



El Colegio de la Frontera Sur

Ictiofauna del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México

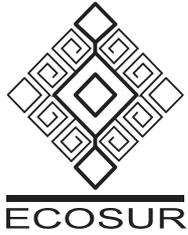
TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Doctor en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable

por

Alfonso Castillo Domínguez

2011



El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco, 15 de septiembre de 2011.

Los abajo firmantes, miembros del jurado examinador del estudiante Alfonso Castillo Domínguez, hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada “Ictiofauna del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México” para obtener el grado de Doctor en Ciencias en Ecología y Desarrollo Sustentable.

	Nombre	Firma
Tutor	Dr. Everardo Barba Macías	_____
Asesor	Dr. Alberto de Jesús Navarrete	_____
Asesora	Dra. María de Lourdes Jiménez Badillo	_____
Asesora	Dra. María del Rocío Rodiles Hernández	_____
Sinodal adicional	Dra. Eunice Pérez Sánchez	_____
Sinodal suplente	Dra. Jeane Rimber Indy	_____

NEVER GIVE UP...

Dedicado a:

A mis padres (Alfonso^f y María del Carmen^f), que donde estén, siempre estarán en mi corazón.

*A Carolina, tú has sido mi compañera y guía en este viaje tan bonito de la ciencia, “estamos
ambos”*

A mis amores (Katy, Kike y Domi) gracias hijos!!!

A mis hermanos (Bacho, Maty y Carmelita) gracias por sus ánimos....

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada con número **207618** para llevar a cabo mis estudios doctorales durante el periodo 1 de enero de 2007 al 31 de diciembre 2009.

A los Fondos Mixtos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología –Gobierno del Estado de Tabasco por financiar el proyecto TAB-C006-CO2-34685. “Inventario de las microcuencas del municipio de Balancán, Tabasco” del cual se derivó mi proyecto de investigación.

A El Colegio de la Frontera Sur, unidad Villahermosa, por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios doctorales en tan distinguida institución.

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, por ser mi alma mater, la cual me ha brindado miles de satisfacciones, así como el permiso para la realización de mi proceso doctoral.

A mi tutor, Everardo Barba, por haberme aceptado para ser mi tutor doctoral, por su paciencia e insistencia y motivación para la culminación de mis estudios.

A mi comité tutelar: Dr. Alberto de Jesús Navarrete, Dra. Rocío Rodiles-Hernández y la Dra. María de Lourdes Jiménez Badillo, por sus sugerencias y comentarios y por su ayuda brindada para la mejora de los artículos y de este documento.

A mis compañeros de generación, Ángel, Sheila, Maricela, Martha y Noel (Nica) y a las personas que de alguna u otra manera que fueron participé de este trabajo, gracias!!!!

A los pescadores de la Cooperativa de Producción Pesquera “Ribereños de San Pedro”, por sus facilidades brindadas y el apoyo con sus equipos para desarrollar el trabajo de campo. Ahhh no podrían quedarse fuera de esta mención, los famosos **Chente** y **Toño**, los lancheros estrellas!!!!

Contenido

<i>Resumen</i>	1
<i>Introducción general</i>	3
 Capítulo I.	
<i>Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México</i>	10
 Capítulo II.	
<i>Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México</i>	34
 Capítulo III.	
<i>Alimentación de la ictiofauna dominante de la parte baja del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México</i>	61
 <i>Conclusiones</i>	 84
 <i>Apéndice</i>	 87

Resumen

La subcuenca del río San Pedro es un tributario del río Usumacinta, nace en el Petén guatemalteco y se une al río Usumacinta en una amplia zona de humedales, estos sistemas se enfrentan a diversas amenazas antrópicas, debido a las crecientes condiciones de deterioro y modificación ambiental que sufre su hábitat y que ponen en peligro su integridad por el incremento de la contaminación, la desecación de los cuerpos de agua, la introducción de especies exóticas y la sobrepesca entre otras causas. El objetivo de este trabajo fue evaluar los parámetros ambientales (oxígeno disuelto, temperatura, pH, transparencia y profundidad) y los parámetros ecológicos de la comunidad íctica (diversidad, riqueza y equidad) del río San Pedro, así como determinar los hábitos alimenticios de las especies dominantes en las escalas espaciales y temporales. Para cada una de estas variables se realizaron pruebas de ANDEVA. Los parámetros ambientales mostraron variaciones en la temporada de mínima inundación, presentándose los mayores valores de oxígeno disuelto en San Miguelito y Torno Largo, la temperatura en el Dren López Zamora y Torno Largo, la transparencia en San Miguelito y Torno Largo, y en la temporada de máxima inundación fueron, la profundidad en San Miguelito y Torno Largo, pH en Dren Naranjito y San Miguelito. En el estudio se registraron 33 especies incluidas en 26 géneros y 14 familias, se clasificaron cinco categorías ecóticas de las cuales ocho fueron dulceacuícolas primarias, 16 dulceacuícolas secundarias, siete vicarias, una estuarino permanente, una estenohalina, cuatro introducidas y dos especies son endémicas incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001 bajo el estatus “sujetas a protección especial”. *Potamarius usumacintae* constituye un nuevo registro y la “especie exótica invasora” *Pterygoplichthys pardalis* es registrada por primera vez en este río. La familia Cichlidae, Poeciliidae Ariidae y Characidae fueron las más diversas. El género *Thorichthys* fue el más abundante. La mayor riqueza, diversidad y densidad se presentaron en el Dren Capulin y la mayor biomasa en el Dren Naranjito, mientras que temporalmente los parámetros ecológicos tuvieron sus máximos valores en la temporada de mínima inundación. El agrupamiento de similitud de Sorensen, mostró que en la temporada de mínima inundación se formaron tres agrupaciones: grupo I representado por las localidades DC-DLZ, el segundo grupo DC, DLZ y DN, y el grupo III SM-TL. Para la temporada de máxima inundación sólo existieron dos agrupamientos: grupo I representado por las localidades DC-DLZ y el segundo grupo SM-TL. Las especies dominantes fueron: *Thorichthys affinis*, *Thorichthys helleri*, *Astyanax aeneus*, *Petenia splendida*, *Paraneetroplus synspilus*,

Dorosoma petenense, *Theraps heterospilus*, *Thorichthys pasionis*. Los componentes alimenticios de las ocho especies dominantes estuvieron compuestos por el detritus, restos de peces, algas verdes, restos de insectos, cladóceros, restos de crustáceos y moluscos. Las categorías tróficas determinadas fueron: detritívoro, herbívoro, piscívoro y omnívoro. El reparto de los recursos, nos permitió conocer la competencia intra e interespecífica y pone de manifiesto que el detritus es uno de los recursos de mayor disponibilidad en el ecosistema, reflejándose en las dieta de los peces y naturalmente en la estructura de la comunidad. La variación mostrada por los parámetros ambientales y ecológicos nos permitió concluir que la comunidad de peces de la zona baja del río San Pedro, está determinada por las variaciones hidrológicas y sus recursos alimenticios.

Introducción general

En México existen 320 cuencas hidrológicas que suman un volumen medio anual de agua de 410 km³. De acuerdo con el volumen conducido se distinguen 37 cuencas principales del país, de las cuales 12 vierten al Golfo de México y Mar Caribe, 19 al Océano Pacífico y Mar de Cortés, y seis con características endorreicas (Aguilar, 2003).

Entre los ambientes de carácter lótico (ríos y arroyos) destacan en la vertiente del Pacífico, los ríos; Colorado, Yaqui, Fuerte, Culiacán, Lerma-Santiago, Verde, Balsas, aportando el 3% del volumen total del agua que fluye en el norte del país, y para la vertiente del Golfo, los ríos; Bravo, Pánuco, Tuxpan, Papaloapan, Lerma-Santiago y Balsas, Coatzacoalcos, Grijalva y Usumacinta que aportan el 50% del volumen total de agua del país (Aguilar, 2003).

La cantidad de agua disponible en ríos, lagos, lagunas y otros cuerpos de agua dulce es tan solo del 0.01% de los recursos acuáticos de la tierra (Nguyen y Da Silva, 2006) y un grupo importante que los habita son los peces, los cuales presentan la más grande diversidad de especies entre todos los taxa de vertebrados, existiendo estimaciones cercanas a 28,400 especies en el mundo, de las cuales cerca del 43% son dulceacuícolas (Nelson, 2006). Se considera que estas pueden llegar a ser aproximadamente unas 40,000 especies, ya que muchas no han sido descritas (Lagler, et al. 1984, Espinosa, 1993, Aguilar y González, 1997, Nelson 2006). Estos organismos forman una parte importante de la estructura de las comunidades acuáticas y de las redes tróficas dentro de los diversos sistemas: limnético (agua dulce), estuarinos (agua salobre) o marinos (Yáñez y Nugent, 1977).

Farrel (2006), menciona que de las zonas biogeográficas, la zona neotropical es la más diversa del planeta con aproximadamente 60 familias y alrededor de 6,000 especies. En México se encuentran aproximadamente el 60% de los peces de agua dulce de Norteamérica y el 6% del total mundial. Miller (1986) reporta 500 especies de peces dulceacuícolas, agrupados en 47 familias y años después, Espinosa et al. (1993) registran un total de 506 especies. Algunos estudios ictiológicos, reportan que para la zona del Occidente de México se registran 191 especies y para el Eje Neovolcánico en la misma región a 98 especies (Guzmán, 1998).

Para el sureste de Mexicano, Rodiles-Hernández (2005), registra 207 especies para el estado de Chiapas, Martínez y Gómez (2006), reportan 129 especies para las cuencas hidrológicas de Oaxaca, Chumba y Barrientos (2010) reportan 419 especies de las cuales 23 son nativas

dulceacuícolas para la península de Yucatán, para el estado de Tabasco, Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda (2005), registran 14 órdenes, 28 familias, 58 géneros y 95 especies, de éstas, nueve son especies endémicas de las cuencas del estado y seis son introducidas.

Por tal motivo el estudio de la fauna ictiológica no sólo es necesario, sino indispensable, debido a que conforma un grupo de gran importancia, tanto en el aspecto económico, se obtiene alimento, recreación, ornato y recursos económicos, como en el aspecto ecológico, por la importancia del papel que juegan en los ecosistemas acuáticos. Lo que obliga a desarrollar programas de conservación, a través de estudios que den a conocer su situación real, más aún en este momento, debido a las crecientes condiciones de deterioro y modificación ambiental, que sufre su hábitat y que ponen en peligro su supervivencia, por el incremento de la contaminación, la desecación de los cuerpos de agua, la introducción de especies exóticas y la sobrepesca, entre otras causas (Guzmán, 1998, Guzmán y Lyons 2003).

A pesar de existir extensa bibliografía sobre el análisis de las comunidades de peces en otras zonas como las templadas, este tipo de estudios son escasos en ambientes tropicales del sur de México. Si bien, se tiene información sobre comunidades de peces en otras zonas tropicales como; África, Australia y Sudamérica, el comportamiento de estas comunidades varía según su región en varios aspectos entre ellos, los aspectos ecológicos (Moyle y Cech, 2000).

Para muchos investigadores, la diversidad y sus habitats se encuentra en peligro de desaparecer (Allan y Flecker, 1993, Leidy y Moyle, 1998, Master et al. 1998, Ricciardi y Rasmussen, 1999). Ahora se sabe que la biodiversidad de los cuerpos de agua dulce ha ido declinando más rápido que la biodiversidad de ambientes terrestres o marinos durante los últimos 30 años (Jenkins, 2003).

Para el caso particular de la cuenca Grijalva-Usumacinta en el estado de Tabasco, la mayoría de los esfuerzos de investigación se han enfocado a los humedales de la Reserva de la Biosfera de Pantanos de Centla (RBPC), limitándose a incluir sólo listados taxonómicos, uso de los diferentes habitats y análisis pesqueros en la parte baja de la cuenca (Páramo, 1984, Reséndez y Salvadores, 2000, Castillo 2006, Macossay, 2008). Lamentablemente la mayoría de estos trabajos, sólo reportan elencos sistemáticos de especies ícticas y análisis de especies de importancia comercial, sin abordar aspectos como el análisis de la diversidad, equitatividad y dominancia de las especies.

La subcuenca del río San Pedro es un tributario del río Usumacinta, nace en el Petén guatemalteco y desemboca en el río Usumacinta, formando parte de la provincia Usumacinta (Miller et al. 2005). Esta provincia se caracteriza por presentar la mayor diversidad de especies de peces de Mesoamérica, donde habitan taxones de estirpe centro-sudamericanos y dentro de la ictiofauna mexicana, ésta zona ha sido la menos estudiada, tal como lo ilustra la reciente descripción de una nueva especie de bagre para la cuenca del Usumacinta, (Rodiles-Hernández, 2005), así como la reubicación filogenética de las especies del genero *Vieja* y la familia Ictaluridae: grupo *Ictalurus* (McMahan et al. 2010, Rodiles-Hernández et al. 2010). Por lo tanto, la diversidad de peces puede ser mayor debido a las recientes modificaciones en la identidad taxonómica y sinonimia (Bockmann y Guazzeli, 2003, Miller, et al. 2005, Rodiles-Hernández, 2005).

