climática a otra. Debido a que cuando las condiciones son propicias, muchos peces juveniles marinos o dulceacuícolas, junto con las especies residentes, entran al sistema para explotar este ambiente. Por lo tanto se puede sugerir que todas las especies capturadas en este estudio son en diferente grado, estuario-dependientes.

REFERENCIAS

- Agostini, S., B. Marchand y G. Pergent. 2003. Temporal and spatial changes of seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Oceanologica Acta*, **25**: 297-302.
- Alatalo, R.V. 1981. Problems in the measurement of evenness in ecology. *OIKOS*, **37**: 199-204.
- Alderstein, S. y S. Ehrich. 2003. Patterns in diel variation of cod catches in North sea bottom trawl surveys. *Fisheries Research*, **63**: 169-178.
- Allen, G.R. 1985. FAO species catalogue. Vol. 6. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species know to date. *FAO Fisheries Synopsis*, **125**: 208 p.
- Álvarez-Guillén, H., G. A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez. 1985. Ecología de la Boca del Carmen, Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, **11(1)**: 107-144.
- Álvarez-Guillén, H., M.C. García-Abad, M. Tapia-García, G. Villalobos y A. Yáñez-Arancibia. 1986. Prospección ictioecológica en la zona de pastos marinos de la laguna arrecifal en Puerto Morelos, Quintana Roo, Verano de 1984. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, **13(3)**: 317-336.
- Ansari, Z.A., C.U. Rivonker, P. Ramani, y A.H. Parulekar. 1991. Seagrass complexity and macroinvertebrate abundance in Lakshadweep coral reef lagoons, Arabian Sea. *Coral Reefs*, **10**: 127-131.
- Araújo, F.G., R.G. Bailey y W.P. Williams. 1999. Spatial and temporal variations in fish populations in the upper Thames estuary. *Journal of Fish Biology*, **55**: 836-853.
- Baelde, P. 1990. Differences in the structures of fish assemblages in *Thalassia testudinum* beds in Guadeloupe, French West Indies, and their ecological significance. *Marine Biology*, **105**: 163-173.
- Baltanás, A. 1992. On use of some methods for the estimation of species richness. *OIKOS*, **65**: 484-492.
- Barletta-Bergan, A., M. Barletta y U. Sain-Paul. 2002. Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *Journal of Fish Biology*, **61**(Suplemento A): 33-51.
- Barletta, M., A. Barletta-Bergan, U. Saint-Paul y G. Hobold. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series*, **256**: 217-228.
- Beaugrand, G. y M. Edwards. 2001. Differences in performance among four indices used to evaluate diversity in planktonic ecosystems. *Oceanologica Acta*, **24(5)**: 467-477.
- Begon, M., J. L. Harper y C. R. Townsend. 1996. *Ecology. Individuals, Populations and Communities*. 3^{ra} Ed. Blackwell Science. Oxford.
- Blaber, S.J. M. 2002. "Fish in hot water": The challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*, **61**(Suplemento A): 1-20
- Böstrom C. y E. Bonsdorff. 2000. Zoobenthic community establishment and habitat complexity -the importance of seagrass shoot- density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment. *Marine Ecology Progress Series*, **205**: 123-138.

- Brower, J.E., J.H. Zar y C.N. von Ende. 1990. *Field and Laboratory Methods for General Ecology*. 3rd Ed. Wm.C. Brown. U.S.A.
- Carter, R.G. 1968. Western Atlantic Batrachoidid fishes of genus *Porichthys*, including three new species. *Bulletin of Marine Science*, 18(3): 671-730.
- Castillo-Rivera, M. 1995. Aspectos ecológicos de la ictiofauna de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. México, 96 p.
- Castillo-Rivera, M. 2001. Biología trófica de especies de peces dominantes en ecosistemas estuarinos del Golfo de México. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana. México, 193 p.
- Castillo-Rivera, M. y A. Kobelkowsky. 1993. Comportamiento ambiental de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Biotam*, 5(2): 11-12.
- Castillo-Rivera, M. y V. Zamayoá. 1994. Dinámica poblacional y reparto de recursos entre dos especies de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Tópicos de Investigación y Posgrado*, III(4): 19-24.
- Castillo-Rivera, M. y A. Kobelkowsky. 2000. Distribution and segregation of two sympatric *Brevoortia* species (Teleostei: Clupeidae). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(5): 593-598.
- Castillo-Rivera, M. y R. Zárate. 2001. Patrones espacio-temporales de la abundancia de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. *Hidrobiológica*, 11(1): 75-84.
- Castillo-Rivera, M., G. Moreno y R. Iniestra. 1994. Spatial, seasonal, and diel variation in abundance of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli* (Teleostei: Engraulidae), in a tropical coastal lagoon of Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 39(3): 263-268.
- Castillo-Rivera, M., A. Kobelkowsky y V. Zamayoá. 1996. Food resource partitioning and trophic morphology of *Brevoortia gunteri* and *B. patronus*. *Journal of Fish Biology*, 49(6): 1102-1111.
- Castillo-Rivera, M., A. Kobelkowsky y Montiel. 1997. Diversidad de peces de las lagunas costeras de Pueblo Viejo y el Mango, Veracruz. Informe final de Proyecto de Investigación CONABIO, convenio FB-341/H18/96. México. D.F.
- Castillo-Rivera, M., J.A. Zavala-Hurtado y R. Zárate. 2002. Exploration of spatial and temporal patterns of fish diversity and composition in a tropical estuarine system of Mexico. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12: 167-177.
- Castillo-Rivera M., R. Zárate y L. Sanvicente-Añorve. 2003. Patrones de la diversidad de peces en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica*, 13(4): 289-298.
- Chao, L.N. 1978. A basis for classifying Western Atlantic Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). NOAA Tech. Rep., NMFS. Tech. Circ., 415: 1-64.
- Chao, L., L. Pereira y J. Vieira. 1985. Estuarine fish community of the Dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. 429-450 pp. In: Yáñez-Arancibia (Ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards and Ecosystem Integration*. UNAM, México.
- Chick, J.H. y C.C. McIvor. 1994. Patterns in the abundance y composition of fishes among beds of different macrophytes viewing a littoral zone as a landscape. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2873-2882.
- Colwell, R.K. y D.J. Futuyma. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, 52(4): 567-576.

