



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

---

---

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA**

**VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA COMUNIDAD DE PECES  
DE LA LAGUNA GRANDE, VERACRUZ, MÉX.**

**T E S I S**

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

**B I Ó L O G O**

PRESENTA:

**TEODOCIO GASPAR ENRIQUE HILEL**



Director de Tesis: M. en C. Ernesto Mendoza Vallejo

MÉXICO, D.F., SEPTIEMBRE 2012

# ÍNDICE

<b>RESUMEN</b> .....	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>2</b>
<b>ANTECEDENTES</b> .....	<b>3</b>
<b>MARCO TEÓRICO</b> .....	<b>4</b>
<b>OBJETIVO GENERAL</b> .....	<b>7</b>
<b>ÁREA DE ESTUDIO</b> .....	<b>8</b>
<b>MÉTODO</b> .....	<b>10</b>
<b>RESULTADOS</b> .....	<b>13</b>
LISTADO TAXONÓMICO .....	13
ABUNDANCIA .....	16
DIVERSIDAD .....	19
DOMINANCIA .....	21
EQUIDAD .....	23
VARIABLES AMBIENTALES .....	25
<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>27</b>
<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>29</b>
<b>BIBLIOGRAFÍA</b> .....	<b>30</b>

## RESUMEN

Para evaluar la variación estacional y espacial de la comunidad de peces del sistema Laguna Grande, Veracruz, durante el año 2010 se realizaron colectas bimestrales a partir de febrero a diciembre, para ello se determinaron los índices de diversidad, equidad y dominancia de la comunidad a través de cuatro diferentes ambientes sedimentológicos que se relacionan con la composición físico-química del sistema a lo largo de un ciclo anual.

Los meses registrados con una mayor diversidad para ambas temporadas son aquellos que presentaron una baja salinidad, la variación de la temperatura y salinidad en el sistema durante el año, provocó que la equidad y la dominancia se vieran afectadas incrementándolas o disminuyéndolas, provocando un flujo de especies del mar a laguna y viceversa.

De las 36 especies colectadas las que dominaron la mayor parte del año fueron *Diapterus auratus* (35%), *Diapterus rhombeus* (10%), *Brevoortia gunteri* (10%), en cuanto a la diversidad en la temporada de estiaje el mes que presentó un índice mayor fue febrero con  $H'=3.0170$  donde la dominancia fue baja con  $\lambda=0.1604$  y una equidad relativamente baja con  $J'=0.9708$ , para la temporada de lluvia el mes que presentó un índice mayor fue octubre con  $H'=2.6414$  donde la dominancia fue baja con  $\lambda=0.2168$  y una equidad relativamente alta con  $J'=0.7951$ ; la prueba de Rho de Spearman demostró que la temperatura presenta una relación con los valores de abundancia.

## INTRODUCCIÓN

Los estuarios son sistemas acuáticos muy productivos, donde especies adaptadas a vivir en agua salada coexisten con especies de agua salobre y agua dulce. Se encuentran entre los biotopos acuáticos más estresantes, en los que las variables abióticas, como la salinidad, pueden cambiar repentinamente tanto a nivel espacial como temporal. De ahí que la salinidad sea a menudo el principal factor ambiental que gobierna la distribución horizontal de los invertebrados marinos, de agua salobre y de agua dulce, que viven en los estuarios (Mees y Hamerlinck 1992, Cunha *et al.* 1999, Drake *et al.* 2002, González-Ortegón *et al.* 2006).

Los ecosistemas costeros de la vertiente del Golfo de México poseen una riqueza ictiofaunística considerablemente mayor que aquella del Pacífico oriental tropical. Sin embargo, a pesar de su importancia, todavía falta información documentada sobre la ecología de poblaciones y de las comunidades de peces en muchas de las áreas costeras del Golfo de México, particularmente en cuanto a la composición de especies, medidas de la complejidad y ensamblado de la comunidad, así como su relación con los parámetros ambientales (Fuentes-Mata, 1991).

Los países con sistemas lagunares y estuarinos son ricos en recursos pesqueros; México cuenta con alrededor de 11000 km de costas y una considerable superficie de ambientes estuarinos (Yañez-Arancibia, 1978). La alta productividad de peces es acompañada por una baja diversidad (Scheske y Odum, 1961; Golley *et al.*, 1962; Carr y Adams, 1973; Allen y Horn 1975), lo cual probablemente refleje las condiciones ecológicas de estrés en bahías y estuarios, al alto costo fisiológico de adaptación a ellos (Haedrich y Hall, 1976).

La utilización espacial y temporal del componente íctico en diferentes hábitat de los sistemas costeros, es una respuesta de cada especie a restricciones fisiológicas determinadas por la variabilidad ambiental como la salinidad, turbidez y requerimientos tróficos o reproductivos (Whitfield, 1999).

Las comunidades de peces han sido empleados los índices de diversidad como descriptores en espacio y tiempo de la variación de dichas comunidades (Castillo-Rivera *et al.*, 2002). En sistemas acuáticos los cambios en la riqueza, abundancia y composición de especies son considerados como reflejo de la pérdida de biodiversidad o integridad biótica (Karr 1981, Kessler *et al.*, 1992; Roth *et al.*, 1996; Schleiger 2000), y los ensamblados de peces se reconocen como indicadores confiables que reflejan la salud del ecosistema (Ibarra *et al.*, 2003; Rashleigh, 2004).

Para comprender las posibles relaciones entre las áreas y los ensambles de la comunidad de peces, en particular para la laguna costera “Grande” Veracruz, se propone identificar en lo posible si existe una distribución diferencial entre los ambientes y éste ensamblado.

## **ANTECEDENTES**

Los estuarios son sistemas altamente productivos y los nutrientes se encuentran principalmente asociados con el detritus que es arrastrado por el agua continental o es creado por la descomposición de las plantas de los alrededores. El estrés del ambiente es causado principalmente por la mezcla de agua oceánica y continental, creando gradientes de salinidad y de temperatura, debido a que el agua oceánica y el agua continental no se encuentran a la misma salinidad y temperatura. Los gradientes creados por el mezclado no son fenómenos estables sino que aumentan y disminuyen diariamente de acuerdo a los ciclos de marea, el flujo de agua lleva materia orgánica e inorgánica suspendida, que puede crear gradientes de turbidez, así como de oxígeno disuelto (Moyle y Cech, 2000).

Los estudios realizados sobre ictiología de las lagunas costeras del Golfo de México son escasos, destacando los enfocados hacia cuerpos de agua más grandes, su composición específica y descripción de sus abundancias. Además existen trabajos comparativos de la ictiofauna de diversos sistemas lagunar-estuarinos del Golfo de México (Kobelkowsky, 1991; Reséndez-Medina y Kobelkowsky, 1991).

La mayoría de los estudios ecológicos de comunidades de peces costeros en el mundo corresponden a estuarios templados, entre los trabajos editados destacan aquellos de Wootton (1990), Helfman (1993), Moyle y Cech (2000), se ha observado que durante los ciclos de 24 horas las fluctuaciones afectan las conductas y actividades de los peces reconociendo patrones con la habilidad de los peces para detectar presas, evadir depredadores, agregarse o reproducirse, los cuales tienden a variar en el ciclo diario de luz-oscuridad, existiendo especies con hábitos típicamente diurnos, nocturnos y crepusculares. Otro de los aspectos abordados a nivel comunitario es el estudio de los espectros tróficos de las especies de estas comunidades (Lowe-McConnell, 1987; Potts, 1990; Helfman, 1993).

El análisis de comunidades de peces en estuarios templados de África y Australia difiere en varios aspectos, respecto al comportamiento de aquellas ubicadas en la región tropical del Atlántico Occidental (Moyle y Cech, 2000). Sin embargo, este tipo de estudios son escasos en ambientes tropicales (Castillo-Rivera *et al.*, 2002), se ha reportado que la temperatura muestra fuertes correlaciones positivas con la riqueza y diversidad de especies en estuarios templados (Rozas y Hackney, 1984), subtropicales (Tremain y Adams, 1995) y tropicales (Chao *et al.*, 1985).

La diversidad biológica de los países tropicales es alta y frecuentemente está acompañada de una tasa igualmente alta de alteración de los hábitat naturales debido a las actividades antrópicas, lo cual ha repercutido en la disminución de la densidad o aún en la eliminación de muchas especies (Brady, 1988; Ehrlich, 1988; Pimm *et al.*, 1995; Conroy y Noon, 1996; Gaston y Williams, 1996; Bawa y Seidler, 1998).

Hook (1991) determinó que la variación de la riqueza específica y la abundancia relativa para la South Bay, Texas, depende fundamentalmente de los microambientes que se encuentran conformando al sistema lagunar así como de la temperatura y la salinidad.

La evaluación de la estructura de una comunidad está generalmente representada por una lista de especies con sus correspondientes abundancias relativa. Un método que facilita el manejo de información es el empleo de índices de diversidad, como el de Shannon-Wiener y el índice de Simpson (Begon *et al.*, 1996; Krebs, 1999). Estos índices evalúan la diversidad de las comunidades buscando expresar en un único valor numérico, la riqueza, dominancia y equidad de la comunidad en estudio (Magurran, 1989).

## **MARCO TEÓRICO**

### **Lagunas costeras**

Una laguna costera se define como un cuerpo acuático semicerrado y situado por debajo del nivel máximo de las mareas más altas, separado del mar por algún tipo de barrera y con el eje mayor paralelo a la línea de costa. Son cuerpos de agua situados a lo largo del litoral que en su mayoría mantienen comunicación permanente con el mar además, tienen una entrada continua de agua dulce proveniente de los ríos. En algunos casos, la boca se llega a cerrar durante cierto tiempo, por causas naturales (Lankford, 1977).

La comunicación con el mar puede ser permanente o efímera y son el resultado del encuentro entre dos masas de agua de diferentes características. La circulación del agua está originada por el ir y venir de la marea que entra por la boca, la fuerza de los ríos y los vientos; entre más eficiente sea la circulación, mayor será su productividad (Contreras, 2000).

Las lagunas costeras se caracterizan por funcionar como áreas de protección, reproducción y alimento para organismos que viven en zonas del mar; se asocian con ríos actual o antiguamente activos. Los valles de antiguos ríos constituyen una parte de las cuencas de las lagunas; estas conocidas como llanuras costeras de agradación. Desde la perspectiva geológica, las lagunas son efímeras y se debe considerar como eventos o procesos de una progradación costera (Contreras, 2000).