Otro aspecto importante es el conocimiento de los hábitos alimentarios, las clases de organismos que comen y cuáles son los mecanismos que han desarrollado para realizar su digestión (Gerking 1994, Gislason et al. 2000, Prieto, 2000, Linde et al. 2004). Las investigaciones sobre estructura trófica de los cuerpos de agua continentales dulceacuícolas en México, en general son escasas, si se tiene presente que la riqueza de especies dulceacuícolas estimada por Miller et al. (2005) es de 500, de las cuales al menos 384 son dulceacuícolas estrictas. Por otra parte, estas investigaciones han sido realizadas mayoritariamente en especies con algún valor comercial.

Por lo que estudiar la alimentación de los peces permite para llegar a conocer la posición que dichos organismos ocupan dentro de la cadena trófica y entonces saber cuál es el papel que desempeña en un ecosistema. (Sánchez et al. 2003). Se ha mencionado que adema de las preferencias alimenticias de una especie de pez, las condiciones ecológicas (como la abundancia y disponibilidad de los alimentos) son un factor determinante en el momento de definir la alimentación, por lo que los peces con mayor adaptabilidad trófica tienen mayores probabilidades de sobrevivir en ambientes heterogéneos y variables temporalmente y por ello los peces con un rango alimenticio extenso pueden tener un hábitat amplio (Gerking, 1994). La adaptabilidad trófica es responsable de la flexibilidad en los hábitos alimenticios (planctívoros, herbívoros, carnívoros, omnívoros, etc.), fenómeno abundantemente observado en los peces probablemente como respuesta a la variabilidad en la disposición de los alimentos (Trujillo-Jiménez y Espinosa de los Monteros, 2006).

La dieta de las especies está ligada al tipo de ambientes donde se encuentran, y en la parte baja a donde pertenecen las especies estudiadas, se caracterizan por una escasez de nutrientes y baja cantidad de materia en suspensión, denotando que estos son ecosistemas que poseen redes tróficas altamente dependientes del material alóctono (polen, flores, frutas, hojas e insectos) y materia orgánica particulada, aportados por la vegetación ribereña (Chávez et al. 1989).

De acuerdo con las características ambientales de la zona y su importancia para la biodiversidad de los peces surge el interés por caracterizar, la estructura y función de estas comunidades con la finalidad de conocer su diversidad, riqueza y equitatividad, así como los hábitos alimenticios de las especies dominantes y la forma como comparten estos recursos. Por lo anterior, la información generada para esta subcuenca, contribuirá con la actualización del elenco sistemático de los peces, aspectos ecológicos y tróficos del río San Pedro en la provincia Usumacinta incluida en Corredor Biológico Mesoamericano

Objetivo general.

Contribuir al conocimiento de los parámetros de la comunidad como la composición y diversidad, equitatividad y dominancia y su relación con los parámetros ambientales en los periodos de mínima y máxima inundación, así como la descripción de los componentes alimenticios de las especies dominantes de la parte baja del río San Pedro en Balancán, Tabasco, México.

En los capítulos siguientes se describirá: **Capítulo I.** Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México, **Capítulo II.** Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México y **Capítulo III.** Alimentación de la ictiofauna dominante de la parte baja del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Literatura citada.

- Aguilar, V. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica de México: Un recuento actual. *Biodiversitas*, 48:1-16.
- Aguilar, P.B. y S.G. González. 1997. Distribución y riqueza de peces marinos en la costa Occidental de México. Centro de Estudios de la Costa. Universidad de Guadalajara. Melaque, Jalisco. 37.
- Allan, J. D. y A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience*, 43: 32-43.
- Bockmann, F. A, y G. M. Guazzeli. 2003. Heptapteridae. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O. y Ferraris, C. J. (Eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, p. 406-431.
- Castillo-Domínguez A 2006. Pesquerías de cuatro cíclidos (*Paleta*, *V. synspila*, *Castarrica* *C. urophthalmus*, Tenhuayaca *P. splendida* y *Oreochromis spp*), en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco. Tesis de Maestría. ECOSUR. Villahermosa. 33 p.
- Chávez-Lomelí, M. O., A. E. Matthews y M. H. Pérez. 1989. Biología de los peces del río San Pedro en vistas a determinar su potencial para la piscicultura. Instituto Nacional de Investigaciones en Recursos Bióticos. Xalapa. 222 p.
- Chumba, S. L, Barrientos, M. R. 2010. Peces dulceacuícolas. Cap. 4. In: Duran R. y M. Méndez (Eds). 2010. Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán. CICY, PPD-FMAN, CONABIO, SEDUMA p.253-254.
- Espinoza, P. H., M.T. Garpar-Dillanes y P. Fuentes-Mata. 1993. Listados faunísticos de México.III. Los peces dulceacuícolas mexicanos. Universidad Nacional Autónoma de México. 98 p.
- Espinosa-Pérez H. y A. Daza-Zepeda. 2005. Peces. Cap. 10, In: J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago, S. (Eds.). (2005). Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Biodiversidad. México. D.F. México p. 225-240.
- Farell, M. E. 2006. La ictiofauna del río Ibabo (Santa Cruz, Bolivia) en épocas de aguas altas. *Kempffiana*, 2: 4-34.
- Gerking, D. S. 1994. Fending ecology of fish. Academic, California EUA.416 p.

- Gislason H., Sinclair M., Sainsbury K. y R. O'Boyle. 2000. Symposium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *Journal of Marine Science*, 57: 468-475
- Guzmán M. A. y Lyons J. 2003. Los peces de las aguas continentales del estado de Jalisco, México. Análisis preliminar Universidad de Guadalajara, México *e-Gnosis*, 1:1:37.
- Guzmán, A.M., 1998. Los lagos Naturales del Eje Neovolcánico. Taller sobre regionalización de las cuencas hidrográficas y biodiversidad en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 12.
- Jenkins, M. 2003. Prospects for biodiversity. *Science*, 302: 1175-1177.
- Lagler, K. F., J. E. Bardach, R. R. Miller y D. R. M. Passino. 1984. Ictiología. AGT Editor. México. 489
- Leidy, R. A. y P. B. Moyle. 1998. Conservation status of the world's fish fauna: and overview P. 187-227, 4 tables. In: P. L. Fiedler and P. M. Kareiva (eds). *Conservation Biology for the Coming Decade*. Chapman and Hall, Nueva York.
- Linde, M, Palmer. M y Gómez-Zurita, J. 2004. Differential correlates of diet and phylogeny on the shape of the premaxila and anterior tooth in sparid fishes (Perciformes: Sparidae). *Journal Evolutionary Biology*, 17: 941-952
- Lyons, J, Navarro-Pérez S, Cochran P, Santana E y Guzmán-Arroyo M. 1995. Index of biotic integrity on fish assemblages for the conservation fo streams and rivers in west-central México. *Conservation Biology*, 9: 569-584.
- Macossay, C. A. 2008. Ictiofauna del humedal tropical Pantanos de Centla al Sur del Golfo de México. Tesis de Licenciatura Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México. 64 p.
- Martínez, E. y R. M. Gómez. 2006. Los peces de las cuencas hidrológicas de Oaxaca, México. *Revista Cubana de Investigación Pesquera*, 24: 46-50.
- Master, L. L., S. R. Flack y B. A. Stein. 1998. Rivers of life: critical watersheds for protecting freshwater biodiversity. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia. 71 p.
- McMahan D. C., Geheber. D. A. y R. K. Piller. 2010. Molecular systematics of the enigmatic Middle genus *Vieja* (Teleostei: Cichlidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 57: 1293-1300
- Miller, R.R. 1986. Composition and derivation of the freshwater fish fauna of México. *Anales Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*, 30:121-153.

- Miller, R. R., W. L. Minckley y S. M. Norris. 2005. Freshwater fishes of México. The Chicago University Press, Chicago. 490 p.
- Moyle, P.B y J. J. Cech. 2000. Fishes: and introduction to ichthyology. 4^{ta} ed. Prentice –Hall, Nueva Jersey. 590 p.
- Nelson, J. S. 2006. Fishes of the World. 4th edition. John Wiley and Sons, Inc. Nueva York.
- Nguyen, T. T. y S. S. Da Silva. 2006. Freshwater finfish biodiversity and conservation: an Asian perspective. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3543-3568.
- Páramo, D. S. 1984. Ictiofauna del río González y lagunas adyacentes, Tabasco. México. *Universidad y Ciencia*, 1: 5-19.
- Prieto, E. 2000. Estudio ictiológico de un caño de aguas negras de la Amazonía Colombiana, Leticia (Amazonía Colombiana). Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ciencias. Departamento de Biología. Bogotá. 89 p.
- Reséndez, M. A y B. M. Salvadores. 2000. Peces de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. *Universidad y Ciencia*, 15: 140-146.
- Ricciardi, A., R. J. Neves, y J. B. Rasmussen. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13: 1-3
- Rodiles-Hernández, R. 2005. Diversidad de peces continentales en Chiapas. En: González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Ruiz-Montoya L, (Eds). *Diversidad biológica de Chiapas*. Plaza y Valdés, ECOSUR, CONCYTECH, México, pp. 195-220.
- Rodiles-Hernández, R., J.G. Lundberg y J.P. Sullivan. 2010. Taxonomic discrimination and identification of extant blue catfishes (Siluriformes: Ictaluridae: *Ictalurus furcatus* Group). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 159: 67-82
- Sánchez, R. M., G. Galvis y P. F. Victoriano. 2003. Relación entre características del tracto digestivo y los hábitos alimentarios de peces del Río Yucao, sistema del Río Meta. Guyana Concepción. Colombia.
- Trujillo-Jiménez P y Espinosa de los Monteros E V. 2006. La ecología alimentaria del pez endémico *Girardinichthys multiradiatus* (Cyprinodontiformes: Goodeidae), en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, México. *Revista Biología Tropical*, 54:4: 1247-1255.
- Yáñez, A.A. y R.S. Nugent. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. *Anales de Ciencias del Mar y Limnología*, Universidad. Nacional. Autónoma de México. 4:1: 107-113.

Capítulo I.

Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Alfonso Castillo-Domínguez^{1*}, Everardo Barba Macías¹, Alberto de Jesús Navarrete², Rocío Rodiles-Hernández³ y María de Lourdes Jiménez Badillo⁴.

1. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Depto. de Aprovechamiento y Manejo de Recursos Acuáticos. Carretera Villahermosa-Reforma km. 15.5, Ranchería Guineo 2^a sección C.P. 86280 Villahermosa, Tabasco, México, alfonsin75@gmail.com.

2. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. A.P. 424, 77000 Chetumal, Quintana Roo, México.

3. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal. A.P. 63 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

4. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Hidalgo 617. Col. Río Jamapa. C.P. 94290 Boca del Río, Veracruz, México.

¹ *Versión adaptada del artículo sometido para su publicación: Castillo-Domínguez, A., E.B. Macías., A. de Jesús. N., R. Rodiles-Hernández y M. J. Badillo. 2011. **Composición y diversidad de peces del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México**, en la Revista departamento de Hidrobiología de Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. Hidrobiológica, número de referencia (SYS0511).*

Resumen

Se analizaron los parámetros ambientales y la composición, distribución, abundancia, riqueza, diversidad y equidad de la ictiofauna de la parte baja del río San Pedro en la escala espacio-temporal. Se capturaron 1, 275 individuos, pertenecientes a 14 familias, 26 géneros y 33 especies, el género *Thorichthys* fue el más abundante con 48%, ocho son especies primarias, 16 especies secundarias, siete vicarias y cuatro son introducidas, *Potamarius nelsoni* y *Rhamdia guatemalensis* son endémicas. *Potamarius usumacintae* constituye un nuevo registro y la “especie exótica invasora” *Pterygoplichthys pardalis* es registrada por primera en este río. El valor más alto de riqueza se mostró en la localidad el Dren Capulín ($D_{Mg} = 4.0$) en la temporada de mínima inundación ($D_{Mg} = 4.5$). La comparación de la diversidad entre las localidades mostró que (Dren Capulín y Dren Naranjito; $t = 0.23$; $p > 0.05$) fueron similares. Siendo diferentes entre temporadas ($t = 5.07$; $F = 1.96$; $p < 0.05$). La mayor equidad se mostró en las localidades Dren Naranjito y San Miguelito ($E' = 0.86$; 0.99). El índice de Berger-Parker determinó la dominancia de *Thorichthys affinis* en la localidad Dren López Zamora (Berger-Parker=0.55 versus $H' = 1.6$). El agrupamiento de similitud en las localidades para ambas temporadas, mostró el grupo I con dos localidades Dren Naranjito-Dren López Zamora (0.74), el grupo II Dren López Zamora-Dren Capulín (0.72) y el grupo III (0.69) (San Miguelito-Torno Largo). Considerando la variación en los parámetros ambientales, la riqueza de especies y la diversidad podemos concluir que la comunidad de peces del río San Pedro, está determinada por las variaciones hidrológicas.

Palabras clave: Distribución, peces, parámetros ecológicos, temporadas.

Abstract

We analyzed environmental parameters the composition, distribution, abundance, richness, diversity and equity in the ichthyofauna of the lower San Pedro River in scale-space. We captured 1, 275 individuals belonging to 14 families, 26 genera and 33 species, the most abundant genera was: *Thorichthys* contributing 48%, 8 species are the primary freshwater, 16 secondary, seven vicarias and four are introduced, *Potamarius nelsoni* and *Ramdia guatemalensis* are endemic. *P. usumacintae* is a new record as well as the "invasive exotic species" *Pterygoplichthys pardalis*. We recorded the richness highest value in the minimum flow season ($D_{Mg} = 4.5$), while the richness locality was the Capulín Dren ($D_{Mg} = 4.0$). The comparison of

diversity between seasons was different ($t = 7.5$, $= 1.96$, $p < 0.05$), in the locations showed that two sites were similar (Capulin and Dren Naranjito, $t = 0.23$, $p > 0.05$). The greater equity showed in Dren Naranjito and San Miguelito ($E' = 0.86$, 0.99). The Berger-Parker index found that *Thorichthys affinis* was greater dominance Dren López Zamora town (Berger-Parker = 0.55 versus $H' = 1.6$). The clustering of similarity in the localities for both seasons, showed the group I with two localities D Dren Naranjito -López Zamora (0.74), group II Dren Zamora López –Dren Capulín (0.72) and the group III (0.69) (San Miguelito-Torno Largo). Considering the variation in environmental parameters, species richness and diversity we conclude that the fish community of the San Pedro River is determined by hydrological changes.