- Contreras, E.F. 1984. *Manual de Técnicas Hidrobiológicas*. Universidad Autónoma Metropolitana. México.
- Contreras, E.F. 1985. Comparación hidrológica de tres lagunas costeras del estado de Veracruz, México. *Universidad y Ciencia*, 2(3): 47-56.
- Contreras, E.F. 1993. *Ecosistemas Costeros Mexicanos*. CONABIO-Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. México.
- Dame, R.F. y D.M. Allen. 1996. Between estuaries and the sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200: 169-185.
- Dawes, C.J. 1991. *Botánica Marina*. Limusa. México.
- Dawson-Saunders, B. y R.G. Trapp. 1997. *Bioestadística Médica*. 2ª Ed. El Manual Moderno. México.
- Day, J.W., C.A.S. Hall, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley. Oxford.
- Deckert, G.D. y D.W. Greenfield. 1987. A review of the Western Atlantic species of the genera *Diapterus* and *Eugerres* (Pisces: Gerreidae). *Copeia*, 1987(2): 182-194.
- De la Lanza, E. G. y M.C. Cantú. 1986. Cuantificación de clorofilas y aplicación del índice de diversidad de pigmentos (D_{430}/D_{665}) para estimar el estado biótico de la laguna de Pueblo Viejo, Ver. *Universidad y Ciencia*, 3(5):31-42.
- Díaz- Ruiz, S., A. Aguirre-León y O. Pérez-Solís. 2000. Distribución y abundancia de *Syngnathus louisianae* y *Syngnathus scovelli* (Syngnathidae) en la laguna de Tamiahua, Golfo de México. *Ciencias Marinas*, 26(1): 125-143.
- Díaz-Ruiz, S. E. Cano-Quiroga, E., A. Aguirre- León y R. Ortega-Bernal. 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 52(1): 187-199.
- Dillon, W.R. y M. Goldstein. 1984. *Multivariate Analysis: Methods and Applications*. Wiley. U.S.A.
- Duffy, K.C. y D.M. Baltz. 1998. Comparison of fish assemblages associated with native and exotic submerged macrophytes in the Lake Pontchartrain estuary, USA. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 223: 119-221.
- Dunnett, C.W. 1980. Pairwise multiple comparisons in the unequal variance case. *Journal of the American Statistical Association*, 75 (372): 796-800.
- Durbin, S. y G.S. Watson. 1951. Testing for serial correlation in least squares regression. II. *Biometrika*, 38(1/2): 159-177.
- Dyer, B.S. 2000. Revisión sistemática de los pejerreyes de Chile (Teleostei, Atheriniformes). *Estudios Oceanológicos*, 19: 99-127.
- Dyer, B.S. y B. Chernoff. 1996. Phylogenetic relationships among atheriniform fishes (Teleostei, Atherinomorpha). *Zoological Journal Linnean Society*, 117: 1-69.
- Edgar, G.J. y A.I. Robertson. 1992. The influence of seagrass structure on distribution and abundance of mobile epifauna: Pattern and process in a western Australian *Amphipolis* bed. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 160: 13-31.
- Edgar, G.J., C. Shaw, G.F. Watson, L.S. Hammond. 1994. Comparisons of richness, size-structure and production of benthos in vegetated and unvegetated habitats in Western Port, Victoria. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 176: 201-226.
- Felley, J. 1989. Nekton assemblages of the Calcasieu estuary. *Contributions in Marine Science* 31:95-117.