El tamaño y cierre de la boca o bocas es efecto de la dinámica de dos procesos fundamentales: transportación litoral y la descarga fluvial; su tamaño se relaciona con el volumen que involucra una y la otra. La mayoría de las lagunas en México son levemente eutróficas y se encuentran asociadas a una profusa vegetación como la circundante y sumergida; además de presentar un alto intercambio de materia orgánica (Contreras, 2002).

La importancia de estos sistemas ecológicos es que existe una sobretasa de energía, lo que las convierte en recursos potenciales, ya que son áreas con hábitat ricos en nutrientes (Knoppers, 1994) y que además manifiestan variaciones estacionales significativas; son sitios importantes para la biodiversidad de organismos tanto acuáticos como terrestres y son áreas de anidación de aves tanto residentes como migratorias (Contreras, 2000).

Los ecosistemas naturales actúan como zonas de protección contra fenómenos naturales y como estabilizadores de microclimas. Los humedales reducen el impacto de las olas o de las corrientes marítimas, controlan la tasa de sedimentación, ayudan al control de inundaciones ya que son capaces de absorber el exceso de agua. Acumulan una gran cantidad de materia orgánica que bajo ciertas condiciones, sólo se descompone parcialmente y se almacena en los sedimentos. Una importante cantidad de carbono se encuentra retenida en los humedales (a una tasa de 250 kg/ha/año); son la principal fuente emisora de metano a la atmósfera (promedio aproximado de 500 kg/ha/año), lo que tiene un efecto importante en el fenómeno del calentamiento global de la Tierra (Crowe, 2000).

La mayoría de las lagunas veracruzanas se originaron por sedimentación terrígena debido a que la costa del Golfo de México es antigua, ya que los procesos sedimentarios se han desarrollado durante miles de años (Contreras, 2000). En términos generales, la mayoría de las lagunas veracruzanas son salobres, reciben agua proveniente de los ríos y del mar por medio de la marea. La entrada de agua dulce trae consigo importantes cantidades de sales nutritivas básicas de fósforo y nitrógeno que junto con la luz y el dióxido de carbono son fundamentales para la producción primaria así como para mantener la salud del sistema acuático (Contreras *et al.*, 2002).

### **Complejidad de una comunidad**

Las comunidades tienen un atributo denominado diversidad de especies, la idea de la diversidad se basa en la suposición de que las poblaciones interactúan una con otra y con el ambiente en diversas formas, las que se manifiestan en el número y abundancia de especies presentes en la comunidad. La diversidad comúnmente se analiza a través del patrón de distribución de la abundancia entre las especies. La abundancia de una especie, en un sentido absoluto, puede evaluarse en términos del número de individuos, biomasa por unidad de área, cobertura, o alguna otra unidad de significado funcional (Magurran, 1989).

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 (Halfter y Ezcurra, 1991).

Algunos de los índices más empleados para el análisis de la complejidad son Shannon-Wiener y Simpson. El de Shannon-Wiener considera la importancia de la cantidad de especies presentes en los muestreos; sin embargo, este no enfatiza en la dominancia o equidad presente en los muestreos, por lo que es ideal emplear también el índice de dominancia de Simpson, el cual ayuda a observar que especie o especies son las más representativas en la comunidad, además de no ser afectado por especies raras, una manera también de cuantificar la heterogeneidad del sistema.

## **OBJETIVO GENERAL**

- Evaluar la variación estacional y espacial de la comunidad de peces del sistema Laguna Grande.

## **OBJETIVO PARTICULAR**

- Elaborar el listado taxonómico de la comunidad de peces.
- Evaluar la diversidad, equidad y dominancia de la comunidad a través de cuatro diferentes ambientes sedimentológicos dentro de la laguna a lo largo de un ciclo anual.
- Relacionar los índices de diversidad con las variables ambientales (temperatura del agua, salinidad y oxígeno disuelto) de acuerdo a los periodos de lluvia y estiaje.

## ÁREA DE ESTUDIO

Veracruz posee una gran riqueza hidrológica. El 35% de las aguas superficiales mexicanas atraviesan el territorio veracruzano. Cuenta con más de 40 ríos integrados en 10 cuencas hidrológicas, entre las que destacan las de los ríos Pánuco, Tuxpan, Cazones, Nautla, Jamapa, Papaloapan y Coatzacoalcos.

La Región Centro de Veracruz comprende los Municipios de: Martínez de la Torre, Nautla, Vega de Alatorre, Alto Lucero, Ursulo Galván, Veracruz Boca del Río, Alvarado; Medellín, Lerdo de Tejada y Ángel R. Cabada.

El sistema de laguna Grande se encuentra dentro de la llanura costera del Golfo de México, en el municipio de Vega de Alatorre en la región central del litoral del estado de Veracruz. Se ubica entre los 20° 02' y 20° 06' latitud norte, 96° 36' y 96° 42' longitud oeste (véase figura 1). Se localiza entre 15-150 km dentro de la franja de plataforma suave. Está conformado por dos lagunas: Laguna Chica y Laguna Grande, comunicados entre sí por un canal estrecho, conocido como "El Caño" (Lankford, 1977). Clasificada como Región E, III-A por Lankford (1977) en unidad morfotectónica I (Carranza-Edwards *et al.*, 1975)

La superficie total que abarca el sistema lagunar es de 800 ha; se trata de un sistema somero, cuya profundidad media es de 0.70 m, con registros de más de 1 metro en el canal "El Caño", que comunica a las dos lagunas. La Laguna Chica ocupa la porción noroccidental del sistema lagunar, sus dimensiones aproximadas son 300 ha de longitud por 80 ha de anchura en sus puntos extremos. Laguna Grande tiene alrededor de 470 ha de longitud por 150 ha de anchura, con un área cercana a 500 ha (García, 2004). En febrero se confirmó aproximadamente 1.5 m de profundidad cuando la barra estaba cerrada.

El sistema recibe el aporte de aguas marinas mediante una pequeña boca de aproximadamente 80 m de anchura (barra abierta marzo-abril), que comunica al sistema por un canal localizado en el extremo sureste de la Laguna Grande; mientras que el aporte de agua dulce es proporcionado por escurrimientos continentales, dulceacuícolas "el Diamante", "El Guanál" y "El Tepe", los que nacen en la vertiente de la Sierra Madre Oriental o en la Mesa Central de oeste a este, desembocan en el sistema y en la actualidad en menor proporción por el Río Colipa, cuya influencia hacia el interior del sistema está limitada por la estrechez del canal de comunicación (García-Cubas *et al.*, 1992).

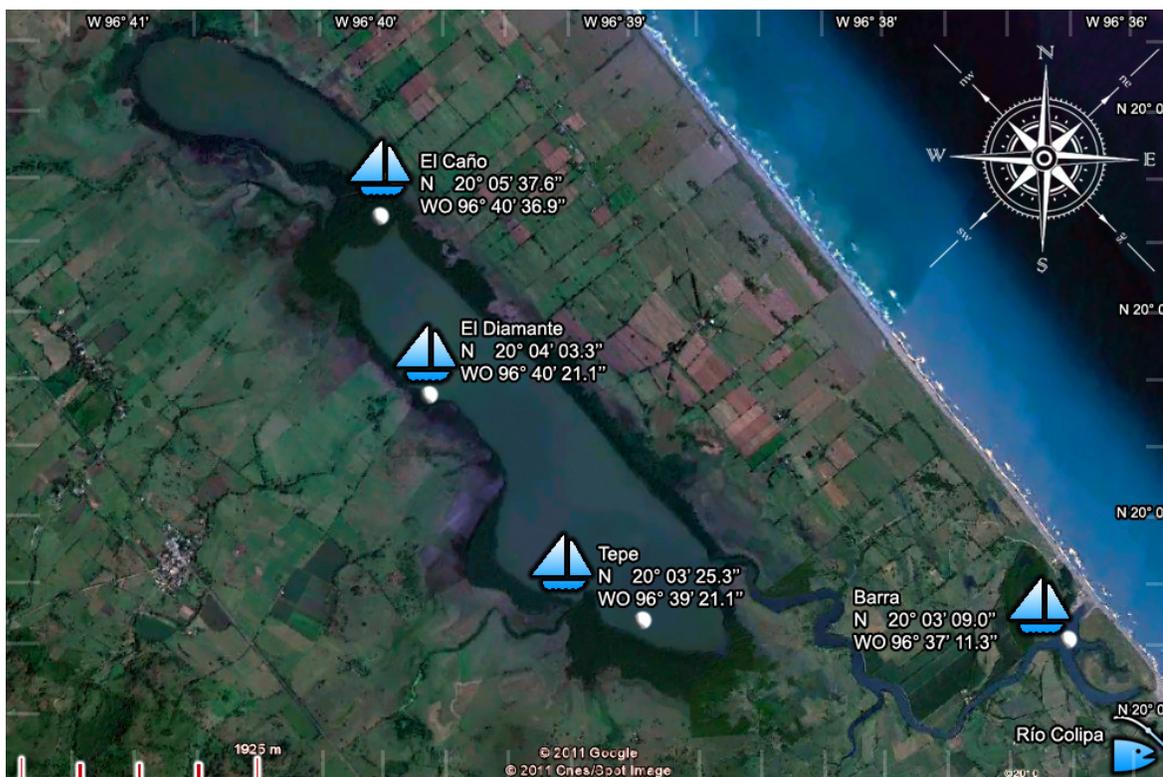


Figura 1 Sitios de muestro en Laguna Grande, Veracruz, México.

Durante el verano, el sistema es predominantemente oligohalino 0.5-5.0 unidades porcentuales de salinidad (ups), excepto en las áreas del canal (“El Vado”) próximas a la comunicación con el mar, en donde se comporta como polihalino 18-30 ups (García-Cubas *et al.*, 1992).

El Rio Colipa desemboca a una altura diferente de donde solía hacerlo, provocando una disminución de producción pesquera; en la actualidad, se abre la barra en la playa Navarro (20° 3'11.38" N, 96°37'5.80" O) de manera mecánica, propiciando un intercambio e aguas (salada/dulce) en la laguna. La barra se encontraba cerrada debido a la pesca del ostión en febrero (2011).

De acuerdo con la clasificación de Köppen, modificada por García (2004) para la República Mexicana, el clima es del tipo Aw<sup>1</sup> (x') (e), el cual corresponde a un clima cálido subhúmedo con lluvias en verano, con dos épocas de secas, una marcada en invierno y otra más corta durante el verano, con lluvias poco frecuentes pero intensas durante todos los meses.