Key words: Distribution, fish, environmental parameter, seasons.

Introducción

La región Neotropical es la más diversa del planeta con aproximadamente 60 familias y alrededor de 6000 especies (Farell, 2006). Se estima que la cantidad de especies de peces que habitan en los diversos ecosistemas en México podría llegar a 2700, las cuales están representadas por 563 especies estuarinas (Castro-Aguirre et al. 1999), 1500 especies marinas y aproximadamente 512 especies dulceacuícolas (Espinosa et al. 1993, Miller et al. 2005). A pesar que existe extensa bibliografía sobre análisis de comunidades de peces en zonas templadas, este tipo de estudios son escasos en ambientes tropicales del sur de México. Si bien se tiene información sobre comunidades de peces en zonas tropicales de África, Australia y Sudamérica, el comportamiento de estas comunidades difiere en varios aspectos (Moyle y Cech, 2000). El río San Pedro es un tributario del río Usumacinta, nace en el Petén guatemalteco y desemboca en el estado de Tabasco. Forma parte de la provincia Usumacinta y presenta la mayor diversidad de especies en Mesoamérica (Miller et al. 2005). En esta provincia habitan taxones de estirpe centro y sudamericanos, y dentro de la ictiofauna mexicana, ésta zona ha sido la menos estudiada, tal como lo ilustra el hecho de una nueva especie de bagres dulceacuícolas de la cuenca del Usumacinta, descrita recientemente por (Rodiles-Hernández, 2005). Pese a la gran importancia de esta provincia, existen pocos trabajos sobre la composición de especies (índices de diversidad) de estas comunidades con amplias zonas de inundación. En Tabasco, la mayoría de los trabajos de investigación se han enfocado a los humedales de la Reserva de la Biosfera de Pantanos de

Centla, limitándose a incluir sólo listados de especies de peces y evaluaciones del uso de los diferentes hábitats en la cuenca baja del delta Grijalva-Usumacinta (Páramo, 1984, Reséndez y Salvadores, 2000, Macossay, 2008). Sin embargo, la diversidad de peces puede ser mayor debido a las recientes modificaciones en la identidad taxonómica de las especies presentes (Bockmann y Guazzeli, 2003, Miller, et al. 2005, Rodiles, 2005).

Por lo anterior, este trabajo contribuirá al conocimiento de la composición y la riqueza, diversidad, dominancia numérica y equidad de la comunidad peces del río San Pedro. Asimismo, relacionará los cambios de los periodos de inundación y la influencia de los parámetros ambientales sobre la distribución y abundancia de la comunidad de peces.

Área de estudio. El río San Pedro nace en las montañas del Petén en Guatemala y se adentra a México por la parte sur de Tabasco, donde se dirige hacia el norte y guarda esta dirección hacia el poblado de San Pedro, para continuar hacia el oeste y desembocar en el río Usumacinta. En Tabasco se localiza en los municipios de Balancán y Tenosique y colinda al este con el municipio de Emiliano Zapata y con el estado de Chiapas; al norte con el estado de Campeche y al sur este con la República de Guatemala. Tiene un escurrimiento aproximado de $50,71910^6 \text{ m}^3$ al año (INEGI, 2006). La zona alta del río San Pedro está compuesta por rocas calcáreas del cretácico y del terciario que provocan una coloración verde claro en el agua y una débil carga de materia en suspensión (0.2 millones de m^3 por año) (Chávez et al. 1989, West et al. 1985).

Materiales y métodos

Trabajo de campo. Los muestreos se realizaron en los periodos de mínima (julio-agosto 2007 y marzo-mayo 2008) y de máxima inundación (septiembre 2007-febrero 2008), para cubrir los extremos del ciclo de inundación. Se realizaron cinco salidas en las localidades en cada temporada con una duración de cinco días para la colecta de los peces, en las localidades (Dren Capulin: $91^{\circ}08'18''\text{W}$, $17^{\circ}43'16''\text{N}$; Dren López Zamora: $91^{\circ}07'35''\text{W}$, $17^{\circ}46'09''\text{N}$; Dren Naranjito: $91^{\circ}08'02''\text{W}$, $17^{\circ}46'59''\text{N}$, que a drenes artificiales y San Miguelito: $91^{\circ}14'23''\text{W}$, $17^{\circ}44'52''\text{N}$ y Torno Largo: $91^{\circ}13'04''\text{W}$, $17^{\circ}40'29''\text{N}$, al cauce del río). (Fig.1), éstas son áreas de captura pesquera.

En cada localidad se determinó *in situ* el oxígeno disuelto (mg l^{-1}), la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), y el pH con un medidor de calidad de agua HANNA, HI-9828, la transparencia de la columna de agua (cm), y la profundidad (cm) mediante una cuerda graduada en el disco de Secchi. Las muestras

biológicas se obtuvieron utilizando una red agallera utilizada de manera estacionaria, durante un periodo de 24 horas, las medidas del arte fueron 75 m de largo x 1.5 m alto con una abertura de luz de malla de 6.96 cm, con un área estimada de 337.5 m², estas se usaron por triplicado en cada localidad. Para aumentar la probabilidad de captura de diferentes especies y tamaños se utilizó una red tipo camaronera de 7.25 m de largo con 5.20 m de abertura de boca con tamaño malla 1.9 cm, cada arrastre tuvo una duración de 6 minutos en las localidades con sustrato suave, El área de barrido del arte de pesca se calculó obteniendo el producto de la velocidad del arrastre por el tiempo de operación y por la abertura del trabajo de la red (Stevenson, 1982), cubriendo un área de arrastre de 1,404 m² los muestreos fueron realizados en horas de iluminación.

Actividades de laboratorio. Las muestras obtenidas se fijaron con formalina al 10%. Adicionalmente se tomaron fotografías del sistema y de los ejemplares dado que en algunos de ellos, la coloración en vivo es una herramienta fundamental para su identificación, como es el caso de algunas especies de cíclidos y poecílidos. Posteriormente en el laboratorio se lavaron con agua y fueron conservadas en alcohol etílico al 70%. Para la identificación taxonómica se utilizaron las claves convencionales de especies dulceacuícolas (Álvarez, 1970, Arredondo-Figueroa y Guzmán-Arroyo, 1986, Schmitter-Soto, 1998, Miller et al. 2005) y la reubicación filogenética de las especies genero *Vieja* (McMahan et al. 2010). Los ejemplares identificados fueron verificados y validados con material ictiológico de la Colección de peces de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad San Cristóbal (ECOSC). Para determinar las categorías ecóticas de los peces se utilizaron los criterios establecidos por Miller (1966) y Castro-Aguirre et al. (1999). Siendo especies dulceacuícolas primarias aquellas que carecen de mecanismos osmorreguladores para tolerar ambientes salinos. Especies dulceacuícolas secundarias aquellas capaces de tolerar ambientes salinos. Las especies vicarias son aquellas que se encuentran restringidas a aguas dulces, pero que provienen de ancestros marinos.

Parámetros de la composición de especies. La comunidad se analizó a nivel espacial y temporal considerando los principales descriptores: Índice de Riqueza de Margalef (D_{Mg}), este índice mide la riqueza presente en una muestra, se basa en el número de especies y el número total de individuos (Magurran, 2004).

La estructura de la comunidad se determinó con el índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener, bits/ind (H') como una medida de la heterogeneidad y toma en cuenta la abundancia y la riqueza de especies, este índice es utilizado comúnmente en estudios comunidades. Definiendo el

criterio que entre mayor sea el valor (H'), más diversa será la comunidad (Magurran, 2004). Para probar la hipótesis nula (o rechazar) que la diversidad espacial y temporal provenientes de las cinco localidades (DC, DLZ, DN, SM, TL) fueran iguales, se aplicó la prueba de t de Student (Zar, 1999, Magurran, 2004) y finalmente se determinó el índice de equidad de (E') de Shannon. Otro parámetro de la estructura de comunidad considerado, fue el índice de Berger Parker (D), este índice de dominancia varía entre 0 y 1, cuanto más se acerca a 1 significa que mayor es la dominancia y menor la diversidad.

Con el propósito de establecer direccionalidad de este índice con H' , los resultados son expresados según su inverso (Magurran, 2004). Los cálculos de los índices se realizaron por medio del programa BIO-DAP (2000). Para determinar la similitud entre las localidades y las temporadas se utilizó el coeficiente de similaridad de Sorensen, que mide la diversidad Beta (definida como el grado de cambio de diversidad a lo largo de un transecto o hábitat), que compara la similitud entre pares de localidades (Magurran, 2004). Este análisis fue realizado con el programa MVSP 3.1 (Kovach, 2002).

Análisis Estadísticos. Para establecer un análisis comparativo de las variables ambientales y los individuos mencionados entre cada localidad y temporadas climáticas, se realizó un ANDEVA de dos vías (Zar, 2010), Los datos para cada análisis se estandarizaron por logaritmo natural. En todas las pruebas de contraste de hipótesis de (ANDEVA), se utilizó un nivel $p < 0.05$. Cuando se presentaron diferencias significativas se procedió a determinar entre que localidad y temporada se mostró diferencia significativa en el parámetro ambiental utilizando la prueba de comparaciones múltiples de Tukey, la cuál es más robusta para muestras que no presentan el mismo número de datos (Dunnett, 1980). Los análisis estadísticos se realizaron con programa STATISTICA 7.0 (StatSoft, 2004).

Resultados

Parámetros ambientales. La variación espacio-temporal de los parámetros físico-químicos del río San Pedro y su zona de inundación se resume en la Tabla 1. Se observaron diferencias significativas en las variables ambientales en todas las localidades ($F=4314.0$ $p < 0.05$); sin embargo, las localidades que presentaron mayores promedios de oxígeno disuelto fueron SM y TL (6.7mg l^{-1} ; 5.9mg l^{-1}). El ANDEVA indicó diferencias entre las localidades, la prueba de Tukey señaló SM-TL ($p < 0.05$). La temperatura del agua presentó promedios mayores en las

localidades DLZ y DN (30.0; 30.4°C). El ANDEVA indicó diferencias significativas entre las localidades, la prueba de Tukey señaló que fueron entre DC-DLZ ($p < 0.05$), DC-DN ($p < 0.05$), DLZ-SM ($p < 0.05$), DN-SM ($p < 0.05$).

Asimismo, se observaron cambios en los niveles del agua, obteniéndose en las localidades (SM-TL) los mayores promedios de profundidad (248.5cm; 242.5cm). El ANDEVA indicó diferencias significativas entre las localidades, la prueba de Tukey señaló que fue entre DC-SM ($p < 0.05$), DLZ-SM ($p < 0.05$), DN-SM ($p < 0.05$). La transparencia en columna de agua del ecosistema presentó valores mínimos en las localidades DN-SM (73.5cm; 78.5cm). El ANDEVA y la prueba de Tukey señalaron diferencias entre DC-DN ($p < 0.05$), DLZ-DN ($p < 0.05$), DC-SM ($p < 0.05$). Los valores de pH en todas las mediciones realizadas se enmarcaron en un intervalo de (7.0-8.2) es decir, entre ligeramente alcalino y alcalino respectivamente. Los promedios más altos del pH se mostraron en los sitios DN-SM (7.9 y 7.8). El ANDEVA y la prueba de Tukey señalaron diferencias entre DC-DLZ ($p < 0.05$), DC-SM ($p < 0.05$), DLZ-DC ($p < 0.05$), DC-DN ($p < 0.05$), mientras que las localidades DC-TL ($p > 0.05$), resultaron ser similares. Con respecto a la variabilidad temporal en su conjunto, éstas mostraron diferencias significativas en ambas temporadas ($F = 1925.8$ $p < 0.05$). Los promedios más altos de oxígeno disuelto, temperatura y transparencia se registraron en la temporada de mínima inundación (6.2mg l⁻¹; 31.4°C y 92.4cm), caso contrario para los valores promedios de profundidad y pH (282.2cm; 7.7) en la temporada de máxima inundación.

Composición de especies. Se capturaron un total de 1, 275 individuos, pertenecientes a 14 familias, 26 géneros y 33 especies (Tabla 2). En la localidad DC (n=178), se identificaron 26 especies correspondientes a 12 familias y 23 géneros; en la localidad DLZ (n=686), se exhibieron 18 especies (seis familias y 14 géneros) y en la localidad DN (n=206), se registraron 17 especies (seis familias y 15 géneros). En la localidad SM (n=66) se identificaron ocho especies (ocho familias y ocho géneros) y en la localidad TL (n=96) donde se registraron 11 especies (ocho familias y nueve géneros). La familia Cichlidae fue la más diversa, representada por 12 especies, seguida de Poeciliidae con cuatro especies, Characidae y Ariidae con tres especies, Ictaluridae y Clupeidae con dos especies, y las familias Heptapteridae, Batrachoididae, Cyprinidae, Gerreidae, Lepisosteidae, Scianidae, Megalopidae, Loricariidae con una especie.