- Fischer, W. (Ed.). 1978. *FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes. Western Central Atlantic (Fishery Area 31)*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma.
- Flores-Coto, C. 1988. Estudio comparativo de la estructura de la comunidad ictioplanctónica de tres lagunas costeras del sur del Golfo de México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología*, **58(2)**:707-726.
- Fromentin, J. M. y A. Fonteneau. 2001. Fishing effects and life history traits: a case study comparing tropical versus temperate tunas. *Fisheries Research*, **53(2)**: 133-150.
- García, E. 1988. *Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen*. 4^a Ed. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- García-Charton, J.A. y A. Pérez-Ruzafa. 1999. Ecological heterogeneity and evaluation of the effects of marine reserves. *Fisheries Research*, **42**: 1-20.
- García-Charton, J.A. y A. Pérez-Ruzafa. 2001. Spatial pattern and habitat structure of a Mediterranean rocky reef: fish local assemblage. *Marine Biology*, **138**: 917-934.
- Gilmore, R.G. 1995. Environmental and biogeographic factors influencing ichthyofaunal diversity in the Indian River Lagoon. *Bulletin of Marine Science*, **57(1)**:153-170
- Gray, J.S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **250**: 23-49.
- Grenouillet, G. y D. Pont. 2001. Juvenile fishes in macrophyta beds: influence food resources, habitat structure and body size. *Journal Fish Biology*, **59**: 939-952.
- Guest, M.A., R.M. Connolly y N.R. Loneragan. 2003. Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitat. *Fisheries Research*, **64**: 185-196.
- Hair, J.F. Jr., R.E. Anderson, R.L. Tatham y W.C. Black. 1998. *Multivariate Data Analysis with Readings*. 5th Ed. Prentice-Hall. Nueva Jersey.
- Halffter, G. y E. Ezcurra. 1991. ¿Qué es la Biodiversidad? 3-24 pp. In: Halffter, G. (Ed.), *La Diversidad Biológica de Iberoamérica. Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*. Volumen especial de 1992. CYTED-D, Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo. México.
- Harrison, T.D. y A.K. Whitfield. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology*, **65**: 683-710.
- Helfman, G.S. 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. 479-512 pp. In: Pitcher, J. (Ed.), *Behaviour of Teleost Fishes*. 2nd Ed. Chapman and Hall. London.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, **54(2)**: 427-432.
- Hindell, J.S., G.P. Jenkins y M.J. Keough. 2000a. Variability in abundances of fishes associated with seagrass habitats in relation to diets of predatory fishes. *Marine Biology*, **136**: 725-737.
- Hindell, J.S., G.P. Jenkins y M.J. Keough. 2000b. Evaluating the impact of predation by fishes associated with seagrass (*Heterozostera tasmanica*) (Martens ex Ascherson) den Hartog, and unvegetated sand habitats. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, **221**: 147-1172.

- Hobson, E.S. J.R. Chess y W.N. McFarland. 1981. Crepuscular and nocturnal activities of California nearshore fishes, with consideration of their scotopic visual pigments and the photic environment. *Fish Bulletin*, **79**: 1-30.
- Hoese, D. y R. Moore. 1998. *Fishes of the Gulf of Mexico*. Texas, Louisiana and adjacent waters. 2nd Ed. Texas A y M University Press. U.S.A.
- Hook, J. 1991. Seasonal variation in relative abundance and species diversity of fishes in South Bay. *Contributions in Marine Science* **52**: 127-141.
- Hyndes, G.A., A.J. Kendrick, L.D. MacArthur y E. Stewart. 2003. Differences in the species- and size- composition of fish assemblages in three distinct seagrass habitats with differing plant and meadow structure. *Marine Biology*, **142**: 1195-1206.
- Izsák, J. y L Papp. 2000. A link between ecological diversity indices and measures of biodiversity. *Ecological Modelling*, **130**: 151-156.
- Jaureguizar, A.J., R. Menni, R. Guerrero y C. Lasta. 2004. Environmental factor structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries Research*, **66(2-3)**: 195-211.
- Jenkins G.P. y M.J. Wheatley. 1998. The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, **221**: 147-1172.
- Jonassen, T.M., A.K. Imsland, R. Fitzgerald, S.W. Bonga, E.V. Ham, G. Nævdal, M.O. Stefánsson y S.O. Stefánsson. 2000. Geographic variation in growth and food conversion efficiency of juvenile Atlantic halibut related to latitude. *Journal of Fish Biology*, **56**: 276-294.
- Kemp, M.W., W.R. Boynton y R.R. Twilley. 1984. Influences of sumersed vascular plants on ecological processes in upper Chesapeake Bay. 367-394 pp. In: Kennedy, V.S. (Ed.), *The Estuary as a Filter*. Academic Press. Orlando, Florida.
- Kendall, M.A. y M. Aschan. 1993. Latitudinal gradients in the structure of macrobenthic communities: a comparison of Artic, temperate and tropical sites. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **172**: 157-169.
- Kobelkowsky, A. 1991. Ictiofauna de las lagunas costeras del estado de Veracruz. 74-93 pp. In: Figueroa, M. G., C. Álvarez, A. Esquivel y E. Ponce (Eds.), *Fisicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Kobelkowsky, A. y M. Castillo-Rivera. 1995. Sistema digestivo y alimentación de los bagres (Pisces: Ariidae) del Golfo de México. *Hidrobiológica*, **5(1-2)**: 95-103.
- Krebs, C. 1994. *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 4th Ed. Harper Collins College.
- Krebs, C. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd Ed. Addison Wesley Longman. Nueva York.
- Kupschus, S. y D. Tremain. 2001. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, **58**: 1383-1403.
- Lagler, K.F., J.E. Bardach; R.R. Miller y D.R. May Passino. 1977. *Ictiología*. AGT Editor S.A. México.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *OIKOS*, **74**: 5-13.
- Lande, R., P.J. DeVries y T.R. Walla. 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. *OIKOS*, **89(3)**: 601-605.