El régimen climático, por la oscilación térmica, es extremoso, en promedio una temperatura máxima de 27.5° C a principios de verano y una mínima de 19.5° C a mediados del invierno, con precipitaciones pluviales que alcanzan promedios de 22 mm como mínimo a 180 mm como máximo; los meses de enero - febrero son los de menor precipitación y julio - agosto los de máxima (García, 2004). Predominan mangles en la vegetación de las orillas de la laguna (*Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*), aunque ha habido disminución de estos debido a factores antropogénicos (Meza, 1988).

## **MÉTODO**

### **Actividades de campo**

Durante el año 2010 se realizaron colectas bimestrales a partir de febrero a diciembre, seleccionando cuatro áreas diferenciales en función de los ambientes presentes en los sistemas estuarinos, como son los cabezos este tipo de ambiente es estructurado por una sedimentología conformada por restos de conchas de ostión en la estación El Diamante; el ambiente limo-arcilloso el cual se encuentra en la boca de descarga de los esteros que alimentan a la laguna en la estación El Caño; los ambientes arenosos son cercanos a la desembocadura de la laguna hacia el mar en la estación La Barra; y los ambientes de islas de manglar con una gran cantidad de materia orgánica en descomposición y una baja considerable en cuanto a la concentración de oxígeno disuelto en la estación El Diamante (véase figura 1).

El arte de pesca fue estandarizado, utilizando una malla o red de 80 m de longitud y altura de 1.5 m, cuya abertura de malla es de 1.5 pulgadas usando como arte de pesca “redondel”; en cada localidad se llevaron a cabo dos encercos que cubrían alrededor de 200 m cuadrados en un tiempo de 15 minutos.

En cada lugar de colecta se registraron los siguientes parámetros: salinidad (Refractómetro Marca Vee Gee, Modelo STX-3), temperatura del agua y concentración del oxígeno disuelto (Oxímetro Marca YSI, Modelo 52CE).

## Actividades de laboratorio

Los ejemplares colectados se colocaron en formol al 15% durante 48 horas; posteriormente se lavaron en agua y finalmente fueron envasados en alcohol al 70% para su conservación. También se realizaron fotografías, medidas corporales, así como la determinación del peso individual para cada especie (Margalef, 1977).

La determinación taxonómica se llevó a cabo con ayuda de claves dicotómicas de la Guía de la F.A.O. (2002) del Atlántico Central Occidental, así como las claves taxonómicas de Eschmeyer (1998), McEachran (1998) y Castro-Aguirre *et al.* (1999).

## Actividades de gabinete

### *Análisis ecológico*

Para cada una de los lugares de recolecta se determinarán los parámetros a considerar: riqueza (S), diversidad (H'), equidad (J'), dominancia ( $\lambda$ ). La riqueza es considerada como el número de especies obtenidas por colecta, y la diversidad se evaluará tanto por Shannon-Wiener como por el índice no sesgado de Simpson.

Para medir el grado de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo elegido al azar de una colecta se utilizó el índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener:

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i)(\log_2 p_i)$$

Donde: H' = índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener

s = número de especies

$p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$  ( $p_i = n_i/N$ )

La Dominancia ( $\lambda$ ), se determinó por el índice de Simpson para poblaciones infinitas:

$$D = \sum p_i^2$$

Donde:  $p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$  ( $p_i = n_i/N$ )

La equidad o la tendencia a la igual proporcionalidad ( $J'$ ), se calculó con la ecuación de equidad de Pielou, que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada:

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

Donde:  $H'_{\max} = \log S$

$S$  = número de especies en muestreo

Para demostrar qué parámetro ambiental presentaba una diferencia significativa, que indicará si tiene una influencia sobre los valores de diversidad se empleó el coeficiente de Correlación de Spearman (Rho). Este coeficiente es una medida de asociación lineal que utiliza los rangos, números de orden, de cada grupo de sujetos y compara dichos rangos; su fórmula es:

$$r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n^3 - n}$$

Donde:  $r_s$  = Rho de Spearman

$d_i$  = La diferencia entre los rangos X y Y

$n$  = número de rangos

## RESULTADOS

### LISTADO TAXONÓMICO

A partir de las colectas de peces realizadas bimensualmente en Laguna Grande se elaboró el listado taxonómico que comprende 10 órdenes, 21 familias y 36 especies. El periodo de colecta comprende de febrero a diciembre del 2010. A continuación siguiendo los criterios de ordenamiento filogenético de Nelson (2006) se cita el listado de todas las especies de peces determinadas en este estudio.

**Phylum:** Chordata  
**Subphylum:** Craniata  
**Superclase:** Gnathostomata

**Clase:** Actinopterygii  
**Subclase:** Neopterygii

**Orden:** Elopiformes  
**Familia:** Elopidae  
*Elops saurus* (Linnaeus, 1766)

**Orden:** Anguilliformes  
**Familia:** Ophychthiidae  
**Subfamilia:** Ophychthiinae  
*Ichthyapus ophioneus* (Evermann y Marsh, 1900)

**Orden:** Clupeiformes  
**Familia:** Engraulidae  
*Anchoa hepsetus* (Linnaeus, 1748)  
*Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829)

**Familia:** Clupeidae  
*Brevoortia gunteri* (Hildebrand, 1948)

**Orden:** Siluriformes  
**Familia:** Ariidae  
*Ariopsis felis* (Linnaeus, 1766)  
*Cathorops aguadulce* (Meek, 1904)

**Orden:** Batrachoidiformes  
**Familia:** Batrachoididae  
*Opsanus beta* (Goode y Bean, 1880)

- Orden:** Mugiliformes  
**Familia:** Mugilidae  
*Mugil cephalus* (Linnaeus, 1748)  
*Mugil curema* (Valenciennes, 1836)  
*Agonostomus monticola* (Brancoft, 1834)
- Orden:** Beloniformes  
**Familia:** Belonidae  
*Strongylura notata* (Poey, 1860)
- Orden:** Gasterosteiformes  
**Familia:** Syngnathidae  
*Syngnathus caribbaeus* (Dawson, 1797)
- Orden:** Perciformes  
**Suborden:** Percoidei  
**Familia:** Centropomidae  
*Centropomus mexicanus* (Bocourt, 1868)  
*Centropomus parallelus* (Poey, 1860)  
*Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792)
- Familia:** Carangidae  
*Oligoplites saurus* (Bloch y Schneider, 1801)  
*Selene vomer* (Linnaeus, 1758)  
*Caranx latus* (Agassiz, 1831)  
*Hemicaranx amblyrhynchus* (Cuvier, 1833)
- Familia:** Lutjanidae  
*Lutjanus griseus* (Linnaeus, 1758)
- Familia:** Gerreidae  
*Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829)  
*Diapterus auratus* (Ranzani, 1842)  
*Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863)  
*Eugerres plumieri* (Cuvier, 1830)
- Familia:** Sparidae  
*Archosargus probatocephalus* (Walbaum, 1792)
- Familia:** Sciaenidae  
*Cynoscion arenarius* (Ginsburg, 1930)  
*Menticirrhus litoralis* (Holbrook, 1847)  
*Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823)  
*Bairdiella ronchus* (Cuvier, 1830)  
*Bairdiella chrysoura* (Lacepède, 1802)

**Suborden:** Labroidei  
**Familia:** Cichlidae  
*Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758)  
*Tilapia zillii* (Gerbais, 1848)  
*Tilapia rendalli* (Boulenger, 1897)

**Familia:** Eleotridae  
*Gobiomorus dormitor* (Lacepède, 1800)

**Familia:** Gobiidae  
*Gobionellus oceanicus* (Pallas, 1770)

**Familia:** Paralichthyidae  
*Citharichthys spilopterus* (Günther, 1862)

**Familia:** Achiridae  
*Trinectes trimaculatus* (Bloch y Schneider, 1801)

**Orden:** Pleuronectiformes  
**Familia:** Cynoglossidae  
**Subfamilia:** Symphurinae  
*Symphurus plagiusa* (Linnaeus, 1766)

Tabla 1 Listado de especies.

## ABUNDANCIA

Se colectaron un total de 983 organismos la mayor abundancia se registro en la temporada de estiaje en el mes de abril con un 31%, febrero con 10% y diciembre con 5%; en la temporada de lluvias junio con 30%, agosto 16% y octubre con 8%.

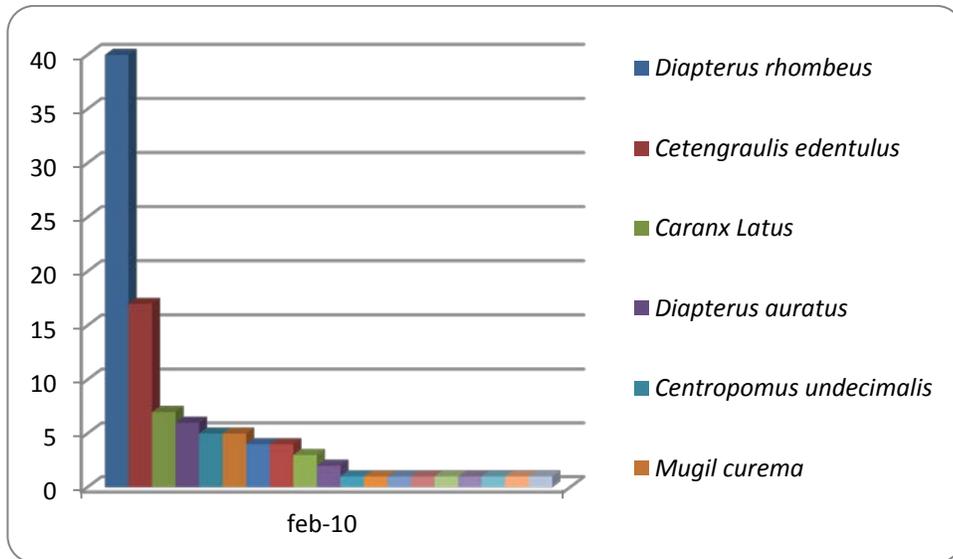


Figura 2.1 Gráfica de abundancia febrero 2010.