Las especies con mayor abundancia numérica en las localidades estuvo representada por dos especies de la familia Cichlidae: *Thorichthys affinis* (n= 496) y *T. helleri* (n= 122), las cuales

aportaron el 48% de la captura total; mientras que el 52% restante estuvo representado por las 30 especies restantes *Astyanax aeneus* (Günther, 1860), *Petenia splendida* (Günther, 1862), *Dorosoma petenense* (Günther, 1862), *Theraps heterospilus* (Hubbs, 1936), *Paraneetroplus synspilus* (Hubbs, 1935), *P. argenteus* (Allgayer, 1991), *P. bifasciatus* (Steindachner, 1864), *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855), *Brycon guatemalensis* (Regan, 1905), *T. pasionis* (Rivas, 1962), *Ictalurus meridionalis* (Günther, 1864) *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), *Megalops atlanticus* (Valenciennes, 1847), *Atractosteus tropicus* (Gill, 1863), *Amphilophus robertsoni* (Reagan, 1905), *Potamarius nelsoni* (Evermann y Goldsborough, 1902), *Cathorops aguadulce* (Meek, 1904), *Aplodinotus grunniens* (Rafinesque, 1819), *Parachromis managuense* (Günther, 1867), *Carlhubbsia kidderi* (Hubbs, 1936), (Günther, 1864), *Eugerres mexicanus* (Steindachner, 1863), *Poecilia petenensis* (Günther, 1866), *Hyphessobrycon compresus* (Allgayer, 1991), *P. mexicana* (Steindachner, 1863), *Dorosoma anale* (Günther, 1867), *Rhamdia guatemalensis* (Günther, 1864), *P. usumacintae* (Betancur y Willink, 2007), *Phallichthys fairweatheri* (Rosen y Bailey, 1959), "*Cichlasoma*" (*Nandopsis*) *urophthalmus* (Günther, 1862), *Ctenopharyngodon idella* (Valenciennes, 1844), *Batrachoides goldmani* (Evermann y Goldsborough, 1902).

Del total de las especies según su clasificación ecótica, ocho son dulceacuícolas primarias (*I. meridionalis*, *R. guatemalensis*, *A. aeneus*, *H. compresus*, *B. guatemalensis*, *A. tropicus*, *C. idella* y *P. pardalis*; estas dos últimas introducidas), 16 son dulceacuícolas secundarias (*A. robertsoni*, *P. splendida*, *T. affinis*, *T. helleri*, *T. pasionis*, *P. argenteus*, *P. bifasciatus*, *P. synspilus*, *T. heterospilus*, "*Cichlasoma*" (*Nandopsis*) *urophthalmus*, *C. kidderi*, *P. fairweatheri*, *P. mexicana*, *P. petenensis*, *O. niloticus* y *P. managuense* estas dos últimas introducidas); siete son vicarias (*P. nelsoni*, *P. usumacintae*, *B. goldmani*, *E. mexicanus*, *D. anale*, *D. petenense*, *A. grunniens*). *C. aguadulce* es una especie estuarina-permanente y *M. atlanticus* es una especie estenohalina. Se identificaron la presencia dos especies de cíclidos exóticos, *O. niloticus* y *P. managuense* en tres localidades (DC, DLZ y DN) en las dos temporadas, el ciprínido *C. idella* en la localidad (SM) en la temporada de mínima inundación y la presencia del lorícarido *P. pardalis* en las localidades (DC y DN) para la temporada de mínima inundación.

Asimismo se capturaron juveniles y adultos de las especies *P. nelsoni* y *R. guatemalensis* en las localidades DC, DN y TL en ambas temporadas. Estas dos especies son endémicas y se encuentran incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001, bajo el estatus "sujeta a protección

especial”. Se identificó un nuevo registro de la familia Ariidae, *P. usumacintae* en la localidad (TL) del área de la subcuenca del San Pedro, una especie de reciente descripción (Betancurt y Willink, 2007).

Parámetros ecológicos. El índice de riqueza de Margalef (D_{Mg}) mostró que está fue mayor en las localidades DC y DN ($D_{Mg} = 4.6; 3.0$), mientras que los valores bajos de riqueza se presentaron en las localidades DLZ y SM ($D_{Mg} = 2.6; 1.4$). En cuanto a las temporadas, la mayor riqueza se registró en la temporada de mínima inundación ($D_{Mg} = 4.5$) y el valor mínimo en la temporada de máxima inundación (4.1). De acuerdo a la diversidad Shannon (H'), sólo dos localidades fueron similares, (DC-DN; 2.4-2.3, $t_{calculada}=0.23$, $t_{0.05(2)393}=1.96$, $p>0.05$). El resto de las comparaciones de las localidades fueron diferentes según el valor “ t ” y sus respectivos grados de libertad (Tabla 3). La comparación de diversidad entre las temporadas fueron diferentes (máxima-mínima inundación $t_{calculada}=5.07$; $t_{0.05(2)885}=1.96$; $p<0.05$). En cuanto al índice de equidad de Shannon (E'), éste mostró que las localidades más uniformes fueron DN y SM ($E' = 0.86; 0.99$), en comparación de la equidad en las temporadas, el periodo de máxima inundación fue el más equitativo ($E'=0.5$) (Tabla. 3). El índice de dominancia de Berger-Parker (Tabla 4), nos permitió determinar la importancia proporcional de las especies dominantes en las cinco localidades, representando la mayor dominancia la especie *T. affinis* en la localidad DLZ (Berger-Parker=0.55 versus $H'=1.6$).

El agrupamiento de las localidades según las distancias de conexión de similitud de Sorensen en el ciclo anual mostró los siguientes agrupamientos: grupo I con las localidades DN-DLZ (0.74), el segundo grupo con DLZ-DC (0.72) y por último el grupo III representado por las localidades SM-TL (0.69). En la temporada de mínima inundación se formaron tres agrupaciones: grupo I representado por las localidades DC-DLZ (0.73), el segundo grupo DC, DLZ y DN (0.66) y el grupo III SM-TL (0.66). Para la temporada de máxima inundación sólo existieron dos agrupamientos: grupo I representado por las localidades DC-DLZ (0.69) y el segundo grupo SM-TL (0.62) (Fig. 2).

Discusión

Variación espacio-temporal de las variables ambientales. Las fluctuaciones en el nivel de agua del área de estudio, estuvieron directamente relacionadas con el régimen de máxima y mínima inundación así como con la dinámica de escorrentía en la subcuenca del río San Pedro; donde la

disminución del nivel de agua está fuertemente relacionada con el periodo (mínima inundación). Por su parte, el oxígeno disuelto es un factor fundamental en la dinámica acuática, donde la abundancia o escasez de este parámetro limita o favorece la presencia y/o ausencia de organismos, afectando el crecimiento, sobrevivencia y la reproducción (Quiroz et al. 2010). Las variaciones en la concentración de oxígeno disuelto del río San Pedro y su zona de inundación se deben a la fluctuación de la temperatura del agua, el aporte de sedimentos alóctonos derivado del flujo de inundación temporal o a la generación de oxígeno dentro del cuerpo de agua por la actividad de organismos fotosintéticos. La temperatura del agua está influenciada por las condiciones ambientales de la zona y la incidencia de luz solar, ya que la energía luminosa es absorbida exponencialmente con respecto a la profundidad y la mayor parte del calor es retenido en la capa superior del sistema (Quiroz et al. 2010). La variación de la temperatura coincidió en ambas temporadas, siendo la época de mínima inundación la más cálida, lo cual se asocia a la canícula o sequía intraestival que va de junio a septiembre en la región (Pereyra et al. 2004). No obstante, la relación inversa entre temperatura y la concentración de oxígeno disuelto puede verse alterada en estos ambientes naturales por efecto de los procesos de fotosíntesis y respiración (Graham, 1995). La transparencia se encuentra en función de las condiciones del día, y está relacionada con la productividad primaria (cantidad de fitoplancton) (Arredondo, 2007), donde el valor mínimo fue en la temporada de máxima inundación, estos valores están relacionados con la presencia de material orgánico e inorgánico. El pH es un parámetro relacionado con la concentración de protones en el agua, en la mayoría de las aguas epicontinentales, presentan un valor de pH que fluctúa entre 6.5 y 9.0, aunque pueden haber factores importantes que afecten el pH (Boyd, 1998), este parámetro estuvo ligeramente alcalino en las localidades (SM-TL) para ambas temporadas en la zona del río, estos valores de pH responden a las características típicas de sistemas carbonatados con aguas básicas en la superficie y una tendencia de neutralidad hacia el fondo (Schmitter-Soto et al. 2002, Cervantes-Martínez et al. 2009).

Variación espacio-temporal de la composición y diversidad. El elenco ictiofaunístico descrito en este trabajo, coincide con lo reportado en otras publicaciones: enfatizando la considerable riqueza y diversidad de las familias Cichlidae y Poeciliidae en los ecosistemas neotropicales de México (Spark, 2003, Miller et al. 2005, Rodiles-Hernández, 2005, Valdez-Moreno et al. 2005), la mayoría de las especies identificadas durante este estudio han sido registradas para la Provincia

ictiofaunística Usumacinta (Miller et al. 2005), de las cuales tres son introducidas (*O. niloticus*, *P. managuense* y *C. idella*) (Rodiles et al. 2002, Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005).

El número de especies registradas en el presente estudio fue 33, siendo menor a lo reportado por Chávez et al. (1989), donde enlistaron 35 especies; Noiset y Hernández (1991) reportaron 41 especies. La diferencia en el número de especies se debe a la mayor intensidad de los muestreos, mayor área estudiada y el tiempo de duración de la investigación.

El trabajo más reciente para la zona enlista un total de 31 especies (Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005), con tan sólo dos especies exóticas (*C. idella* y *O. aureus*), en este estudio se capturaron cuatro especies exóticas (*O. niloticus*, *C. idella*, *P. managuense* y *P. pardalis*), asimismo se capturó a *P. usumacintae*, como nuevo registro para la zona del río San Pedro en México, siendo una especie de reciente descripción (Betancur y Willink, 2007).

Del total de las especies encontradas en la zona del río San Pedro y separadas de acuerdo con la clasificación ecótica, el área mostró un mayor número de especies en las categorías dulceacuícolas primarias (ocho), dulce acuícolas secundarias (16), con una especie estuarina permanente, una estenohalina y siete especies vicarias, lo cual difiere con lo reportado para el río Usumacinta con solo ocho primarias, cinco secundarias, cuatro vicarias y con tres especies estuarinas permanentes-estenohalina (Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005).

Actualmente en la zona se encuentran establecidas cuatro especies introducidas (dos cíclidos, un locarido y un ciprínido), donde *P. pardalis* se agrega a la lista de especies de acuerdo con lo reportado por Rodiles-Hernández et al. (2002) para el estado de Chiapas y por Valdéz-Moreno et al. (2005) para dos regiones importantes de los departamentos del Petén y la Alta Verapaz en Guatemala. La dominancia numérica de las especies estuvo representada por *T. affinis* y *T. helleri* caso contrario con lo reportado por Noiset y Hernández (1991), donde mencionan que ésta estuvo representada por "*Cichlasoma*" *synspilum*, especie que recientemente fue agrupada filogénicamente dentro del clado *Paraneetroplus* (McMahan et al 2010). La amplia diversificación regional que presenta el género *Thorichthys*, así como algunos aspectos reproductivos (longitud mínima a la maduración 50mm) a través del año y con características de agrupación en grandes concentraciones pueden explicar las altas abundancia para la zona (Rodiles-Hernández y González-Díaz, 2006).

Los valores de diversidad (H') obtenidos en este estudio, fueron menores a los estimados por Barrientos (1999) para varios taxones de la comunidad de peces en la parte alta de los ríos San

Pedro y Sacluc en un área de influencia del Petén en Guatemala. Los valores más altos de riqueza y diversidad peces se mostraron en las localidades (DC y DN), esto se explica debido a la similitud estructural de ambas localidades, son localidades con poca velocidad de corriente y sin secuencia de rápidos y pozas (Habit y Parra, 2001), estos hábitat son propicios para el establecimiento de las familias; Cichlidae, Ariidae, Characidae, Gerreidae, Lepisosteidae y Loricariidae. La baja riqueza en la temporada de máxima inundación, probablemente se debió al patrón de dispersión de las especies y a los factores intrínsecos del medio ambiente como; la calidad del hábitat, la accesibilidad y disponibilidad recursos, ya que en esta temporada disminuye la heterogeneidad espacial debido a la relación directa entre la dinámica hidrológica (Okada et al. 2003).

Esta medida de la diversidad también está relacionada con la alta dominancia, expresada según el inverso del índice de dominancia de Berger-Parker, donde las dos especies de la familia Cichlidae (*T. affinis* y *T. helleri*) fueron las dominantes en las localidades (DN y DLZ). La tolerancia a las variaciones ambientales y a la plasticidad genética que caracteriza a la familia Cichlidae (Peña-Mendoza et al. 2005, Sáenz et al. 2006; Urriola et al. 2004) influyen para que este taxón sea el mejor representado, estos atributos le confieren una mejor posición sobre otros componentes de la ictiofauna del río San Pedro y la zona de inundación. La condición dominante de esta familia, también fue reportada por Valdez-Moreno et al. (2005), donde mencionan que las familias Cichlidae y Poeciliidae fueron las más diversas en dos regiones importantes del Petén y la Alta Verapaz en Guatemala.