- Layman, C.A. 2000. Fish assemblage structure of the shallow ocean surf-zone on eastern shore of Virginia Barrier Islands. *Estuarine, Coastal Shelf Science*, 51 (2): 201-213.
- Lee, S.Y., C.W. Fong y R.S.S. Wu. 2001. The effects of sea grass (*Zostera japonica*) canopy structure on associates fauna: a study using artificial seagrass united and sampling of natural beds. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, 259: 23-50.
- Letourneur, Y., A. Darnaude, C. Salen-Picard y H. Harmelin-Viven. 2001. Spatial and temporal variations of fish assemblages in a shallow Mediterranean soft bottom area (Gulf of Fos, France). *Oceanologica Acta*, 24(3): 273-285.
- Livingston, R.J. 1976. Diurnal and seasonal fluctuations of organisms in north Florida estuary. *Estuarine Coastal of Marine Science*, 4:373-400.
- Ludwig, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. *Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing*. Wiley-Interscience. Nueva York.
- Magill, S.H. y M.D.J. Sayer. 2002. Seasonal and interannual variation in fish assemblages of northern temperate rocky subtidal habitats. *Journal of Fish Biology*, 61: 1198-1216.
- Magurran, A. 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. Croon Helm. London.
- Manly, B.F.J. 1994. *Multivariate Statistical Methods A Primer*. 2nd Ed. Chapman y Hall. London.
- Martín, P.F. 1997. Apuntes sobre biodiversidad y conservación de insectos: Dilemas, Ficciones y ¿Soluciones?. *Boletín de la Sociedad Aragonesa*, 20: 25-55.
- McHugh, J.L. 1976. Estuarine Fisheries: Are they doomed? 15-17 pp. In: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine Processes Vol. I. Uses, stresses and adaptation to the estuary*. Academic Press. Nueva York.
- Mendenhall, W. y T.Sincich. 1996. *A Second Course in Statistics: Regression Analysis*. Prentice Hall. Nueva Jersey.
- Moyle, P.B. y J.J. Cech. Jr. 2000. *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. 4th Ed. Prentice Hall. USA.
- Nagelkerken, I., S. Kleijnen, T. Klop, R.A.C.J. van den Brand, E. Cocheret de la Morinière y G. van der Velde. 2001. Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. *Marine Ecology Progress Series*, 214: 225-235.
- Nelson, J.S. 1994. *Fishes of the World*. 3rd Ed. John Wiley. New York.
- Odum, E.P. 1972. *Ecología*. 3^a Ed. Interamericana. México.
- Peña, A.T. y M. Jiménez. 2001. Comunidad de peces en tres praderas de *Thalassia testudinum* del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Univ. Oriente*, 40(1-2): 39-48.
- Phillips, R.C. 1992. The seagrass ecosystem and resources in Latin America. 107-12 pp. In: Seeliger, U. (Ed.), *Coastal plant communities of Latin America*. Academic Press. San Diego.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological Diversity*. Wiley-Interscience. Nueva York.
- Pierce, D.J. y B. Mahmoudi. 2001. Nearshore fish assemblages along the central west coast of Florida. *Bulletin of Marine Science*, 68(2): 243-270.
- Piraino, S., G. Fanelli y F. Boero. 2002. Variability of species' roles in marine communities: change of paradigms for conservation priorities. *Marine Biology*, 140: 1067-1074.
- Potter, I.C., D.J. Bird, P.N. Claridge, K.R. Clarke, G.A. Hyndes y L.C. Newton. 2001. Fish fauna of the Severn Estuary. Are there long-term changes in abundance and species