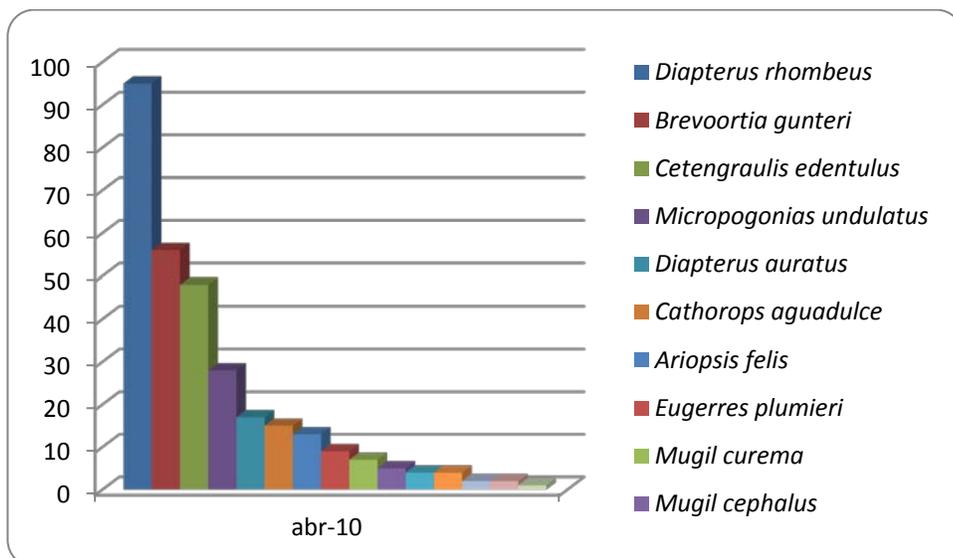


Figura 2.2 Gráfica de abundancia abril 2010.

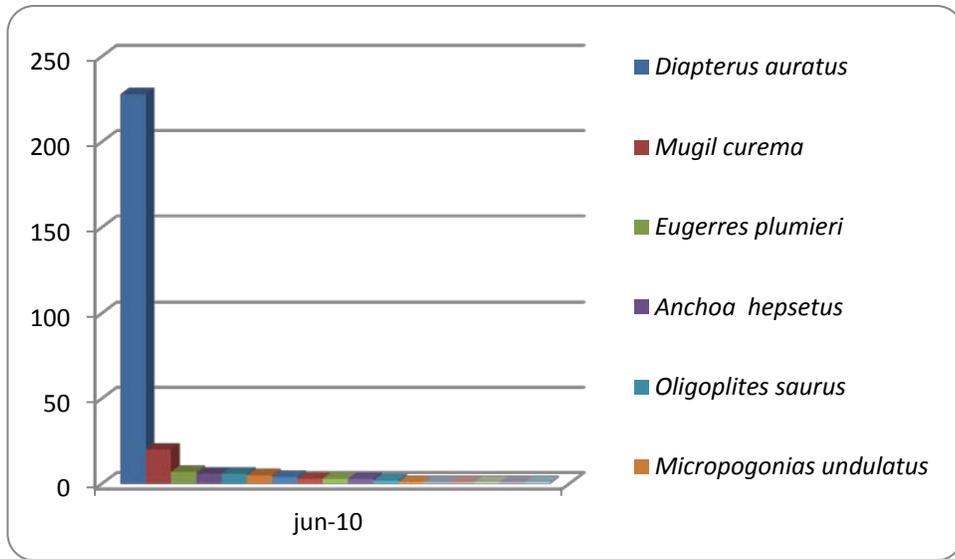


Figura 2.3 Gráfica de abundancia junio 2010.

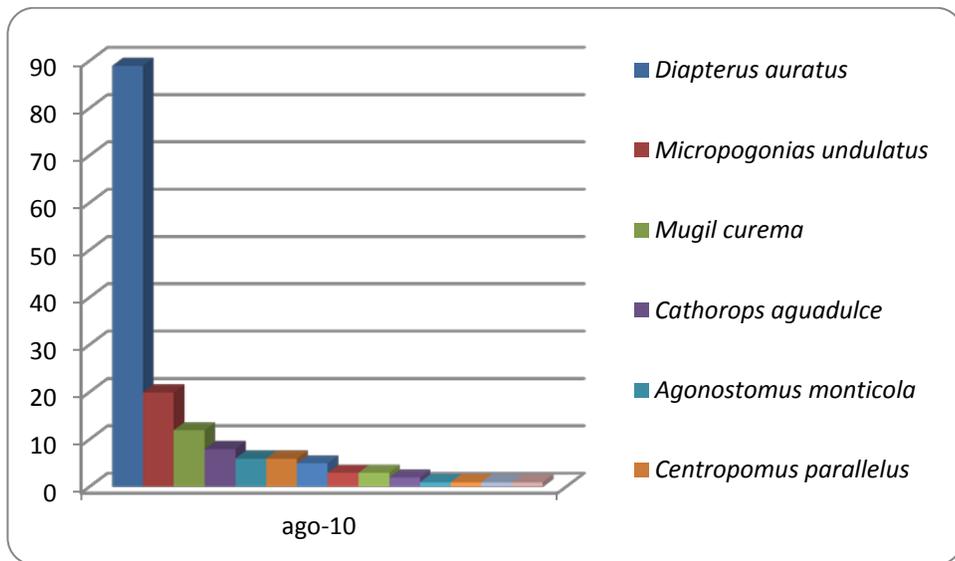


Figura 2.4 Gráfica de abundancia agosto 2010.

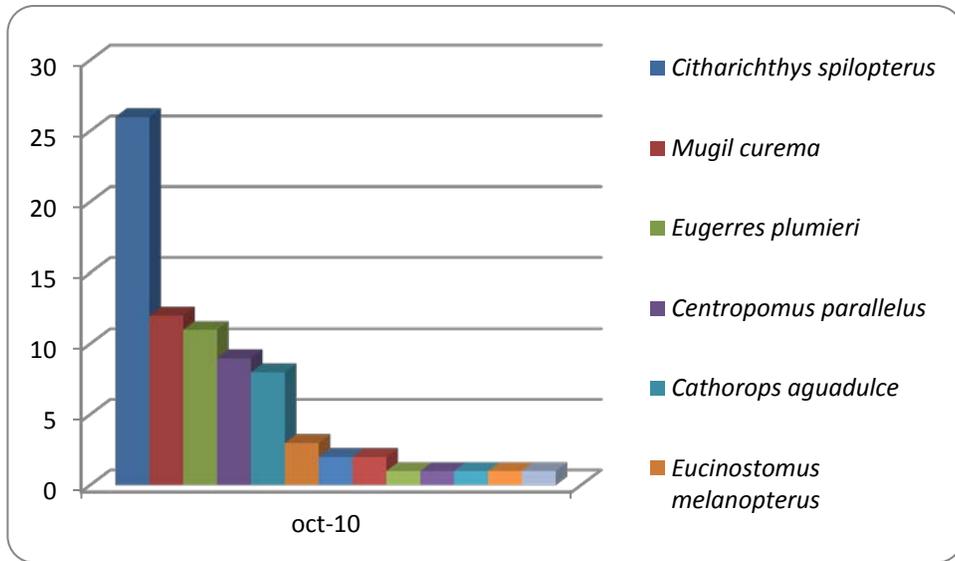


Figura 2.5 Gráfica de abundancia octubre 2010.

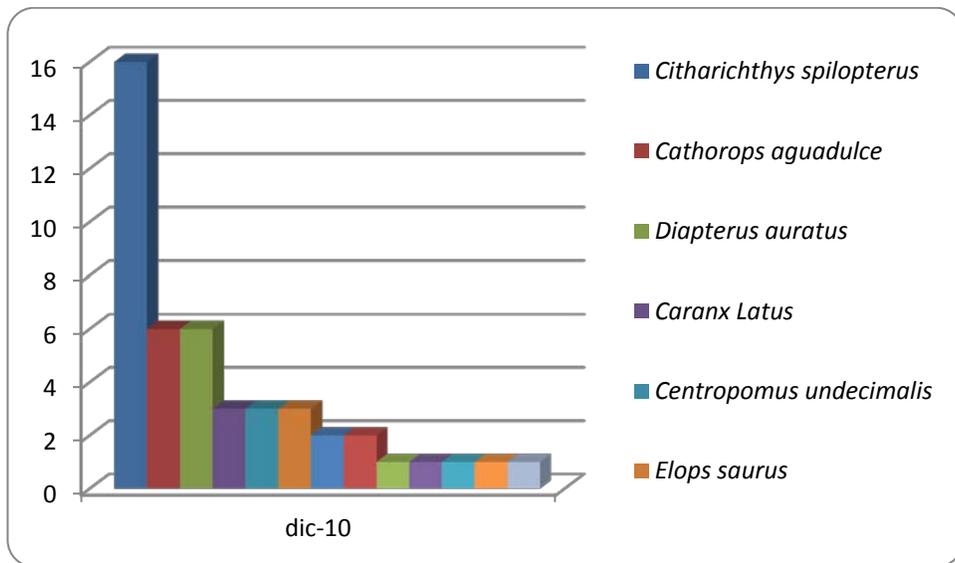


Figura 2.6 Gráfica de abundancia diciembre 2010.

La abundancia indica un patrón de una sola especie dominante para todas las colectas durante el año; la más representativa por bimestre son *Diapterus rhombeus* en el mes de febrero y abril (véase figura 2.1 y 2.2), *Diapterus auratus* en junio y agosto (véase figura 2.3 y 2.4), *Citharichthys spilopterus* para octubre y diciembre (véase figura 2.5 y 2.6).

## DIVERSIDAD

La diversidad en la temporada de estiaje muestra su valor más alto en el mes de abril para la mayoría de las estaciones seguido de febrero y diciembre; en la temporada de lluvia presenta su valor más bajo en el mes de junio seguido por agosto y octubre.

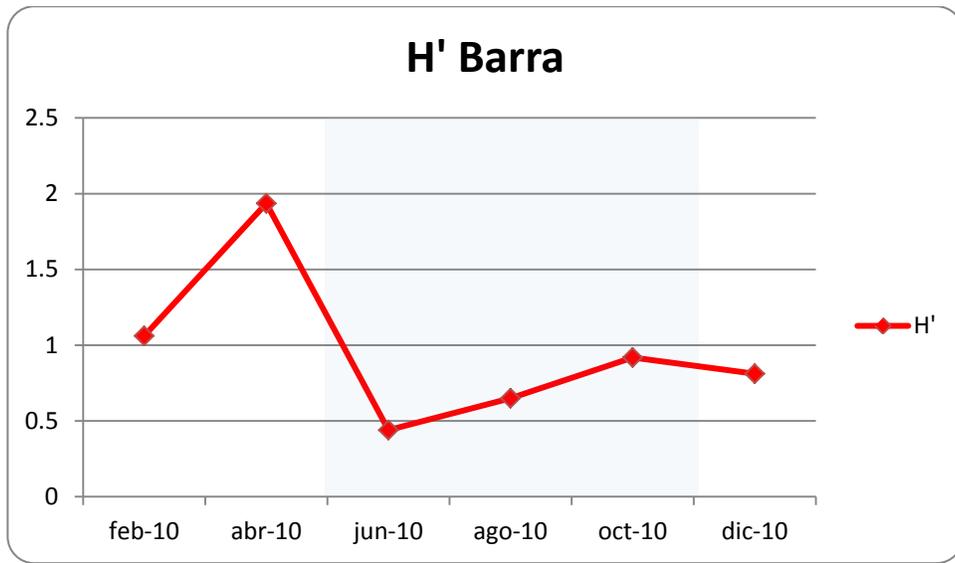


Figura 3.1 Gráfica de diversidad en el sitio de muestro la Barra.