La introducción de especies es un problema creciente, particularmente cuando las especies nativas son incapaces de mantener la integridad frente a la presencia de las invasoras. El papel de estas introducciones ha crecido en proporciones pandémicas (Campbell et al. 2005) y el río San Pedro no es la excepción con la presencia *C. idella* en la localidad (DN) en la temporada de mínima inundación, la cual fue introducida en México a mediados de los 60's con fines de acuicultura y registrada por primer vez en la selva lacandona en 1996 (Morales-Román y Rodiles-Hernández, 2000). Especie que presenta una alta voracidad así como desplazamiento gregario, proporcionándole ciertas ventajas en la competencia contra las especies nativas por espacio y alimento, esta especie fue clasificada con hábito completamente herbívoro.

La presencia de dos cíclidos exóticos: la mojarra tilapia (*O. niloticus*) y la mojarra pinta (*P. managuense*) se debió a introducciones periódicas realizadas a partir de 1987 en los cuerpos de

aguas de la cuenca Usumacinta con fines de acuicultura y pesca (Noiset y Hernández, 1991). El proceso de establecimiento de estas especies al proceso natural de colonización y dispersión de sus poblaciones, las clasifica como autosuficientes en vida libre (CANEI, 2010). Lo anterior ha generado una serie de controversias, en particular si estas especies ocasionan algún tipo de impacto ecológico sobre las especies nativas en la zona, lo cual se desconoce hasta el momento, sin embargo, la pesquería de las tilapias se considera importante debido a sus altos volúmenes en su capturas comerciales, por lo que se deberían tomar precauciones al respecto (Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda 2005).

De acuerdo con el análisis de agrupamiento, la temporada de mínima inundación mostró diferencia con respecto a la temporada de máxima inundación debido a la abundancia numérica de *T. affinis*, *A. aeneus*, *D. petenense*, *P. pardalis*. La similitud entre las localidades (DC y DLZ), se atribuye a las 14 especies que comparten y a la abundancia numérica, principalmente *A. aeneus*, *D. petenense*, *A. robertsoni*, *T. affinis*, *T. helleri* y *T. heterospilus*, mismas que influyen en el grado de semejanza.

Asimismo se capturaron organismos de la “especie exótica invasora” *P. pardalis* la cual se ha dispersado en la cuenca del Grijalva-Usumacinta y se ha extendido por este mismo sistema, a los diferentes cuerpos de agua del país vecino de Guatemala (CDB, 2009, CANEI, 2010). Otras poblaciones loricáridos han colonizado las subcuencas que rodean a la laguna de Términos en Campeche (Wakida Kusunoki et al. 2007). Varios autores afirman que es posible que las introducciones de loricáridos ocasionen efectos ambientales para las especies endémicas debido a la competencia directa por alimento y espacio así como por la ingesta accidental de huevos adheridos al sustrato (Bunkley et al. 1994, Flecker et al. 2002, Hoover et al. 2004, Nico y Muench, 2004). Una característica principal de estos organismos es su conducta de alimentación, en ocasiones hunden su cabeza en el sustrato y latigean con su cola, arrancando o cortando las plantas acuáticas y reduciendo la abundancia de lechos de vegetación acuática sumergida, lo que crea capas flotantes que impiden el paso de luz al bentos, suelen alterar o reducir la disponibilidad de alimento, así como la cobertura física disponible para los insectos acuáticos que son consumidos por peces autóctonos (Liang et al. 2005, Page y Robbins, 2006). Como alguívoros y detritívoros son sumamente eficientes (Armbruster, 2003, Power et al. 1989) y compiten directamente con otros peces con los mismos hábitos alimentarios.

Finalmente, se concluye que la comunidad de peces del río San Pedro está adaptada a las fluctuaciones en el nivel del agua, y a la relación directa entre la dinámica hidrológica y sus variables limnológicas, lo cual está determinado por la heterogeneidad espacial y temporal del hábitat en temporada de mínima inundación, lo que determina altas abundancias numérica, riqueza de especies y una elevada heterogeneidad ambiental en cada una de las localidades de la zona y la homogeneidad ambiental que le caracteriza a las zonas influenciadas por el pulso de inundación o temporada de máxima inundación. En esta contribución se actualizan los registros y nomenclaturas de la comunidad de peces del río San Pedro y su variación espacio-temporal en los hábitats ribereños y el área de inundación.

Agradecimientos

A los Fondos Mixtos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología –Gobierno del Estado de Tabasco por financiar el proyecto TAB-C006-CO2-34685 “Inventario de las microcuencas del municipio de Balancán, Tabasco”, a Alfonso González Díaz, por su asesoría en la identificación de las especies, encargado de la Colección de Peces (ECOSC), Unidad San Cristóbal, Chiapas. A Rodimiro Ramos Reyes encargado del laboratorio del Sistema de Información Geográfica de la Unidad Villahermosa, por el apoyo en la elaboración de la figura del área de estudio, y a la Sociedad Cooperativa de Pescadores “Ribereños del San Pedro”, por brindar las facilidades y apoyo con sus equipos de trabajo, mismas que fueron necesarias para la realización de este trabajo.

Literatura citada

- Álvarez, J. 1970. Peces Mexicanos (claves). Secretaría de Industria y Comercio, México. 166 p.
- Armbruster, J. W. 2003. The species of the *Hypostomus cochliodon* group (Siluriformes: Loricariidae). *Zootaxa*, 249: 1-60.
- Arredondo, F. J.L. 2007. Caracterización limnológica. In: J. L. Arredondo-Figueroa, G. Díaz Zavaleta y J.T. Ponce Palafox (Compiladores). “Limnología de presas mexicanas: aspectos teóricos y prácticos”. AGT Editor S.A. y UAM-Iztapalapa, México, pp. 187-210.
- Arredondo-Figueroa, J.L. Y M. Guzmán-Arroyo. 1986. Actual situación taxonómica de las especies de la Tribu Tilapiini (Pisces: Cichlidae) introducidas en México. *Anales Instituto Biología. UNAM* 56, Series. Zoológicas, 2: 555-572.

- Barrientos, C.C. 1999. Caracterización de la ictiofauna con importancia alimenticia de los ríos San Pedro y Sacluc en el área de influencia de la estación Biológica las Guacamayas. Tesis profesional. Universidad de San Carlos, el Petén, Guatemala. 35 p.
- Betancur, R y W. P. Willink. 2007. A new freshwater Ariid (Otophysi: Siluriforme from the río Usumacinta. *Copeia*, 4: 818-824.
- BIO-DAP. 2000. Programa estadístico del Resource Conservation Fundy National Park, Alma, New Brunswick, Canada
- Bockmann, F. A., y G.M. Guazzeli. 2003. Heptapteridae. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O. y Ferraris, C. J. (Eds.). Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, pp. 406-431.
- Boyd, C. E. 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, EUA. 700 p.
- Bunkley, W. L., E. H. Williams., C. G. Lilystrom., I. C. Flores., A. J. Zerbi., C. Aliaume y T. N. Churchill. 1994. The South American sailfin armored catfish, *Liposarcus multiradiatus* (Hancock), a new exotic established in Puerto Rican fresh waters. *Caribbean Journal of Science*, 30: 90-94.
- Campbel, L. M., S. B. Wandera, R. Thacker., G. D. Dixon y R. E. Hecky. 2005. Trophic niche segregation in the Nilotic ichthyofauna of Lake Albert. Uganda, África. *Environmental Biology of Fishes*, 74: 247-260.
- Castro-Aguirre, J. L., H. Espinosa-Pérez y J.J Schmitter-Soto.1999. Ictiofauna estuarinos - lagunar y vicaria de México: Editorial. Limusa-Noriega. México. 711 p.
- Cervantes-Martínez, A. M., Mezeta-Barrera y M. A Gutiérrez-Aguirre. 2009. Limnología básica del lago cárstico turístico Cenote Azul en Quintana Roo, México. *Hidrobiológica*, 19: 177-180.
- Chávez, L., M., A. E. Matthews y M. H. Pérez. 1989. Biología de los peces del río San Pedro en vistas a determinar su potencial para la piscicultura. INIREB. Xalapa Veracruz, México. 222 p.
- Comité Asesor Nacional Sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategias nacionales sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Área Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 110 p.

- Convenio de Diversidad Biológica. 2009. Conferencia de las Partes COP 6, Decisión VI/22: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies. Convenio sobre Diversidad Biológica. Disponible en <www.cbd.int/decision/cop/> (consultado en julio de 2010).
- Dunnett, C. 1980. Pairwise Multiple Comparisons in the Unequal Variance Case. *Journal American Statistical Association*, 75: 796-800.
- Espinosa-Pérez, H. y A. Daza-Zepeda. 2005. Peces. Cap. 10, In: J. Bueno, F. Álvarez & S. Santiago, S. (Eds.). (2005). Biodiversidad del estado de Tabasco. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Biodiversidad. México. D.F. México pp. 225-240.
- Espinoza, P. H., M.T. Garpar-Dillanes y P. Fuentes-Mata. 1993. Listados faunísticos de México.III. Los peces dulceacuícolas mexicanos. Universidad Nacional Autónoma de México. 98 p.
- Farell, M. E. 2006. La ictiofauna del río ibabo (Santa Cruz, Bolivia) en épocas de aguas altas. *Kempffiana*, 2: 4-34.
- Flecker, A. S., B. W. Taylor., E. S. Bernhardt., J. M. Hood., W. K. Cornwell., S. R. Cassatt., M. J. Vanni y N. S. Altman. 2002. Interactions Between Herbivorous Fishes and Limiting Nutrients in a Tropical Stream Ecosystem. *Ecology*, 83: 1831-1844.
- Graham, J. B. 1995. Air-Breathing Fishes: Evolution, Diversity and Adaptation. Academic Press. Londres. Inglaterra. 299 p.
- Habit, E. y O. Parra. 2001. Impacto ambiental de los canales de riego sobre la fauna de peces. *Ambiente y Desarrollo*, Vol.17: 50-56.
- Hoover, J. J., K. J. Kilgore y A. F. Cofrancesco. 2004. Suckermouth Catfishes: Threats to Aquatic Ecosystems of the United States? *Aquatics Nuisance Species Research Program Bulletin*, 4:1-9.
- INEGI. 2006. Anuario estadístico municipal: Balancán. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Tabasco. México. 213 p.
- Kovach, W. 2002. Multivariate Statistical Package (MVSP), Version 3. 1. for windows software. Kovach Computing Services. Angleses Gales

- Liang, S., H. Wu y B. Shieh. 2005. Size structure, reproductive phenology, and sex ratio of an exotic armored catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in Kaoping River of Southern Taiwan. *Zoological Studies*, 44: 252-259.
- Macossay, C. A. 2008. Ictiofauna del humedal tropical Pantanos de Centla al Sur del Golfo de México. Tesis de Licenciatura Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México. 64 p.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. 256 p.
- McMahan, D. C., Geheber. D. A. y Piller R. K. 2010. Molecular systematics of the enigmatic Middle genus *Vieja* (Teleostei: Cichlidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 57: 1293-1300.
- Miller, R. R., W. L. Minckley y S. M. Norris. 2005. *Freshwater fishes of México*. The Chicago University Press, Chicago. 490 p.
- Miller, R. R. 1966. Geographical Distribution of Central American Freshwater Fishes. *Copeia*, 4: 773-802.
- Morales-Román, M y R. Rodiles-Hernández. 2000. Implicaciones de *Ctenopharyngodon idella* en la comunidad del río Lacanjá, Chiapas. *Hidrobiologica*, 10: 13-24.
- Moyle, P.B y J.J. Cech. 2000. *Fishes: an introduction to ichthyology*. 4^{ta} ed. Prentice –Hall, New Jersey. 590 p.
- Nico, L. G. y A. Muench. 2004. Nests and nest habitats of the invasive catfish *Hoplosternum litorale* in Lake Tohopekaliga, Florida: A novel association with non-native *Hydrilla verticillata*. *Southeastern Naturalist*, 3: 451-466.
- Noiset, J.L., y A. S., Hernández .1991. Valorisation des marais par le développement de la pêche dans la région de San Pedro, Tabasco, México. *Bélgica*. 145 p.
- NOM (Norma Oficial Mexicana). 2001. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 6 de Marzo de 2002, México.
- Okada, E. K., A. A. Agostinho, M. Petreire J. R. y T. Penczak. 2003. Factors affecting fish diversity and abundance in drying ponds and lagoons in the upper Paraná River basin, Brazil. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 3: 97- 110.
- Page L. M. y R. H. Robins. 2006. Identification of sailfin catfishes (Teleostei: *Loricariidae*) in Southern Asia. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 54: 455-457.