- composition and are the recruitment patterns of the main marine species correlated? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **258**:15-37.
- Prista N., R.P. Vasconcelos, M. J. Costa y H. Cabral. 2003. The demersal fish assemblage of the coastal area adjacent to the Tagus estuary (Portugal): relationships with environmental conditions. *Oceanologica Acta*, **26**: 525-536.
- Ramírez-Villarroel, P. 1994. Estructuras de las comunidades de peces en lagunas costeras de la isla Margarita, Venezuela. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 21(1-2): 23-42.
- Raz-Guzmán, A. y L. Huidobro. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of Mexico. *Journal Fish Biology*, **61**(Suplemento A): 182-195.
- Reséndez-Medina, A. y A. Kobelkowsky D. 1991. Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México, México. *Universidad y Ciencia*, 8(5): 91-110.
- Rex, M.A., C.T. Stuart, R.R. Hessler, J.A. Allen, H.L. Sanders y G.D.F. Wilson. 1993. Global-scale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature*, **365**: 636-639.
- Rivadeneira, M.M., M. Fernández y S.A. Navarrete. 2002. Latitudinal trends of species diversity in rocky intertidal herbivore assemblages: spatial scale and the relationship between local and regional species richness. *Marine Ecology Progress Series*, **245**: 123-131.
- Rivas, L.R. 1986. Systematic review perciform fishes of the Genus *Centropomus*. *Copeia*, **31**: 579-611.
- Robins, C.R., R.M. Bailey, C.E. Bond, J.R. Brooker, E.A. Lachner, R.N. Lea y B. Scott. 1991. *Common and Scientific names of Fishes from United States and Canada*. 5th Ed. American Fisheries Society, Special Publication No. 20. Bethesda, Maryland.
- Roblee, M.B. y J.C. Zieman. 1984. Diel variation in the fish fauna of a tropical seagrass feeding ground. *Bulletin of Marine Science*, **34**: 335-345.
- Rooker, J.R. y G.D. Dennis. 1991. Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. *Bulletin of Marine Science*, 49(3): 684-698.
- Rueda, M. 2001. Spatial distribution of fish species in a tropical estuarine lagoon: a geostatistical appraisal. *Marine Ecology Progress Series*, **222**: 217-226.
- Rueda, M. y O. Defeo. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **296**:93-112.
- Saeed, B., W. Ivantsoff y L. Crowley. 1994. Systematic relationships of atheriniform families within Division I of the Series Atherinomorpha (Acantopterygii) with relevant historical perspectives. *Journal of Ichthyology*, 34(9): 27-72.
- Segnini, S. 1995. Medición de la diversidad en una comunidad de insectos. *Boletín de Entomología Venezolana*, N.S., 10(1): 105-113.
- Sheaves, M. 2001. Are there really few piscivorous fishes in sallow estuarine habitats? *Marine Ecology Progress Series*, **222**: 279-290.
- Sheridan, P.F. 1983. Abundance and distribution of fishes in the Galveston Bay system, 1963-1964. *Contributions in Marine Science*, **26**:143-163.
- Smith, B. y J.B. Wilson. 1996. A consumer's guide to evenness indices. *OIKOS*, **76**: 70-82.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1995. *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3rd Ed. Freeman and Company. Nueva York.

- Stoner, A.W. 1986. Community structure of the demersal fish species of Laguna Joyuda, Puerto Rico. *Estuaries*, **9**: 142-152.
- Stoner, W.A. 1991. Diel variation in the catch of fishes and penaeid shrimps in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **33**: 57-69.
- Subrahmanyam, C.B. y C. Coultas. 1980. Studies of the animal communities in two north Florida salt marshes. Part III. Seasonal fluctuations of fish and macroinvertebrates. *Bulletin of Marine Science*, 30(): 790-818.
- Tamhane, A.C. 1979. A comparison of procedures for multiple comparisons of means with unequal variances. *Journal of the American Statistical Association*, 74(**366**): 471-480.
- Thomas, B.E. y R.M. Conolly. 2001. Fish use subtropical saltmarshes in Queensland, Australia: relationships with vegetation, water depth and distance onto the marsh. *Marine Ecology Progress Series*, **209**: 275-288.
- Topp, R. y F. Hoff. 1972. Flatfishes (*Pleuronectiformes*). *Memories of the Hourglass Cruises*, **4**:1-135.
- Tremain, D.M. y D. H. Adams. 1995. Seasonal variations in species diversity, abundance, and composition of fish communities in the northern Indian River lagoon, Florida. *Bulletin of Marine Science*, 57(**1**): 172-192.
- Thrush, F.T. y P.K. Dayton, 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine diversity. *Annual Review Ecology and Systematics*, **33**: 449-473.
- Valentine, J.F., K.L. Heck, Jr. y A. M. Cinkovich. 2002. Impacts of seagrass food webs on marine ecosystems: A need for a broader perspective. *Bulletin of Marine Science*, 71(**3**): 1361-1368.
- Valesini, F.J., I.C. Potter, M.E. Platell y G.A. Hyndes. 1997. Ichthyofaunas of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. *Marine Biology*, **128**: 317-328.
- Vargas-Maldonado, I., A. Yáñez-Arancibia y F. Amezcua-Linares. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Talassia testudinum* de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, 8(**1**): 241-246.
- Vera, B. 1992. Seagrasses of the venezuelan coast: Distribution and community components. 135-140 pp. In: Seeliger, U. (Ed.), *Coastal Plant Communities of Latin America*. Academic Press. San Diego.
- Virnstein, R.W. 1995. Seagrass landscape diversity in de Indian River Lagoon, Florida: The importance of geographic scale and pattern. *Bulletin of Marine Science*, 57(**1**): 67-74.
- Warwick, R.M. y Ruswahyuni. 1987. Comparative study structure of some tropical and temperate marine soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Biology*, **95**: 641-649.
- Whitehead, P.J.P. 1985. FAO species catalogue. Vol.7. *Clupeoid* fishes of the world (Suborder *Clupeoide*). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf herrings. Part 1-*Chirocentridae*, *Clupeidae* and *Pristigasteridae*. *FAO Fisheries Synopsis*, **125**: 1-304 p.
- Whitehead, P.J.P., G.J. Nelson y T. Wongratana. 1988. FAO species catalogue. Vol 7. *Clupeoid* fishes of the world (*Engraulidae*). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 2 - *Engraulidae*. *FAO Fisheries Synopsis*, **127**: 305-579p.