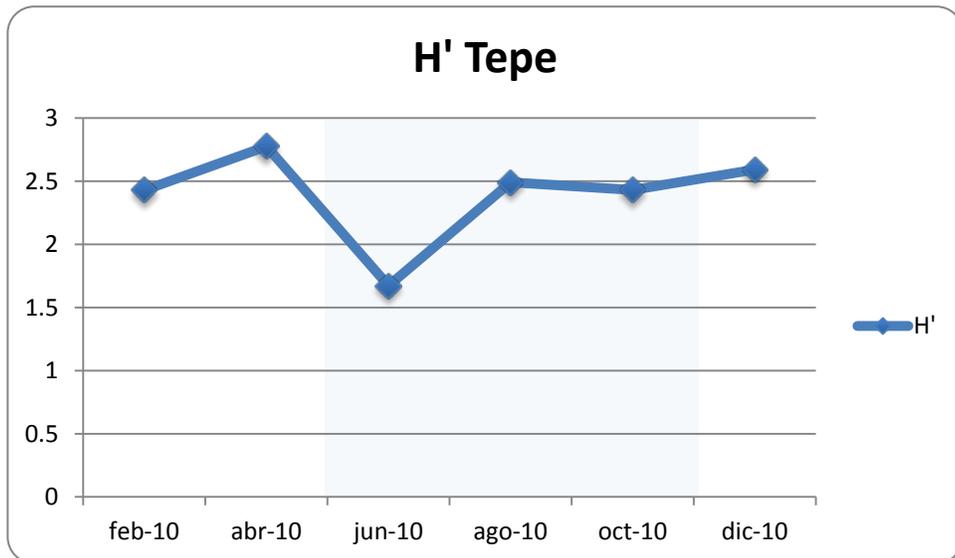


Figura 3.2 Gráfica de diversidad en el sitio de muestro el Tepe.

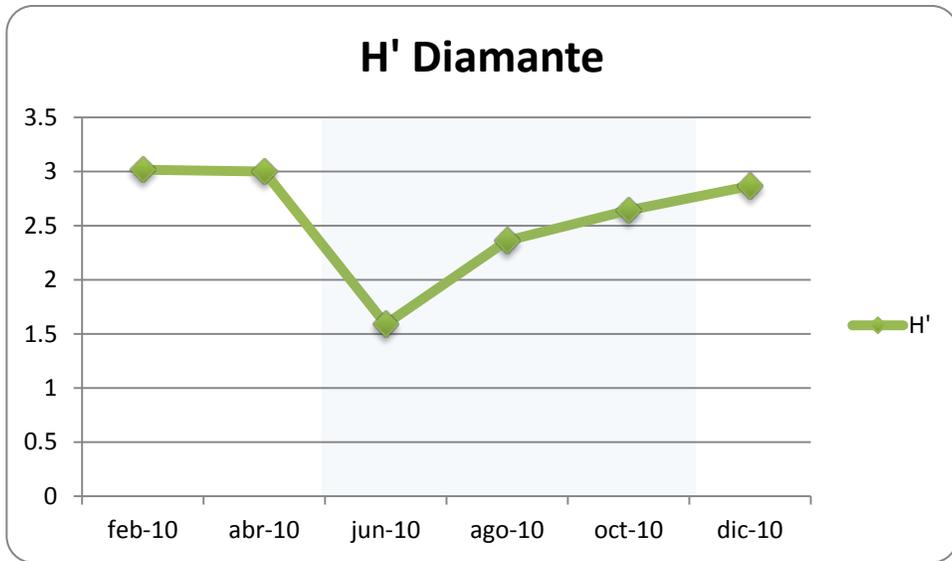


Figura 3.3 Gráfica de diversidad en el sitio de muestro el Diamante.

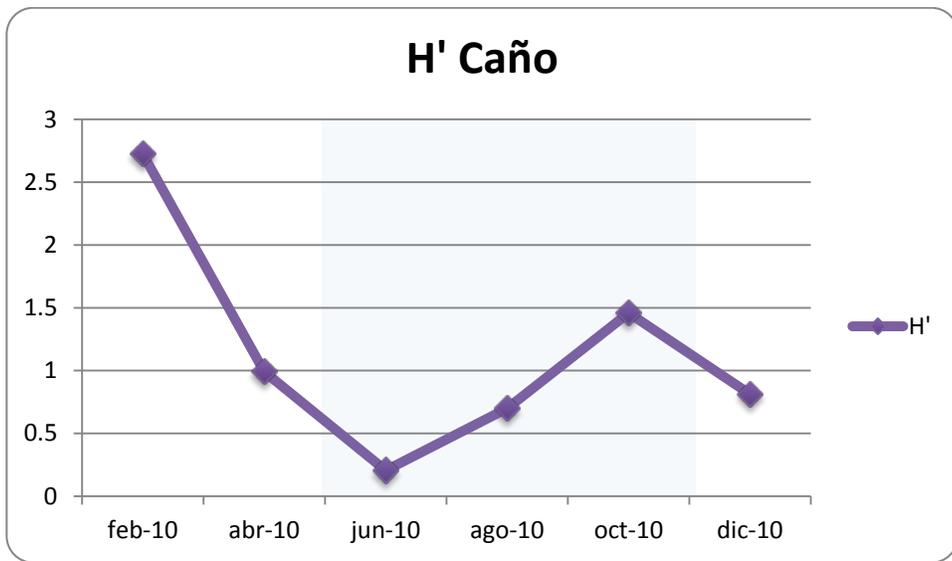


Figura 3.4 Gráfica de diversidad en el sitio de muestro el Caño.

El valor más alto para diversidad se registro en el Diamante para el mes de febrero con un valor de 3.0170 (véase figura 3.3), los menores son en la Barra y el Caño en el mes de diciembre con un valor de 0.2055 respectivamente (véase figura 3.1 y 3.4).

## DOMINANCIA

Se observa un comportamiento muy similar de la Dominancia en todas las estaciones presentando su valor más alto es en la temporada de lluvias en el mes de junio seguido de agosto y octubre; en la temporada de estiaje para la Barra y el Tepe los valores más bajos son en abril, mientras que para el Diamante y el Caño son en el mes de febrero.

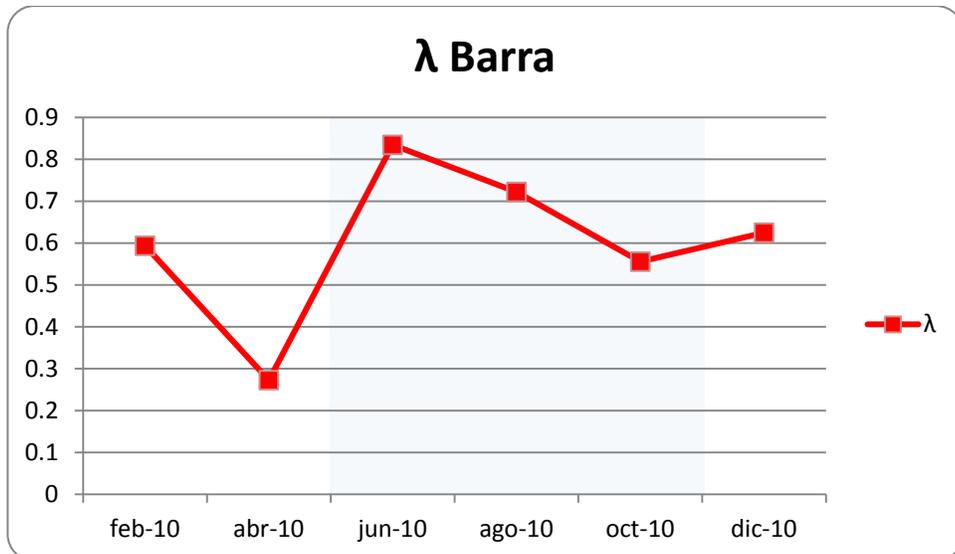


Figura 4.1 Gráfica de dominancia en el sitio de muestro la Barra.

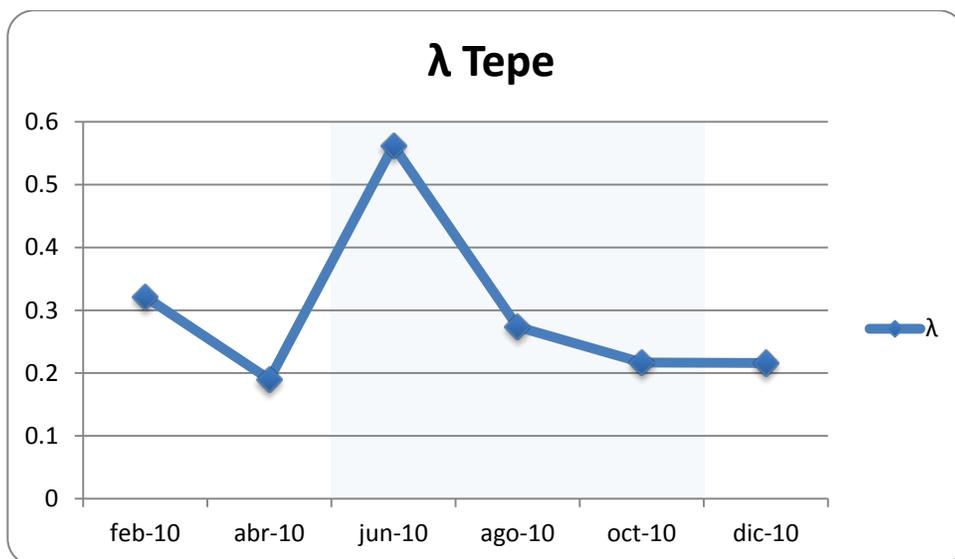


Figura 4.2 Gráfica de dominancia en el sitio de muestro el Tepe.