- Páramo, D. S. 1984. Ictiofauna del río González y lagunas adyacentes, Tabasco. México. *Universidad y Ciencia*, 1: 5-19.
- Peña-Mendoza, B., J.L. Gómez-Marquéz, I. H. Salgado-Ugarte y D. Ramírez-Noguera. 2005. Reproductive biology of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) at Emiliano Zapata dam, Morelos, México. *Revista Biología Tropical*, 53: 515-522.
- Pereyra, D. D., B. Murrieta. U., y M. A. N. Baizabal. 2004. Influencia de la niña y el niño sobre la precipitación de la ciudad de Villahermosa Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*, 20: 33-38.
- Power, M. E., T. L. Dudley y S. D. Cooper. 1989. Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in a Panamanian stream. *Environmental Biology Fishes*, 26: 285-294.
- Quiroz, C. H., G. J. Rodríguez, M. F. I. Astudillo, D. M. Vargas y T. P. Jiménez. 2010. Condiciones abióticas de la presa El Abrevadero, utilizada para el cultivo extensivo de *Oreochromis niloticus* en Morelos, México, *Revista Electrónica Veterinaria*, 11:1-12.
- Reséndez, M. A y B. M. Salvadores. 2000. Peces de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Resultados preliminares. *Universidad y Ciencia*, 15: 140-146.
- Rodiles-Hernández, R y González-Díaz, A. 2006. Ficha técnica de *Thorichthys socolofi*. En: Schmitter-Soto, J. J. (compilador). Evaluación del riesgo de extinción de los cíclidos mexicanos y de los peces de la frontera sur incluidos en la NOM-059. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No.CK001. México.
- Rodiles-Hernández, R. 2005. Diversidad de peces continentales en Chiapas. En: González-Espinosa M, Ramírez-Marcial N, Ruiz-Montoya L, (Eds). *Diversidad biológica de Chiapas*. Plaza y Valdés, ECOSUR, CONCYTECH, México, pp. 195-220.
- Rodiles-Hernández, R., J. Cruz-Morales y S. Domínguez. 2002. El sistema lagunar de Playas de Catazajá, Chiapas, México. In: de la Lanza, G. y J.L. García-Calderón (Eds.). *Lagos y Presas de México*. AGT Editor. México, pp. 323-337.
- Sáenz, S, I., M.Q. Protti y J. P. Cabrera. 2006. Composición de especies y diversidad de peces en un cuerpo de agua temporal en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 54: 639-645.
- Sala, O.E., F.S.I. Chapin y J.J. Armesto. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2010. *Science*, 287: 1770-1774.

- Schmitter-Soto, J. J., E. Escobar-Briones, J. Alcocer, E. Suárez-Morales, M. Elías -Gutiérrez y L. E. Marín. 2002. Los cenotes de la Península de Yucatán. In: De la Lanza-Espino, G. y J. L. García-Calderón (Comps.). Lagos y Presas de México. AGT. México, pp. 337-381.
- Schmitter-Soto, J. J. 1998. Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo. Guías científicas ECOSUR. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México 239 p.
- Sparks, J. S. 2003. Molecular phylogeny and biogeography of the Malagasy and South Asian cichlids (Teleostei: Perciformes: Cichlidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 30: 599–614.
- Statsoft, 2004. Statistica. Data analysis software system. Versión 7. Tulsa, Oklahoma, EUA.
- Stevenson, D. K. 1982. Una revisión de los recursos marinos de la región de la comisión de Pesca para el atlántico centro occidental (COPACO). Documento. Técnico de Pesca. FAO 211. 146 p.
- Urriola, M. Hernández., J. C. Peña y M. Q. Protti. 2004. Fecundidad fertilidad e índice gonadosomático de *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) en un estanque en Santo Domingo, Heredia, Costa Rica. *Revista Biología Tropical*, 52: 945-950.
- Valdez-Moreno, M.E., J. P. Pool-Canul y S. Contreras-Balderas. 2005. A checklist of the Freshwater ichthyofauna from El Petén and Alta Verapaz, Guatemala, with notes for its conservation and management. *Zootaxa*, 1072: 43-60.
- Wakida Kusunoki, A. T., R. Ruiz Carús y E. Amador Del Ángel. 2007. The Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Loricariidae), another exotic species established in southeastern Mexico *Southwestern Naturalist*, 52: 141-144.
- West, R.C., N. P. Psuty y B. G. Thom. 1985. Las tierras bajas de Tabasco en el Sureste de México. Gobierno del Estado de Tabasco. México. 409 p.
- Zar, J. H. 2010. Biostatistical analysis. 5^{ta} ed. Prentice Hall. New Jersey. 944 p.

Tablas y Figuras

Tabla 1. Comportamiento espacial y temporal de los parámetros ambientales del río San Pedro y su zona de inundación en Balancán, Tabasco, México.

Localidades	Mínima	Máxima	Promedio
O ₂ disuelto (mg/l ⁻¹)			
DC	5.4	3.7	4.6
DLZ	6.0	3.6	4.8
DN	5.6	4.2	4.9
SM	7.2	6.1	6.7
TL	6.7	5.0	5.9
Promedio	6.2	4.5	
Temperatura (°C)			
DC	31.5	25.3	28.4
DLZ	32.0	28.0	30.0
DN	31.8	29.0	30.4
SM	30.8	25.6	28.2
TL	32.4	25.4	28.9
Promedio	31.7	26.7	
Profundidad (cm)			
DC	128.3	260.0	194.2
DLZ	112.0	260.0	186.0
DT	111.0	235.0	173.0
SM	167.0	330.0	248.5
TL	156.0	329.0	242.5
Promedio	134.9	282.8	
Transparencia (cm)			
DC	95.0	66.0	80.5
DLZ	90.0	70.0	80.0
DN	80.0	67.0	73.5
SM	97.0	60.0	78.5
TL	100.0	75.0	87.5
Promedio	92.4	67.6	
pH			
DC	7.9	7.4	7.7
DLZ	7.0	7.2	7.1
DN	7.8	8.0	7.9
SM	7.5	8.0	7.8
TL	7.4	7.9	7.7
Promedio	7.5	7.7	

Dren Capulín (DC), Dren López Zamora (DLZ), Dren Naranjito (DN), San Miguelito (SM), Torno Largo (TL).

Tabla 2. Listado de peces y clasificación ecológica de la ictiofauna del río San Pedro y su zona de inundación en Balancán, Tabasco, México.

Familia	Especie	Autor y año	Categoría	Localidades					
				DC	DLZ	DN	SM	TL	
Ariidae	<i>Cathorops aguadulce</i>	(Meek, 1904)	Ep	x	x	x		x	
	<i>Potamarius nelsoni</i> (Pr)	(Evermann y Goldsborough, 1902)	Vi	x		x		x	
	<i>Potamarius usumacintae</i>	(Betancur & Willink, 2007)	Vi					x	
Ictaluridae	<i>Ictalurus meridionalis</i>	(Günther, 1864)	Dp	x	x		x	x	
	<i>Rhamdia guatemalensis</i> (Pr)	(Günther, 1864)	Dp	x					
Heptapteridae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i> *	(Castelnau, 1855)	Dp	x		x			
Loricariidae	<i>Batrachoides goldmani</i>	(Evermann y Goldsborough, 1902)	Vi	x					
Characidae	<i>Asyanax aeneus</i>	(Günther, 1860)	Dp	x	x				
	<i>Hyphessobrycon compresus</i>	(Meek, 1904)	Dp	x					
	<i>Brycon guatemalensis</i>	(Regan, 1908)	Dp				x	x	
Cyprinidae	<i>Ctenopharyngodon idella</i> *	(Valenciennes, 1844)	Dp				x		
Cichlidae	<i>Amphilophus robertsoni</i>	(Reagan, 1905)	Ds	x	x	x			
	<i>Oreochromis niloticus</i> *	(Linnaeus, 1758)	Ds	x	x	x			
	<i>Parachromis managuense</i> *	(Günther, 1867)	Ds	x	x	x			
	<i>Petenia splendida</i>	(Günther, 1862)	Ds	x	x	x		x	
	<i>Thorichthys affinis</i>	(Günther, 1862)	Ds	x	x	x			
	<i>Thorichthys helleri</i>	(Steindachner, 1864)	Ds	x	x	x			
	<i>Thorichthys pasionis</i>	(Rivas, 1962)	Ds	x	x	x			
	<i>Paraneotroplus argenteus</i>	(Allgayer, 1991)	Ds	x				x	
	<i>Paraneotroplus bifasciatus</i>	(Steindachner, 1864)	Ds	x	x				
	<i>Theraps heterospilus</i>	(Hubbs, 1936)	Ds	x	x				
	<i>Paraneotroplus synspilus</i>	(Hubbs, 1935)	Ds	x	x				
	<i>"Cichlasoma" (Nandopsis) urophthalmus</i>	(Günther, 1862)	Ds	x	x				
	Gerreidae	<i>Eugerres mexicanus</i>	(Steindachner, 1863)	Vi	x				
	Clupeidae	<i>Dorosoma anale</i>	(Meek, 1904)	Vi	x				x
		<i>Dorosoma petenense</i>	(Günther, 1867)	Vi	x				x
	Lepisosteidae	<i>Atractosteus tropicus</i>	(Gill, 1863)	Dp	x	x		x	x
Poeciliidae	<i>Carlhubbisia kidderi</i>	(Hubbs, 1936)	Ds	x					
	<i>Phallichthys fairweatheri</i>	(Rosen y Bailey, 1959)	Ds	x					
	<i>Poecilia mexicana</i>	(Steindachner, 1863)	Ds	x	x				
	<i>Poecilia petenensis</i>	(Günther, 1866)	Ds	x	x				
Sciariidae	<i>Aplodinotus grunniens</i>	(Rafinesque, 1819)	Vi					x	
	<i>Megalops atlanticus</i>	(Valenciennes, 1847)	Eh	x				x	

Distribución ecológica clasificada en Dp = Dulceacuicola primaria; Ds = Dulceacuicola secundaria; Ep = Estuarina permanente; Eh = Estenohalina; Vi = Vicaria *= Especie introducida y Pr= Protección especial.

Tabla 3. Comparación espacial del índice de diversidad Shannon (H' = bits) de la comunidad de peces en el río San Pedro y su zona de inundación.

Localidades	H' = bits	t_{cal}	g.I	p
DC-DLZ	(2.4-1.6)	8.1	418	$p<0.05$
DC-DN	(2.4-2.3)	0.2	393	$p>0.05$
DC-SM	(2.4-1.9)	6.1	283	$p<0.05$
DC-TL	2.4-2.1)	2.6	264	$p<0.05$
DLZ-DN	(1.6-2.4)	9.8	564	$p<0.05$
DLZ-SM	(1.6-1.9)	3.7	411	$p<0.05$
DLZ-TL	(1.6-2.1)	4.9	183	$p<0.05$
DN-SM	(2.4-1.9)	7.6	266	$p<0.05$
DN-TL	(2.4-2.1)	2.8	190	$p<0.05$
SM-TL	(1.9-2.1)	2.6	131	$p<0.05$

Tabla 4. Valores de los índices de diversidad en las localidades

Localidades	Shannon (H')	Varianza (H')	Berger/Parker (1/d)
DC	2.4	0.00609	0.30
DLZ	1.6	0.00263	0.55
DN	2.4	0.00296	0.25
SM	1.9	0.00036	0.18
TL	2.1	0.0057	0.27

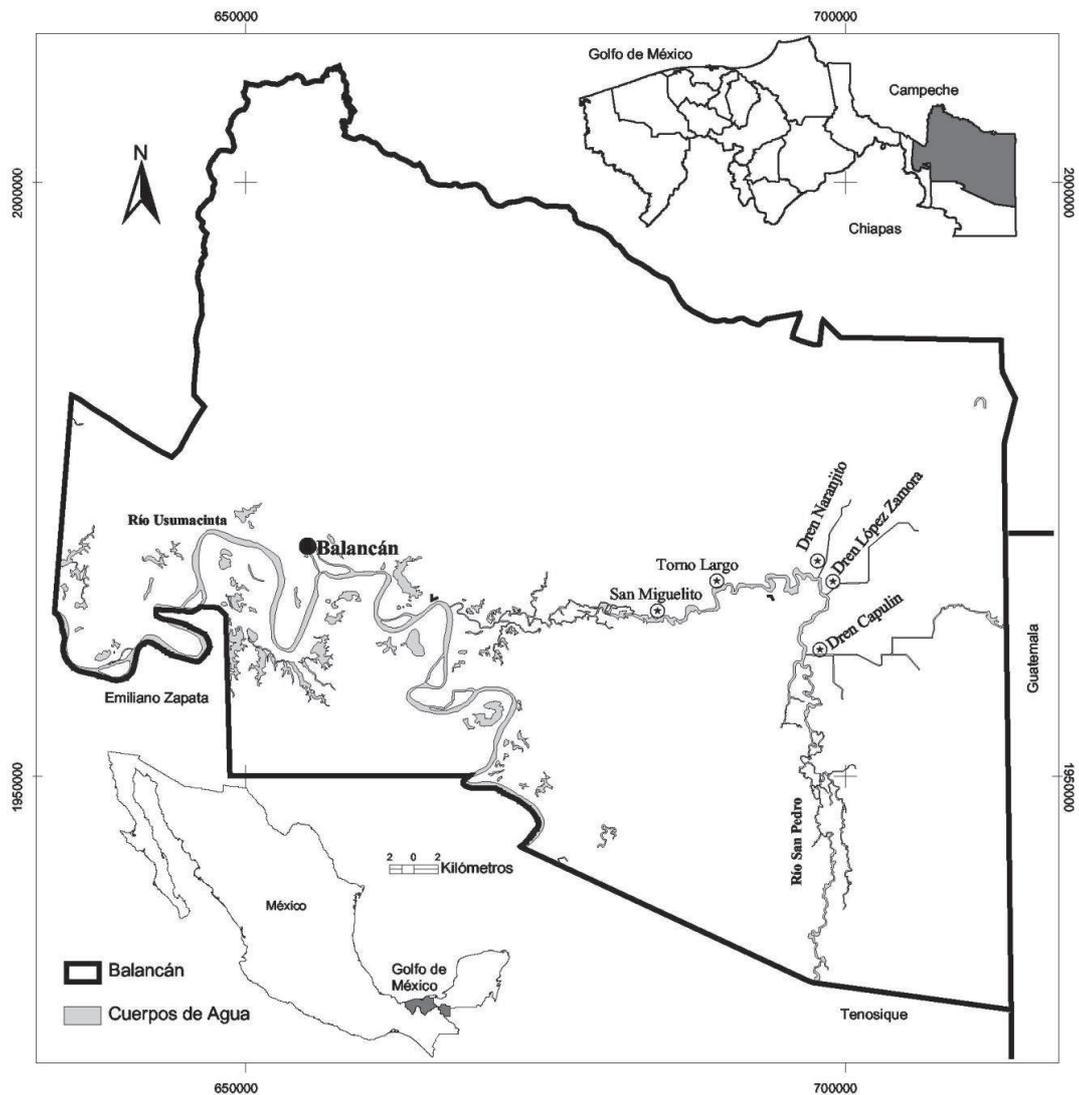


Fig. 1. Área de estudio. Zona de inundación: Dren Capulín (DC), Dren López Zamora (DLZ), Dren Naranjito (DN). Zona ribereña: San Miguelito (SM), Tomo Largo (TL).