- Whitfield, A.K. y M. Elliott. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, **61**(Supplement A): 229-250.
- Wootton, R.J. 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman and Hall. Londres.
- Yáñez-Arancibia, A. 1981. Ecological studies in Puerto Real Inlet, Terminos Lagoon, México: Discussion on trophic structure fish communities on *Thalassia testudinum* banks, 191-232 pp. In: Laserre, P., H. Postma, J. Costlow y M. Steayer (Eds.), *Coastal Lagoons Research: Present and Future*. II. Proceeding, UNESCO/IABO, Tech. Pap. Mar. Sci. UNESCO.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986. *Ecología de la Zona Costera: Análisis de Siete Tópicos*. AGT Editor. México.
- Yáñez-Arancibia, A. y R. Nugent. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, **4**(1): 107-114.
- Yáñez-Arancibia, A. y A. L. Lara-Domínguez. 1983. Dinámica ambiental de la boca de Estero Pargo y estructura de sus comunidades de peces en cambios estacionales y ciclos de 24 horas (Laguna de Términos, sur del Golfo de México). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, **1**(10): 85-116.
- Yáñez-Arancibia, A., A. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, I. Vargas-maldonado, P. Chavance, F. Amezcua-Linares, A. Aguirre-León y S. Díaz-Ruíz. 1982. Ecosystem dynamics and nichthemeral and seasonal programming of fish community structure in a tropical estuarine inlet, México. In: Laserre P. y H. Postma (Eds.). *Coastal Lagoons, Oceanologica Acta*, Vol. Esp. **5**(4): 417-429.
- Yáñez-Arancibia, A., A.L. Lara-Domínguez, A. Aguirre-León, A. Díaz-Ruíz, S. Amezcua-Linares, D. Flores-Hernández y P. Chavance. 1985. Ecología de poblaciones de peces dominantes en estuarios tropicales: Factores que regulan las estrategias biológicas y la producción. 311-366 pp. In: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.), *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons. Towards and an Ecosystem Integration*. DR (R) UNAM. México
- Zar, J. 1996. *Bioestatistical Analysis*. 3rd Ed. Prentice Hall. New Jersey.
- Zárate, H.M.R. 2003. Variación nictémera y estacional de la diversidad y composición de especies de peces, en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis de Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México 86 p.

Apéndice 1. Clima, hábitat y área de distribución de las especies de peces colectadas durante los 72 muestreos realizados en la localidad con vegetación sumergida en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz (Hoese y Moore, 1998).

ESPECIE	CLIMA	DISTRIBUCIÓN
<i>Achirus lineatus</i>	Tropical	Sur de Carolina (EUA) a Uruguay
<i>Anchoa hepsetus</i>	Subtropical	Atlántico, Golfo de México (ausente en los Cayos de Florida) y sur de Venezuela
<i>A. mitchilli</i>	Subtropical	Atlántico y costas del Golfo de México
<i>A. probatocephalus</i>	Subtropical	New Jersey (EUA), este del Golfo de México, el Caribe y costas de Brasil, es rara al norte de Florida
<i>Ariopsis felis</i>	Subtropical	Oeste del Atlántico: Massachusetts (EUA), norte del Golfo de México al sur de Florida y México
<i>Bagre marinus</i>	Subtropical	Massachusetts (EUA) a Panamá
<i>Bairdiella chrysoura</i>	Subtropical	Costas del Atlántico y Golfo de México
<i>B. ronchus</i>	Tropical	Oeste del Atlántico: Mar Caribe al sur de Brasil
<i>Bathygobius soporator</i>	Tropical	Norte de Carolina a Florida y Golfo de México
<i>Brevoortia gunteri</i>	Subtropical	Oeste de las Islas Chandeleur al sur de Yucatán
<i>B. patronus</i>	Subtropical	Se presenta en el norte del Golfo de México, del río Caloosahatchee, Florida a Yucatán
<i>Caranx hippos</i>	Subtropical	Oeste del Atlántico, de Nueva Escocia a Uruguay
<i>Cathorops melanopus</i>	Tropical	Centroamérica: Río Motagua, Guatemala.
<i>Centropomus mexicanus</i>	Tropical	Costas del Golfo de México y sur de las Antillas a Porto Alegre, Brasil.
<i>C. parallelus</i>	Subtropical	Atlántico, costas del Golfo de México y sur de Florianopolis
<i>Cetengraulis edentulus</i>	Tropical	Panamá, oeste de Cuba y sur de la India
<i>Citharichthys spilopterus</i>	Tropical	Atlántico, oeste de Nueva Jersey (EUA), del Caribe a Brasil
<i>Cynoscion arenarius</i>	Subtropical	Golfo de México hasta la Península de Yucatán
<i>C. nebulosus</i>	Subtropical	Costas del Atlántico a través del Golfo y norte de México
<i>Dasyatis sabina</i>	Subtropical	Bahía de Chesapeake al sur de México
<i>Diapterus auratus</i>	Tropical	Costas del Atlántico de EUA de NC sur de Florida y a través del Golfo de México, costas de América Central
<i>D. rhombeus</i>	Tropical	Oeste de la India, sur de México a través de la costa de América central; Sur América a Brasil
<i>Dormitator maculatus</i>	Tropical	Norte de Carolina y Bahamas, a través del Caribe a Brasil
<i>Dorosoma cepedianum</i>	Subtropical	Drenajes del Atlántico, norte de América a México central
<i>Dorosoma petenense</i>	Subtropical	A través del centro de EUA y drenajes del Golfo, sur de Belize
<i>Eleotris pisonis</i>	Tropical	Bermudas, del sur de Carolina a Brasil
<i>Elops saurus</i>	Subtropical	Massachusetts y Bermudas, del Caribe hacia Brasil
<i>Erotelis smaragdus civitatum</i>	Tropical	Bahamas, Florida y norte del Golfo, del Caribe a Brasil
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	Subtropical	De Georgia a Brasil, oeste de de la India, ausente en las Bahamas.
<i>Evorthodus lyricus</i>	Subtropical	Bahía de Chesapeake a Surinam y oeste de la India
<i>Fundulus grandis</i>	Tropical	Cuba, este de México, a través del Golfo y costas del Atlántico a Florida
<i>Gobiomorus dormitor</i>	Tropical	Sur de Florida y sur de Texas a las Guianas