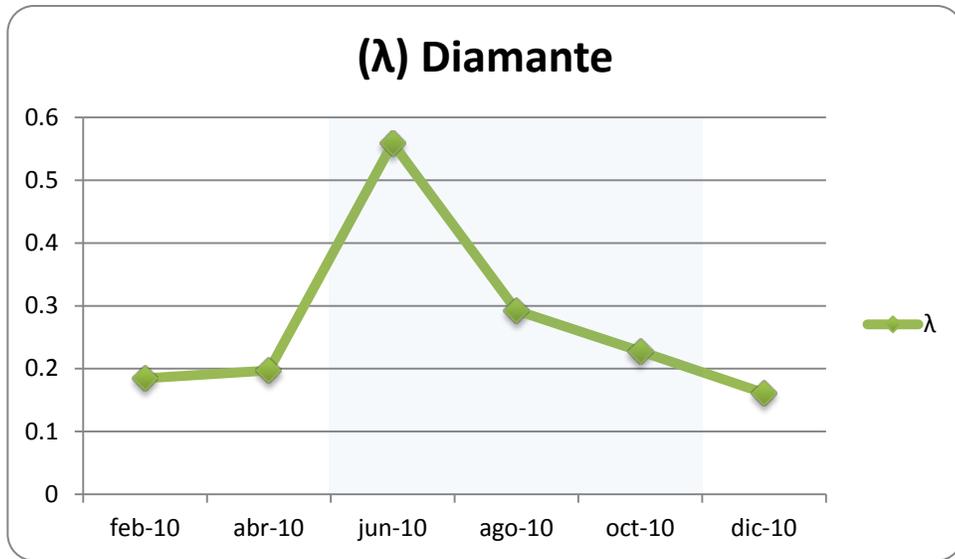


Figura 4.3 Gráfica de dominancia en el sitio de muestro el Diamante.

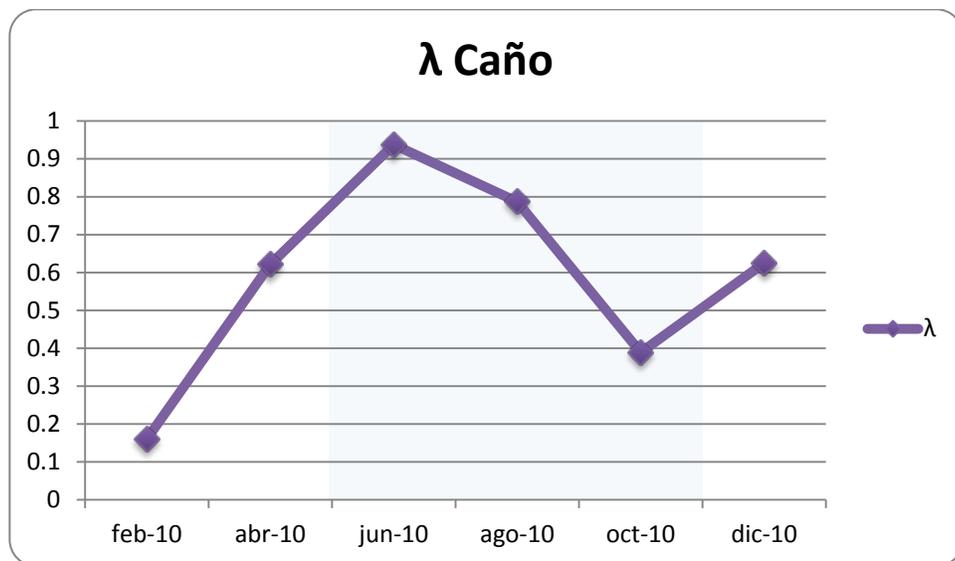


Figura 4.4 Gráfica de dominancia en el sitio de muestro el Caño.

El valor más alto para dominancia se registro en la Caño para el mes de junio con 0.9375 (véase figura 4.1) y el menor para el Caño en el mes de febrero con 0.1604 (véase figura 4.4).

## EQUIDAD

La Equidad presenta su valor más alto en la temporada de estiaje en el mes de febrero para las estaciones la Barra y el Caño, en diciembre para el Diamante y el Tepe; en la temporada de lluvia el valor más bajo es en el mes de junio, seguido de agosto y octubre para todas las estaciones.

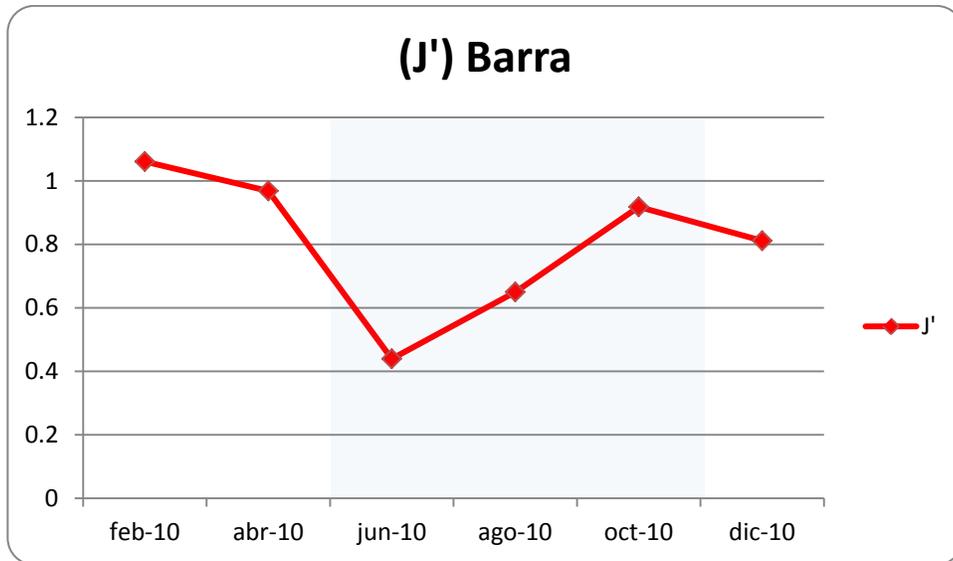


Figura 5.1 Gráfica de equidad en el sitio de muestro la Barra.

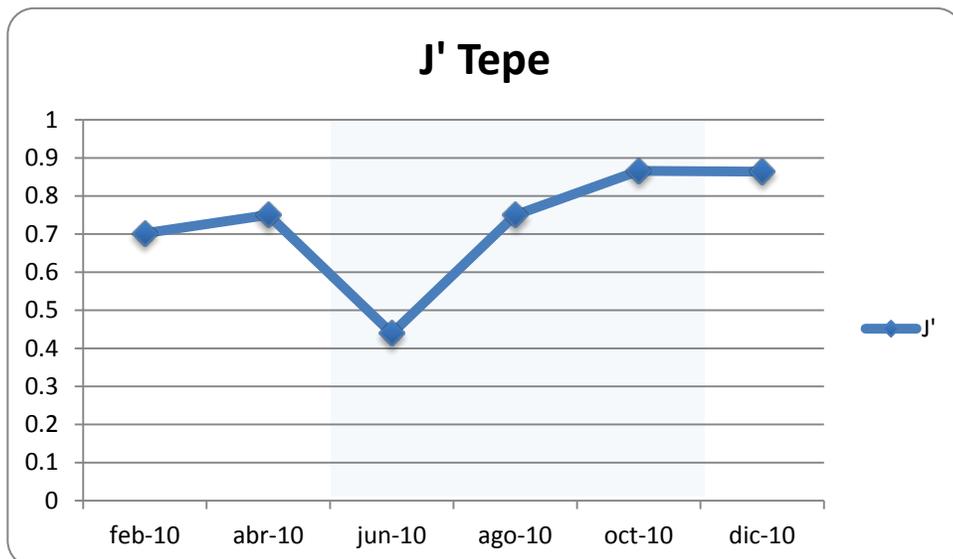


Figura 5.2 Gráfica de equidad en el sitio de muestro el Tepe.

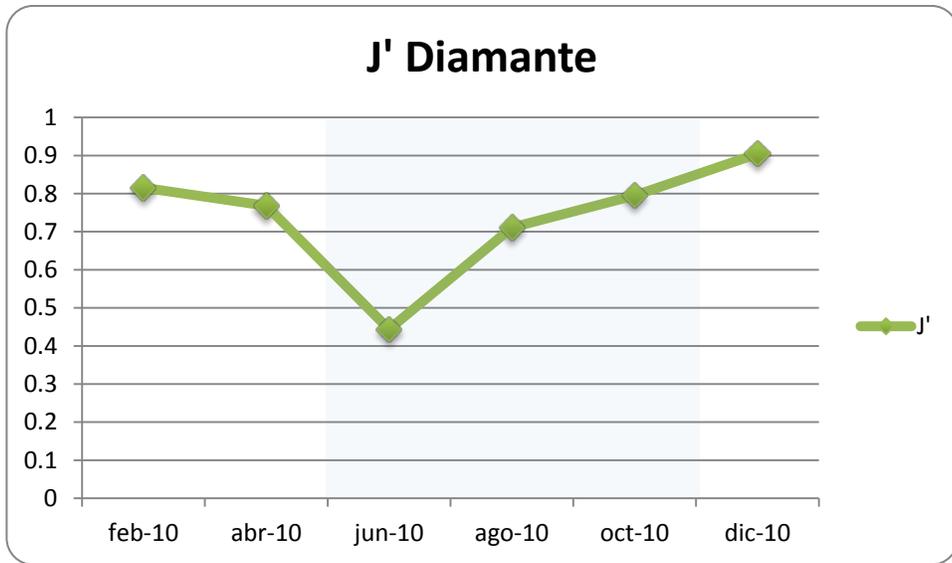


Figura 5.3 Gráfica de equidad en el sitio de muestro el Diamante.

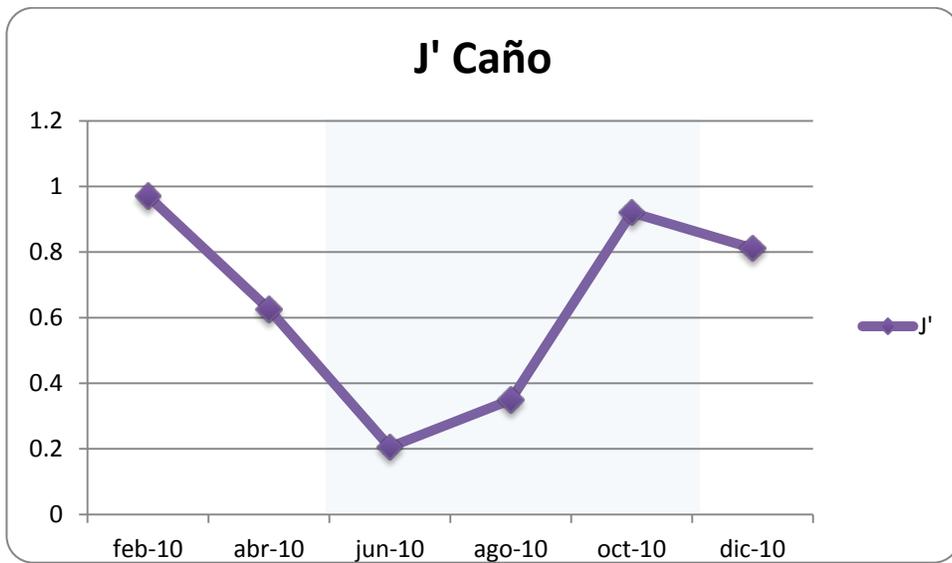


Figura 5.4 Gráfica de equidad en el sitio de muestro el Caño.