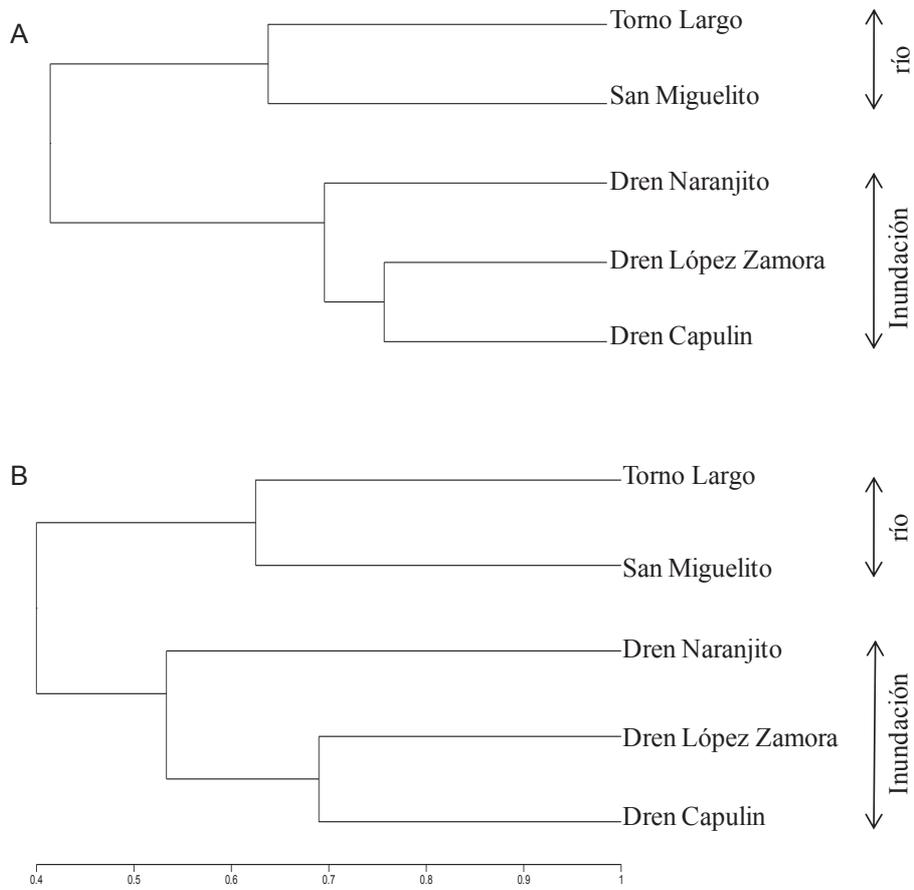


Fig. 2 Dendrograma de agrupación jerárquica basado en Sorensen cuantitativo (vecino más cercano) en las localidades y en las temporadas del río San Pedro. A. temporada de mínima inundación. B. temporada de máxima inundación.

Capítulo II.

Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México

Alfonso Castillo-Domínguez^{1*}, Everardo Barba Macías¹, Alberto de Jesús Navarrete², Rocío Rodiles-Hernández³ y María de Lourdes Jiménez Badillo⁴.

1. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Depto. de Aprovechamiento y Manejo de Recursos Acuáticos. Carretera Villahermosa-Reforma km. 15.5, Ranchería Guineo 2ª sección C.P. 86280 Villahermosa, Tabasco, México; alfonsin75@gmail.com; ebarba@ecosur.mx

2. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. A.P. 424,77000 Chetumal, Quintana Roo, México; anavarrete@ecosur.mx

3. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal .A.P.63 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México; rrodiles@ecosur.mx

4. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Hidalgo 617. Col. Río Jamapa. C.P. 94290 Boca del Río, Veracruz, México; ljimenez@uv.mx

² Versión adaptada del artículo publicado: Castillo-Domínguez, A., E.B. Macías., A. de Jesús. N., R. Rodiles-Hernández y M. J. Badillo. 2011. ***Ictiofauna de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.*** *Revista Biología Tropical*. Vol. 59 (2): 693-708. Junio 2011. *International Journal of Tropical Biology and Conservation* (ISSN-0034-7744)

Abstract: Ichthyofauna from wetlands of San Pedro, Balancán, Tabasco, México. San Pedro River's wetlands sustain trophic nets in the fluvial system, due to the high habitat availability and the space and temporal variations. In order to describe the relationship between environmental parameters and ichthyofauna, this study evaluated fish assemblages composition, distribution, abundance, density, biomass, richness species, diversity and equitability in the wetlands. Sampling considered three different sites and climatic seasons (dry, rainy and cold fronts). The physical and chemical parameters considered were dissolved oxygen, temperature, pH, water transparency and the depth. Fishes were caught with a shrimp net, after six minutes tows and were identified afterwards. A total of 1 049 organisms of 25 fish species were caught, two of which were exotic species: *Oreochromis niloticus* and *Parachromis managuense*. A total of 23 species were found at site I (with the highest density 0.23ind/m²), 17 at site II (0.23ind/m²) and 14 at site III (0.12ind/m²). The highest species number was observed during the dry season with 21 species, followed by the rainy season with 17 species, and the cold season with five species. Similarly, the highest biomass (8.30g/m²) was found in dry season, followed by the rainy season (2.16g/m²), and the cold season (0.03g/m²). Considering seasons, highest density was found during the dry (0.436ind/m²), followed by the rainy (0.213ind/m²) and the cold (0.023ind/m²) seasons. The dominant density species during the study period according quadrants graphic Olmstead-Tukey were: *Petenia splendida*, *Theraps heterospilus*, *Paraneetroplus synspilus*, *Dorosoma petenense* and *Astyanax aeneus*. There were significant differences in the species richness among sites. Temperature, depth and transparency showed differences among the seasons. The canonical correspondence analysis indicated that fish distribution was governed by environmental parameters during all seasons. In terms of fish abundance and composition, environmental parameters play an important role showing spatial and temporal differences in the ecosystem, this could be explained with the fact that most of young fishes have a movement behavior to the wetlands, searching refuge and feed during the dry season. Considering the variation of the diversity indexes, it may be concluded that San Pedro River's wetlands correspond to a system where the ichthyofauna composition fluctuates spatial and seasonally.

Key words: biomass, density, dominance, richness specific, wetlands of the San Pedro River.

Los humedales están definidos como sistemas intermedios o de transición entre los ecosistemas acuáticos y terrestres donde la masa de agua es somera (Cowardin et al. 1979). La Convención Ramsar los define como “Extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (Anónimo, 1999).

Las funciones ecológicas de los humedales se derivan de sus características hidrológicas, geológicas y biológicas. Entre las funciones y valores reconocidos se incluyen el constituir un hábitat para la vida acuática y terrestre, lugares de enseñanza e investigación, reciclaje y transformación de nutrientes, alteración de los flujos de inundación, recarga de acuíferos, retención de partículas, elevada productividad, recreación y estabilización del suelo (Kent, 2000).

Éstas funciones explican la alta disponibilidad del hábitat y nivel de relaciones tróficas que sostienen por los suministros de carbono orgánico debido a las variaciones espaciales y temporales del ambiente (Junk y Welcomme, 1999, Mistch y Gosselink, 2000), así como a aquellos parámetros asociados a la ontogenia, reproducción y/o alimentación de muchas especies de peces dulceacuícolas (Welcomme 1985, Metven et al. 2001, Taylor y Warren 2001). Pese a la importancia de los humedales en Tabasco, la mayoría de los esfuerzos científicos y de investigación se han enfocado a la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla (RBPC), donde se han realizado sólo listados taxonómicos y evaluado el uso de diferentes hábitats en la zona del delta Grijalva-Usumacinta (Páramo, 1984, Reséndez y Salvadores 2000, Macossay, 2008). Por otro lado, la cuenca del Usumacinta es un área hidrológica y ecológicamente importante, debido a la presencia de zonas aún conservadas, sin embargo, son pocos los trabajos científicos realizados, destacándose el estudio ecológico de los peces del río San Pedro y su zona de inundación, así como los ciclos de vida de algunas especies de peces con interés para la piscicultura (Chávez et al. 1988). Asimismo, Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda (2005), presentaron un listado de 95 especies, de las cuales nueve son endémicas o exclusivas de las cuencas en el estado de Tabasco y recientemente el monitoreo de peces e invertebrados en ambientes lóticos y lénticos de Balancán (Estrada, 2008).

El presente trabajo, contribuye al conocimiento de la composición taxonómica y ecológica de los peces de aguas interiores, mediante la determinación de la densidad, biomasa, diversidad, riqueza específica y equidad, así como su relación espacio-temporal con las variables ambientales en la zona de inundación del río San Pedro.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Los humedales del río San Pedro pertenecen a la región Usumacinta, este río nace en las montañas del Petén en Guatemala y se adentra a México por la parte sur de Tabasco, donde se dirige hacia el norte y guarda esta dirección hacia el poblado de San Pedro, para continuar hacia el oeste y desembocar en el río Usumacinta. Se localiza en los municipios de Balancán y Tenosique, colinda al sur y al este con la República de Guatemala, al norte con el estado de Campeche, al este con el municipio de Emiliano Zapata y el estado de Chiapas. Tiene un escurrimiento aproximado de $50\,719 \times 10^6 \text{ m}^3$ al año (INEGI, 2006). La subcuenca de San Pedro está compuesta por rocas calcáreas del Cretácico y del Terciario que provocan una coloración verde claro en el agua y una débil carga de materia en suspensión (0.2 millones de m^3 por año) (West et al. 1985). El grado de inundación de los humedales está condicionado por las épocas climáticas. La época de lluvias establecida de mayo a octubre, con temperatura media de 32°C y una precipitación pluvial de 338mm. La época de nortes que va de noviembre a enero, con una temperatura media de 20°C y finalmente, la época de secas de febrero a abril con temperatura y precipitación media de 36°C y 6.8mm (INEGI, 2006, Moguel y Molina-Enríquez, 2000).

Los tipos de vegetación dominante en la zona son: selva alta y baja perennifolia, pastizales de cultivo, sabana, palmar inundable y una alta variedad de hábitats acuáticos como: pantanos, ríos y lagunas (Anónimo, 2002). La vegetación circundante se encuentra constituida por vegetación hidrófila emergente, *Cyperus articulatus*, *Thypha latifolia*, *Thalia geniculata*, *Cladium jamaicense*; emergente enraizada, *Acelorrhaphe wrightii* (tasiste), selva baja inundable, *Pachyra aquatica* (apompo), *Haematoxylum campechianum* (tinto) (Barba et al. 2006).

Trabajo de campo: El área de muestreo se encuentra ubicada en la zona de inundación del río San Pedro en Balancán. Los muestreos se realizaron durante horas de iluminación en tres sitios (sitio I: $91^\circ 08' 18''\text{W}$, $17^\circ 43' 16''\text{N}$; sitio II: $91^\circ 07' 35''\text{W}$, $17^\circ 46' 09''\text{N}$; sitio III: $91^\circ 08' 02''\text{W}$, $17^\circ 46' 59''\text{N}$) (Fig. 1) que corresponden a drenes artificiales, los cuales

atravesan la zona de inundación construidos por el gobierno en los años 70's con fines de riego para agricultura y ganadería (Plan Balancán-Tenosique) (Fig. 1). La recolección de los peces se efectuaron en tres épocas climáticas: lluvias (junio-septiembre, 2007), nortes (noviembre-enero, 2007-2008) y secas (febrero-abril, 2008). En cada época climática se realizaron tres salidas mensuales con una duración de cinco días para la recolección de organismos.

En cada sitio se determinó el oxígeno disuelto (mg/l), la temperatura (°C) y el pH a una profundidad media utilizando un multianalizador HANNA HI-9828; la profundidad (cm) se registró con una cuerda graduada y la transparencia de la columna de agua (cm) mediante un disco de Secchi. Las muestras biológicas se obtuvieron con una red de prueba camaronera de 7.25m de largo, 5.20m de abertura de boca con una luz de malla 1.9cm. La duración de cada arrastre fue de 6 minutos en cada sitio de muestreo. El área de barrido por el arte de pesca se calculó obteniendo el producto de la velocidad del arrastre por el tiempo de operación y por la abertura del trabajo de la red (Stevenson, 1982), cubriendo un área de arrastre de 1 404m². Las muestras obtenidas se fijaron en formalina al 10% y posteriormente, en el laboratorio se lavaron con agua y fueron conservadas en alcohol etílico al 70%. Para la identificación taxonómica se utilizaron las claves convencionales de peces dulceacuícolas (Álvarez, 1970, Arredondo-Figueroa y Guzmán-Arroyo, 1986, Schmitter-Soto1998, Miller et al. 2005).