Apéndice 1 Continuación

<i>Gobionellus boleosoma</i>	Tropical	Bahía de Chesapeake, del Caribe a Brasil
<i>G. oceanicus</i>	Subtropical	Norte de Carolina a Campeche
<i>G. shufeldti</i>	Subtropical	Antitropical - Norte de Carolina a Texas y de Venezuela al sur de Brasil
<i>Gobiosoma bosc</i>	Subtropical	Long Island Sound a Campeche, Atlántico occidental: Nueva York a Texas (EUA), ausente en el extremo sur de Florida
<i>Lagodon rhomboides</i>	Subtropical	Cape Cod (raro) a Florida; a través del Golfo de México, norte de Cuba y Bermudas
<i>Leiostomus xanthurus</i>	Subtropical	Costa del Atlántico de EUA y Golfo de México a Bahía de Campeche
<i>Lupinoblennius nicholsi</i>	Subtropical	Mar Caribe y Atlántico norte
<i>Lutjanus griseus</i>	Subtropical	Bermudas y norte de Carolina, rara en Massachussets, del Caribe al sureste de Brasil
<i>Membras martinica</i>	Subtropical	Nueva York a la Laguna de Términos, México; larvas en Puerto Morelos y sistemas lagunares de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y aguas del Caribe mexicano
<i>Menidia beryllina</i>	Subtropical	Massachussets al sur de Florida, Golfo de México; larvas en el Puerto de Morelos, Quintana Roo y aguas del Caribe mexicano
<i>Micropogonias undulatus</i>	Subtropical	Atlántico de EUA y costas del Golfo a Campeche, México
<i>Mugil cephalus</i>	Subtropical	Cosmopolita
<i>M. curema</i>	Subtropical	Cosmopolita
<i>Myrophis punctatus</i>	Tropical	Norte de Carolina a Brasil
<i>Oligoplites saurus</i>	Subtropical	Golfo de Maine, sur del Caribe a Uruguay
<i>Ophichthus gomesii</i>	Tropical	Massachussets y Bermudas, el Caribe a Brasil
<i>Opsanus beta</i>	Subtropical	Cape Sable, Florida, del Golfo de México a Yucatán y oeste de la India
<i>Oreochromis sp.</i>		Introducido
<i>Orthopristis chysoptera</i>	Templado	Bermudas, de Massachussets a Florida y el Golfo de México
<i>Poecilia mexicana</i>	Tropical	Norte y centro América: Río San Juan, México a Guatemala
<i>Pogonias cromis</i>	Subtropical	Atlántico de EUA y costas del Golfo
<i>Pomadasys croco</i>	Tropical	Sur de Florida, sur de Texas y del Caribe a Brasil
<i>Porichthys porosissimus</i>	Subtropical	Virginia a Brasil
<i>Selene vomer</i>	Subtropical	De amplia distribución, del Atlántico occidental de Nova Scotia y del Caribe a Uruguay
<i>Strongylura marina</i>	Subtropical	Massachussets al sur de Brasil, incluyendo Cuba y Jamaica
<i>S. notata</i>	Tropical	Atlántico central occidental: Cuba, Jamaica, México, Belize y Honduras.
<i>S. timucu</i>	Subtropical	Atlántico Occidental: sureste de Florida (EUA), Bahamas y noreste del Golfo de México a Brasil
<i>Symphurus civitatus</i>	Subtropical	Norte de Carolina a Florida y todo Golfo
<i>S. plagiosa</i>	Subtropical	Long Island a Yucatán
<i>Syngnathus louisianae</i>	Subtropical	New Jersey a Florida, todo el Golfo
<i>S. pelagicus</i>	Subtropical	Sargasos del mundo
<i>S. scovelli</i>	Tropical	Georgia, norte del Golfo al sureste de Brasil
<i>Trichiurus lepturus</i>	Subtropical	Cosmopolita

Apéndice 2. Número de muestreos, porcentaje de captura y hábitat de las especies de peces recolectadas durante los 72 muestreos realizados en la localidad con vegetación sumergida en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz.