El valor más alto para equidad se registro en la Barra para el mes de febrero con 1.0612 (véase figura 5.1) y el menor para el Caño en el mes de junio con 0.2055 (véase figura 5.4).

## VARIABLES AMBIENTALES

En la temporada de estiaje los parámetros ambientales registrados para temperatura y oxígeno disuelto son inversamente proporcionales entre si, este comportamiento es observado en los meses de abril y diciembre; en la temporada de lluvia los cambios son más uniformes; para salinidad muestra cambios muy drásticos durante todo el año con el valor más alto en diciembre.

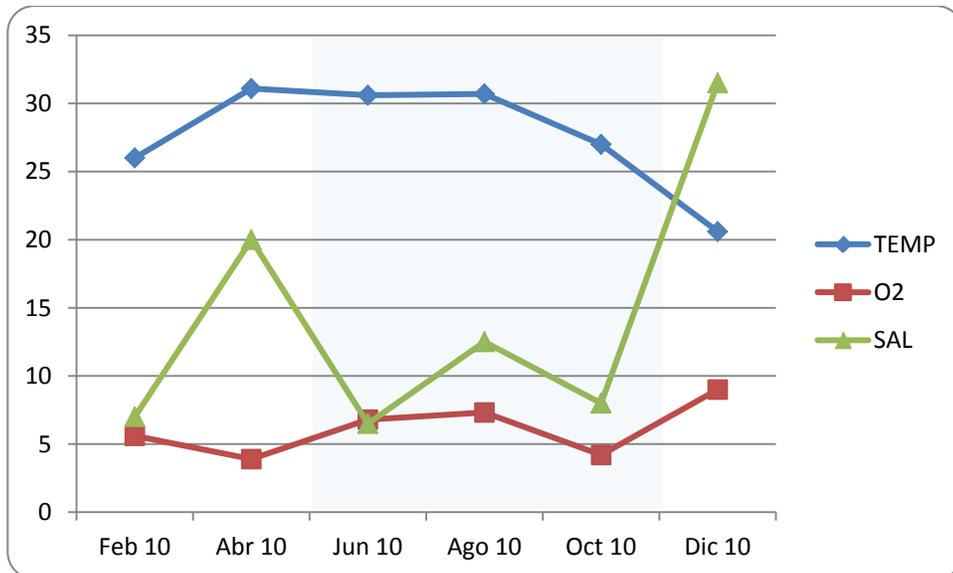


Figura 6 Gráfica de variables ambientales.

El valor más alto para temperatura se registro en el mes de abril con 31 °C y el menor en el mes de diciembre con 20.6 °C; para oxígeno disuelto (O<sub>2</sub>) en diciembre se registro el valor más alto con 9 mg/L y el más bajo en abril con 3.9 mg/L; para salinidad en el mes de diciembre se registro el valor más alto con 31.5 0/00 y el más bajo en junio con 6.5 0/00 (véase figura 6).

Para realizar la prueba de Rho de Spearman se usaron los valores obtenidos en las variables ambientales contrastándola con las abundancias totales de los 6 muestreos.

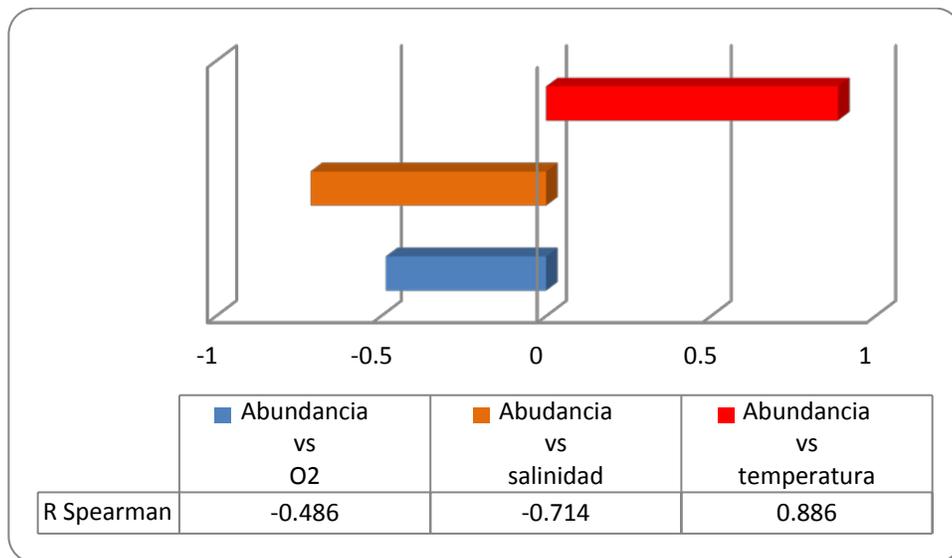


Figura 7 Gráfica rho de Spearman.

El rango de valores de Rho de Spearman es de -1 a 1, siendo que los valores más cercanos a 1 son más altamente correlacionados positivamente; la variable de temperatura es la más correlacionada con la abundancia al presentar un valor de 0.886.

## DISCUSIÓN

Para este sistema lagunar, durante el período de muestreo, se identificaron 36 especies. El total de especies registradas en este sistema asciende a 48, lo cual representa 15.09% de las especies registradas en 13 lagunas del Golfo de México por Reséndez y Kobelkowsky (1991). En general, la mayoría de las especies presentan una amplia distribución a lo largo de la laguna, esto se debe a los amplios rangos de tolerancia que éstas poseen hacia las fluctuaciones de las variables ambientales a lo largo del año, ya que la distribución de los organismos está determinada por la diversidad de ambientes existentes en cada sistema.

En las diferentes comunidades (lagunas costeras, estuarios, arrecifes coralinos y/o cuerpos dulceacuícolas) las especies coexisten presentando estrechas relaciones inter e intraespecíficas, también lo hacen con el ambiente y sus variaciones; con base en esto, algunas especies presentan mayor éxito y dominancia que otras, donde se reflejan sus adaptaciones biológicas y ecológicas que a su vez se manifiestan en mayor abundancia y frecuencia, y como consecuencia, en su amplia distribución en el sistema estudiado (Díaz-Ruiz, 1996). Así, se definieron 3 especies dominantes: *Citharichthys spilopterus*, *Diapterus auratus* y *Diapterus rhombeus*, encontrándose ampliamente distribuidas con abundancias altas en la mayoría de las áreas del sistema.

De manera comparativa, en cuanto a los puntos de muestreo, los valores más bajos de diversidad ( $H' = 0.2055$ ) y equidad ( $J' = 0.2055$ ) se observaron en el mes de junio en “El Caño”, en cuanto a la dominancia, el valor más bajo ( $\lambda = 0.1604$ ) se presentó en el mes de febrero de igual manera en “El Caño”. Los valores más altos de diversidad y dominancia fueron observados en el mes de febrero ( $H' = 3.017$ ) en “El Diamante” y junio ( $\lambda = 0.9375$ ) en “El Caño” respectivamente. Según Margalef (1977), la diversidad de peces suele encontrarse entre 1 y 3.5, esto concuerda con los valores obtenidos. Se obtuvieron valores de diversidad similares a los de otras lagunas costeras: Para el sistema lagunar Chantuto-Panzacola (Chiapas) se tienen valores de  $H' = 2.84$  bits/ind (Díaz-Ruiz *et al.*, 2004, Ayala-Pérez *et al.*, 2003) reportaron para la Laguna de Términos (Campeche) una diversidad de  $H' = 3.99$  bits/ind.

Los factores ambientales actúan como filtros de nicho seleccionando la presencia de especies taxonómicamente cercanas y con preferencias similares. De esta forma, la temperatura y salinidad fueron significativos a lo largo de todo el año con respecto a la abundancia, estos parámetros pueden influenciar la composición de la comunidad y concuerda con lo mencionado por Margalef (1981), que considera que la salinidad es uno de los parámetros fundamentales en la configuración espacial y temporal de la comunidad, lo cual ha sido confirmado al haberse obtenido significancia de este parámetro entre ambas temporadas (Laguna Grande) y que a su vez concuerda con la significancia en la estructura de la comunidad. Alternativamente, Yañez-Arancibia (1986), corrobora lo anteriormente obtenido citando que en ecosistemas costeros las variaciones de salinidad, temperatura, tipos de sedimentos, clima, meteorología, hidrografía y circulación, son factores que pueden controlar la biología y reproducción de las especies.

De igual manera, Díaz-Ruiz et al. (2004) refuerza que las variables con mayor importancia en la variación de los parámetros ecológicos de la comunidad de peces, fueron la temperatura y la salinidad del sistema lagunar Chantuto-Panzacola. Lo mismo ocurre en sistemas costeros con gran heterogeneidad ambiental (Horn y Allen 1985, Hook 1991, Humphries *et al.*, 1992 y Aguirre-León y Díaz-Ruiz 2000).

De acuerdo a la prueba Rho de Spearman la variable de temperatura es la más correlacionada positivamente con la abundancia con un valor de 0.886, ya que este dato tiene diferencia significativa de acuerdo a los valores calculados según Zar (1996).

La heterogeneidad del ambiente en las temporadas es el factor más influyente en el aumento o reducción de la diversidad (Jacobs, 1980); los gradientes en la diversidad y el número de especies ícticas, para Laguna Grande se encuentran asociados a la variación de los parámetros físicos y químicos que hay en el ambiente, entonces los valores de diversidad se deben a la alta variabilidad y dinamismo de los sistemas lagunares-estuarinos.

## CONCLUSIONES

Se registraron 10 órdenes, 21 familias y 36 especies de peces (Tabla 1), las especies más representativas son *Diapterus rhombeus*, *Diapterus auratus*, y *Citharichthys spilopterus*.

La abundancia de algunas especies presentó un claro patrón estacional, *Diapterus auratus* para época de lluvias y para estiaje *Diapterus rhombeus* y *Citharichthys spilopterus*, estas 3 especies contribuyeron con el mayor número de organismos de la colecta total.

El valor más alto para dominancia se registró en la Barra (ambiente arenoso) en época de lluvia y el menor para el Caño (ambiente limo-arcilloso) en época de estiaje. El valor más alto para equidad se registro en la Barra en época de estiaje y el menor para el Caño en el mes de lluvia.

La relación de los índices de diversidad con las variables ambientales indica que la temperatura es la más correlacionada con la abundancia.

## BIBLIOGRAFÍA CITADA

ALLEN LG, MH HORN. 1975. Abundance, diversity and seasonality of fishes in Colorado Lagoon, Alamitos Bay, California. *Estuarine and Coastal Marine Science* (3): 371-380.

AGUIRRE-LEÓN, A., S. DÍAZ-RUIZ y A. BERNAL-BECERRA. 1998. Ecología de Peces en Sistemas Fluvio-Deltaicos: Estudio para el Sistema Pom-Atasta en Campeche. Serie Académicos 28. Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. México. 63 p.

AYALA-PÉREZ, L.A., J. RAMOS-MIRANDA y D. FLORES-HERNÁNDEZ. 2003. La comunidad de peces de la Laguna de Términos: estructura actual comparada. *Rev. Biol. Trop.*, 51(3-4): 783-794.

BAWA KS, SEIDLER R., 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conserv Biol* 12:46-55.

BEGON, M., J. HARPER y C. TOWNSEND. 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. 3rd Ed., Blackwell Science, Oxford. 945 p.

BRADY NC. 1988. International development and the protection of biodiversity. *En: Wilson EO (ed.). Biodiversity*. Washington DC, National Academic Press, pp. 409-418.

CARR, W. E. S. y C. A. ADAMS. 1973. Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Trans. Amer. Fish Soc.* 511-540.

CARRANZA-EDWARDS, A., M. GUTIÉRREZ-ESTRADA y R. RODRÍGUEZ TORRES. 1975. Unidades morfotectónicas continentales de las costas mexicanas. *An. Centro Cienc. del Mar y Limnol.*, Univ. Nal. Autón. México, 2(1): 81-88.

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.

CASTRO-AGUIRRE J.L., H.S. ESPINOSA-PEREZ, y J.J. SCMITTER-SOTO. 1999. *Ictiofauna Estuarino-Lagunar y Vicaria de México*. Limusa. México.

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.

CONROY MJ, NOON BR. 1996. Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. *Ecol Appl* 6:763-773.

CONTRERAS, F. 2000. Las lagunas costeras mexicanas y su importancia para la biodiversidad. *México* 2: (1): 20- 128.

CONTRERAS, F. 2002. Importancia de la pesca ribereña en México. *Contactos*. 3". Época 46: 5-14.

CONTRERAS, F., O. CASTAÑEDA-L., E. BARBA-MACÍAS y M. A. PÉREZ H. 2002. Caracterización e importancia de las lagunas costeras. En: INPI U. Ver. *La pesca en Veracruz y sus perspectivas de desarrollo*. CRIP/INP/SAGARPA/ U.Veracruzana, México, pp: 31-43

CROWE, A. 2000. *Abstracts from Québec 2000: Millennium Wetland Event*. Québec, Canada.

CUNHA MR, SORBE JC, MOREIRA MH. 1999. Spatial and seasonal changes of brackish peracaridan assemblages and their relation to some environmental variables in two tidal channels of the Ria de Aveiro (NW Portugal). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 190: 69–87.

DÍAZ-RUIZ, S., E. CANO-QUIROGA, A. AGUIRRE-LEÓN y R. ORTEGA-BERNAL. 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuto-Panzacola, Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 52(1): 187-199.

DRAKE P, ARIAS AM, BALDÓ F, CUESTA JA, RODRÍGUEZ A, SILVA-GARCÍA A, SOBRINO I, GARCÍA-GONZÁLEZ D, FERNÁNDEZ-DELGADO C. 2002. Spatial and temporal variation of the nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. *Estuaries* 25: 451–468.

EHRlich PR. 1988. The loss of diversity: causes and consequences. En: Wilson EO (ed.). *Biodiversity*. Washington DC, National Academic Press, pp. 21-27.

ESCHMEYER, WN. 1998. *Catalog of fishes*. Special Publication, California Academy of Sciences, San Francisco. 3 vols. 2905 p.

FUENTES-MATA, P. 1991. Diversidad ictiofaunística en sistemas lagunares de México. En: Figueroa, T.M., C.S. Álvarez, A. Esquivel y M.E. Ponce (Eds.) *Fisicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas*. Serie: Grandes temas de la Hidrobiología 1: 66-73.

GARCÍA, E. 2004. Modificaciones al sistema de la clasificación climática de Copen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía. Univ. Nal. Autón. Méx., 347 p.

GARCIA-CUBAS, A, M. REGUERO y R. ELIZARRARÁS. 1992. Moluscos del sistema lagunar Chica-Grande, Veracruz, México: Sistemática y Ecología. *An. Inst. Cienc. del Mar. y Limno*. UNAM 19 (1): 71- 121.

GASTON KJ, WILLIAMS PH. 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity. En: Gaston KJ (ed.). *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Blackwell Scientific Ltd., Oxford, UK. pp. 202-229.

GOLLEY, F., H.T. ODUM, R.F. WILSON. 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rican red mangrove forest in May. *Ecology* 43: 9-19.

GONZÁLEZ-ORTEGÓN E, PASCUAL E, CUESTA JA, DRAKE P. 2006. Field distribution and osmoregulatory capacity of shrimps in a temperate European estuary (SW Spain). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67: 293–302.

HAEDRICH, R.L. y HALL, C.A.S. 1976. Fishes and Estuaries. *Oceanus* 19: 55–63.

HALFFTER, G. y E. EZCURRA. 1991. ¿Qué es la Biodiversidad? 3-24 pp. En: 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.

HELFMAN, GS. 1993. Fish behaviour by day, night and twilight. In: T.J. Pitcher (Ed.). *Behaviour of Teleost Fish*, 2nd Ed. Chapman and Hall. London, pp. 479-512.

HOOK, J. 1991. Seasonal variation in relative abundance and species diversity of fishes in South Bay. *Contributions in Marine Science* 52: 127-141.

HORN, M.H. y L.G. ALLEN. 1985. Fish community ecology in southern California bays and estuaries. pp. 169-190. In A. Yáñez-Arancibia (ed.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards and Ecosystem Integration*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

HUMPHRIES, P., I.C. POTTER y N.R. LONERAGAN. 1992. The fish community in the shallows of a temperate Australian estuary: relationships with the aquatic macrophyte *Ruppia megacarpa* and environmental variables. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 34: 325-346.

IBARRA, A., M. GEVREY, Y. PARK, P. LIM y S. LEK, 2003. Modelling the factors that influence fish guilds composition using a back-propagation network: assessment of metrics for indices of biotic integrity. *Ecol. Model.* 160, 281–290.

KARR, J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21–27.

KESSLER, W., H. SALWASSER, C. CARTWRIGHT JR., J. CAPLAN. 1992. New perspectives for sustainable natural resources management. *Ecol. Applicat.* 2, 221–225.

KNOPPERS, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. En: B. Kjerfve (ed) *Coastal lagoon processes* pp. 243-286.

KOBELKOWSKY, A. 1991. Ictiofauna de las lagunas costeras del estado de Veracruz, 74-93 pp. In: M. G. Figueroa, C. Alvarez, A. Esquivel y E. Ponce (Eds.), *Físicoquímica y Biología de las Lagunas Costeras Mexicanas*. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

KREBS, C. 1999. *Ecological Methodology*. 2nd Ed., Addison Wesley Longman, USA. 620 p.

LANKFORD, R. R. 1977. Coastal lagoon of Mexico. Their origin and classification. M. Wiley, (ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press Inc.

LOWE-MCCONNELL, RM. 1987. *Ecological Studies in Tropical Fish Communities*. Cambridge University Press. Cambridge. 382 p.

MAGURRAN, AE. 1989. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, New Jersey. 200p.

MARGALEF, R., 1977. *Ecología*. Ediciones Omega. Barcelona. 953 p.

MC EACHRAN, J.D. y J.D. FECHHELM, 1998, *Fishes of the Gulf of Mexico*. Volume 1: Myxiniformes to Gasterosteiformes., University of Texas Press, Austin. 1112p.

MEES J, HAMERLINCK O. 1992. Spatial community structure of the winter hyperbenthos of the Schelde estuary, The Netherlands, and the adjacent coastal waters. *Neth. J. Sea Res.* 29: 357–370.

MOYLE, P. B. y J. J. CECH. 2000. *Fishes: an introduction to ichthyology*. 4th Ed., Prentice-Hall, New Jersey.

PIMM, S.L., RUSSELL, G.J., GITTLEMAN, J.L. y BROOKS, T.M. 1995: The future of biodiversity. *Science* 269, 347–50.

POTTS, G.W. 1990. Crepuscular behavior of marine fishes. In: P. J. Herring, A. K. Campbell, M. Whitfield & L. Maddock (Eds.). *Light and life in the sea*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 221- 227.

RASHLEIGH, B. 2004. Relation of environmental characteristics to fish assemblages in the upper French broad river basin, North Carolina. *Environ. Monit. Assess.* 93, 139–156.

RESÉNDEZ-MEDINA, A. y A. KOBELKOWSKY. 1991. Ictiofauna de los sistemas lagunares costeros del Golfo de México, México. *Universidad y Ciencia*, 8(15):91-110.

ROTH, N., Allan, J., Erickson, D., 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecol.* 11, 141–156.

ROZAS, L. P. y C. HACKNEY. 1984. Use of oligohaline marshes by fishes and macrofaunal crustaceans in North Carolina. *Estuaries*, 7: 213- 224.

SCHEKESKE, C. L. y E. P. ODUM, Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst. Mechanisms maintaining high productivity in Georgia estuaries. 1961. 11: 75-80.

SCHLEIGER, S., 2000. Use of an index of biotic integrity to detect effects of land uses on stream fish communities in west-central Georgia. Trans. Am. Fish. Soc. 129, 1118–1133.

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. *Bull. Mar. Sci.*, 57(1): 172-192.

WHITFIELD, AK. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. Rev. Fish Biol. 9, 151-186.

WOOTON, R.J. 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman & Hall. Great Britain. 404 p.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México, Publicaciones Especiales 2. Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México, México, D.F. 306 p.

ZAR, J. H., 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall. Englewood Cliffs, New Jersey. 121 p.