ESPECIE	MUESTREOS		HÁBITAT
	NÚMERO	%	
<i>Anchoa mitchilli</i>	71	98.6	Anfidrómo
<i>Bairdiella chrysoura</i>	61	84.7	Dulceacuícola, Estuarino, marino
<i>Membras martinica</i>	54	75.0	Marino
<i>Mugil curema</i>	54	75.0	Catádro, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Menidia beryllina</i>	53	73.6	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Strongylura marina</i>	50	69.4	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Lagodon rhomboides</i>	41	56.9	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	40	55.6	Anfidrómo, dulceacuicola, estuarino, marino
<i>Syngnathus scovelli</i>	38	52.8	Estuarino, marino
<i>Strongylura notata</i>	35	48.6	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Opsanus beta</i>	34	47.2	Marino
<i>Fundulus grandis</i>	31	43.1	Dulceacuícola, marino
<i>Gobionellus boleosoma</i>	31	43.1	Catádro, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Brevoortia gunteri</i>	30	41.7	Estuarino, marino
<i>Cathorops melanopus</i>	30	41.7	Dulceacuícola
<i>Mugil cephalus</i>	29	40.3	Catádro, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Archosargus probatocephalus</i>	26	36.1	Estuarino, marino
<i>Evorthodus lyricus</i>	25	34.7	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Orthopristis chysoptera</i>	24	33.3	Oceanódromo, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Leiostomus xanthurus</i>	22	30.6	Estuarino, marino
<i>Citharichthys spilopterus</i>	19	26.4	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Diapterus auratus</i>	19	26.4	Estuarino, marino
<i>Eleotris pisonis</i>	19	26.4	Catádro, dulceacuícola, estuarino marino
<i>Dorosoma cepedianum</i>	16	22.2	Anádro, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Anchoa hepsetus</i>	15	20.8	Estuarino, marino
<i>Elops saurus</i>	15	20.8	Anfidrómo, estuarino, marino
<i>Cetengraulis edentulus</i>	14	19.4	Estuarino, marino
<i>Micropogonias undulatus</i>	13	18.1	Estuarino, marino
<i>Bathygobius soporator</i>	12	16.7	Estuarino, marino
<i>Centropomus parallelus</i>	11	15.3	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Cynoscion nebulosus</i>	10	13.9	Estuarino, marino
<i>Achirus lineatus</i>	8	11.1	Estuarino, marino
<i>Trichiurus lepturus</i>	8	11.1	Anfidrómo, estuarino, marino
<i>Brevoortia patronus</i>	7	9.7	Estuarino
<i>Gobiosoma bosc</i>	7	9.7	Estuarino, marino
<i>Ariopsis felis</i>	6	8.3	Estuarino, marino
<i>Bagre marinus</i>	6	8.3	Estuarino, marino
<i>Centropomus mexicanus</i>	6	8.3	Estuarino, marino
<i>Symphurus plagiusa</i>	6	8.3	Estuarino, marino

Apéndice 2. Continuación

<i>Syngnathus louisianae</i>	6	8.3	Marino
<i>Bairdiella ronchus</i>	5	6.9	Estuarino, marino
<i>Cynoscion arenarius</i>	5	6.9	Estuarino, marino
<i>Dorosoma petenense</i>	5	6.9	Anádromo, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Lutjanus griseus</i>	5	6.9	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Poecilia mexicana</i>	4	5.6	Dulceacuícola, estuarino
<i>Pogonias cromis</i>	4	5.6	Oceanódromo, dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Dormitator maculatus</i>	3	4.2	Anfidrómo
<i>Gobiomorus dormitor</i>	3	4.2	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Myrophis punctatus</i>	3	4.2	Estuarino, marino
<i>Oreochromis sp.</i>	3	4.2	
<i>Porichthys porosissimus</i>	3	4.2	Marino
<i>Selene vomer</i>	3	4.2	Estuarino, marino
<i>Bairdiella sp.</i>	2	2.8	
<i>Caranx hippos</i>	2	2.8	Oceanódromo, estuarino, marino
<i>Gobionellus oceanicus</i>	2	2.8	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Gobionellus shufeldti</i>	2	2.8	Dulceacuícola, estuarino
<i>Oligoplites saurus</i>	2	2.8	Estuarino, marino
<i>Strongylura timucu</i>	2	2.8	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Symphurus civitatus</i>	2	2.8	Marino
<i>Syngnathus pelagicus</i>	2	2.8	Marino
<i>Dasyatis sabina</i>	1	1.4	Dulceacuícola, estuarino, marino
<i>Diapterus rhombeus</i>	1	1.4	Estuarino, marino
<i>Erotelis smaragdus</i>	1	1.4	Estuarino, marino
<i>Gobionellus sp.</i>	1	1.4	
<i>Lupinoblennius nicholsi</i>	1	1.4	Marino
<i>Ophichthus gomesii</i>	1	1.4	Marino
<i>Pomadasys crocro</i>	1	1.4	Dulceacuícola, estuarino, marino