La estructura de la comunidad se analizó determinando la densidad relativa, la cual fue cuantificada como el número de organismos muestreados dividido entre el área de barrido; mientras que la biomasa fue expresada como el peso húmedo fijado en gramos (phf) entre el área de barrido, para ello todos los organismos fueron pesados individualmente con una balanza digital (± 0.001 g). Para la jerarquización de las especies por su densidad (ind/m²), biomasa (g/m²) y frecuencia (expresada %), se aplicó la prueba de asociación no paramétrica de tipo Olmstead-Tukey denominada gráfico de cuadrantes (Sokal y Rohlf, 1981), mediante éste análisis se obtuvieron las siguientes categorías: 1) Dominantes: Densidad y frecuencia alta (especies que presentaron valores de densidad, biomasa y frecuencia mayores a la media, 2) Constantes: Densidad baja y frecuencia alta (especies cuyo valor de densidad, biomasa es menor a la media y su frecuencia es mayor a la media), 3) Frecuentes: Densidad alta y frecuencia baja (especies cuyo valor de densidad, biomasa es

mayor y su frecuencia es menor a la media) y 4) Ocasionales o raras: Densidad y frecuencia baja (especies cuyo valor de densidad, biomasa y frecuencia es menor a la media). Los parámetros ecológicos de la comunidad se analizaron a nivel espacial y por épocas considerando los principales descriptores: diversidad en bits ind/m² (H') (Shannon y Wiener, 1963), riqueza de especies (S) (Margalef, 1969), equidad (J') (Pielou, 1966).

Los parámetros físico-químicos así como los parámetros ecológicos de la comunidad se compararon entre los sitios (I, II y III) y entre épocas climáticas (secas, lluvias y nortes). La comparación de los promedios entre las muestras fue corroborada bajo el supuesto de la homogeneidad de varianza mediante la prueba de Levene (1960). Los datos con varianza homogénea entre grupos se evaluaron mediante el análisis de varianza (ANDEVA) de una vía (F) con un nivel de significancia de ($p < 0.05$) (Daniel, 2008); cuando se presentaron diferencias significativas se procedió a determinar entre que sitio y época se mostró la diferencia en el parámetro ambiental o ecológico utilizando la prueba de comparaciones múltiples de Tukey, la cuál es más robusta para muestras que no presentan el mismo número de datos (Dunnett, 1980, Zar, 2010). Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete STATISTICA versión 7.0 para Windows (StatSoft, 2004). Asimismo, se realizó un análisis de correspondencia canónica (ACC) para determinar las relaciones entre las especies y las variables ambientales. Este método se emplea para extraer gradientes ambientales sintéticos de grupos de datos ecológicos. Estos gradientes son la base para describir y visualizar las preferencias de las especies por diferentes hábitats representados en un diagrama de ordenación asumiendo que la distribución de las especies como una función Gaussiana de las variables ambientales (Ter Braak y Verdonshot, 1995). Este método fue elegido debido a que es apropiado cuando el objetivo es describir cómo responden las especies a un conjunto de variables ambientales observadas. Este análisis fue realizado con el software MVSP 3.1 (Kovach, 2002).

RESULTADOS

Parámetros ambientales: Las variaciones espacio-temporales de los parámetros físico-químicos de la zona de inundación del río San Pedro se resume en el Cuadro 1. No existieron diferencias significativas en las variables ambientales para los sitios I, II y III ($F=2.61$ $p > 0.05$); sin embargo, los sitios que presentaron promedios mayores de concentración de oxígeno disuelto, temperatura y pH fueron los sitios I y II. Se observaron

cambios en los niveles del agua, obteniéndose estos cambios en los sitios I y II, con profundidades de 166cm y 165cm, mientras la transparencia se encuentra en función de las condiciones del día, y está relacionada con la productividad primaria, esta variable presentó los promedios mínimos en los sitios I y III. Con respecto a la variabilidad ambiental durante las épocas evaluadas, el oxígeno disuelto y la temperatura mostraron diferencias significativas ($F = 370.7$ $p < 0.05$; $F = 6.206$ $p < 0.05$), observándose estas diferencias en las épocas de lluvias y nortes (Tukey, $p < 0.05$). Los valores promedios del pH por épocas no presentaron diferencias significativas, el promedio mínimo se presentó en la época de lluvias (7.2), y el promedio máximo en nortes (7.7), manteniéndose estos valores ligeramente alcalinos. Por otro lado, existieron diferencias significativas ($F = 8.87$ $p < 0.05$) en los promedios de la profundidad entre las épocas de secas (131cm) y nortes (186cm) (Tukey, $p < 0.05$).

Composición ictiofaunística: En los sitios I, II y III de los humedales del río San Pedro, la riqueza estuvo representada por peces jóvenes y adultos, se capturaron 1 049 individuos, pertenecientes a nueve familias, 19 géneros y 25 especies (Cuadro 2). En el sitio I ($n=178$), se identificaron 23 especies correspondientes a ocho familias y 16 géneros; en el sitio II ($n=686$), 17 especies (siete familias y 12 géneros) y en el sitio III ($n=185$), se registraron 14 especies correspondientes a cinco familias y 11 géneros. Se encontraron dos especies exóticas de cíclidos, *Oreochromis niloticus* representada en los tres sitios y *Parachromis managuense* sólo presentó en el sitio II. Se capturaron juveniles de siluridos representados por la especie *Potamarius nelsoni* en los sitios I y III durante la época de secas. Esta especie se encuentra catalogada en peligro de extinción según la NOM-059-ECOL-2001. En cuanto a la riqueza por épocas, en secas ($n=721$), se identificaron 19 especies correspondientes a ocho familias y 15 géneros; en la época de lluvias ($n=303$), 17 especies (7 familias y 13 géneros) y en nortes ($n=25$), se registraron cinco especies correspondientes a cuatro familias y tres géneros.

Las familias que presentaron el mayor número de especies fueron Cichlidae con 11 especies: *Amphilophus robertsoni*, *O. niloticus*, *P. managuense*, *Petenia splendida*, *Thorichthys affinis*, *T. helleri*, *T. pasionis*, *Paraneetroplus argenteus*, *P. synspilus*, *P. bifasciatus*, *Theraps. heterospilus*, seguida de la familia Poeciliidae con cuatro especies: *Carlhubbsia kidderi*, *Phallichthys fairweatheri*, *Poecilia mexicana*, *P. petenensis*, mientras

que las familias con menor número de especies fueron: Ariidae con dos especies: *Cathorops aguadulce*, *P. nelsoni*, Characidae con dos especies: *Astyanax aeneus* y *Hyphessobrycon compressus*, la familia Clupeidae con dos especies: *Dorosoma anale* y *D. petenense*, Heptateridae con: *Rhamdia guatemalensis*, Batrachoididae: *Batrachoides goldmani*, Gerreidae especie: *Eugerres mexicanus*, Lepisosteidae: *Atractosteus tropicus*).

Parámetros ecológicos: El análisis espacial y temporal de la diversidad (H'), riqueza (S) y equidad (J'), señaló contrastes entre las comunidades de peces entre los sitios. Los valores más altos de diversidad ($H'=2.3$) y equidad ($J'=0.9$), se presentaron en el sitio III, mientras que la mayor riqueza se dio en el sitio I ($S=4.0$). Los valores más bajos de H' , S y J' fueron registrados en el sitio II (1.6, 2.4, 0.6) (Cuadro 3). El parámetro de riqueza (S) presentó diferencias significativas en los sitios ($F= 5.98$, $p < 0.05$). La prueba de Tukey mostró estas diferencias en los sitios I y II (Tukey, $p \leq 0.05$). En cuanto a las épocas, la mayor diversidad se presentó en lluvias ($H'= 2.0$), la mayor riqueza en secas ($S= 3.0$) y la mayor equidad correspondió a nortes ($J'= 0.8$). Comparando los valores de diversidad (H'), riqueza de especies (S) y equidad (J') en las épocas, no se presentaron diferencias significativas

Variación espacial de la densidad y biomasa: La mayor densidad relativa se mostró en el sitio I (0.23 ind/m^2), seguido del sitio II (0.23 ind/m^2) y por último el sitio III (0.12 ind/m^2) (Cuadro 4). Las especies que presentaron mayores densidades fueron: *T. affinis* (0.160 ind/m^2), *T. helleri* (0.086 ind/m^2) *A. aeneus* (0.066 ind/m^2), *P. splendida* (0.049 ind/m^2), *P. petenensis* (0.033 ind/m^2), *A. robertsoni* (0.013 ind/m^2), mientras que los valores mínimos estuvieron representados por *D. petenense*, *P. bifasciatus*, *B. goldmani*, *R. guatemalensis* y *P. argenteus* ($> 0.001 \text{ ind/m}^2$). En cuanto a biomasa, el valor máximo se presentó en el sitio III (5.34 g/m^2) y el mínimo en el sitio II (3.19 g/m^2). En relación a las especies, ésta estuvo representada por *P. splendida* y *A. tropicus*, siendo estas especies las que exhibieron los valores más altos (2.78 g/m^2 , 2.049 g/m^2), mientras que los valores mínimos estuvieron representados por *D. anale* y *H. compressus*, con valores de ($< 0.001 \text{ g/m}^2$). La densidad y la biomasa no presentaron diferencias significativas entre sitios.

Variación temporal de la densidad y biomasa: La mayor densidad se presentó en la época de secas (0.43 ind/m^2), seguida de lluvias (0.21 ind/m^2) y por último en nortes (0.02 ind/m^2). No se presentaron diferencias significativas entre las épocas. El diagrama de Olmstead-Tukey mostró cinco especies dominantes en densidad, *P. splendida*, *T. heterospilus*, *P.*

synspilus, *D. petenense*, *A. aeneus*, siendo esta última la que exhibió el valor más alto (0.06ind/m²), así mismo se registraron cinco especies constantes, siendo *T. affinis* la que registró el mayor valor (0.27ind/m²) y un total de 15 especies fueron consideradas como ocasionales, observándose a la especie *A. robertsoni* con el valor máximo (0.01ind/m²). En la zona de los humedales del río San Pedro, las fluctuaciones en el nivel del agua está directamente relacionados con el régimen de precipitación pluvial en las épocas de secas y lluvias, determinando cambios en las abundancias de las diferentes especies presentes en estos hábitats, un ejemplo de ello fue la especie *P. splendida* la cual disminuye su densidad en la época de nortes. Las densidades más altas se encontraron en las épocas de secas y lluvias, cuando los sitios presentan menores profundidades.

La mayor biomasa se registró en la época de secas (8.30g/m²), seguida de lluvias (2.16g/m²) y por último en nortes (0.03g/m²). Se presentaron diferencias significativas en las épocas, observándose estas diferencias entre las épocas de secas y lluvias, así como en nortes y secas (Tukey, $p < 0.05$) (Cuadro 5). El diagrama de Olmstead-Tukey determinó un total de cinco especies dominantes en biomasa (*P. splendida*, *P. heterospilus*, *T. affinis*, *O. niloticus*, *P. managuense*) de las cuales *P. splendida* la que registró el máximo valor (2.06g/m²), seis especies fueron constantes, de las cuales *T. pasionis* obtuvo el valor más alto (0.23g/m²), asimismo, se observaron dos especies frecuentes ambas con altos valores (*P. nelsoni* 0.60g/m² y *A. tropicus* 0.49g/m²), y finalmente 12 especies fueron ocasionales siendo *A. robertsoni* la que exhibió el mayor valor (0.35g/m²).

Análisis temporal de la estructura de tallas: Las longitudes mayores de la estructura de tallas estuvieron representadas por : *A. tropicus* (n=1; 510mm), *P. splendida* (n=60; 135.8mm), *O. niloticus* (n=23; 125mm), *C. aguadulce* (n=8; 121.1mm), *R. guatemalensis* (n=1; 119.2mm) en la época de secas; mientras que *B. goldmani* (n=1; 171.1mm), *P. splendida* (n=6; 150.6mm), *P. managuense* (n=1; 138.8mm), *O. niloticus* (n=3; 137.8mm), *C. aguadulce* (n=4; 117.9mm) en lluvias y finalmente especies de cuerpos pequeños : *T. helleri* (n=3; 57.1mm), *D. petenense* (n=14; 48.8mm), *A. aeneus* (n=4; 42.9mm), *T. pasionis* (n=1; 41.3mm) y *T. affinis* (n=3; 40.9mm), en la época de nortes (Cuadro 6).

El análisis de correspondencia canónica entre las asociaciones de peces y las variables ambientales en las épocas de secas, lluvias y nortes versus especies (Fig. 2): *C. aguadulce*, *P. nelsoni*, *R. guatemalensis*, *B. goldmani*, *A. aeneus*, *H. compresus*, *A. robertsoni*, *O.*

niloticus, *P. managuense*, *P. splendida*, *T. affinis*, *T. helleri*, *T. pasionis*, *P. argenteus*, *P. bifasciatus*, *P. synspilus*, *T. heterospilus*, *E. mexicanus*, *D. anale*, *D. petenense*, *A. tropicus*, *C. kidderi*, *P. fairweatheri*, *P. mexicana*, *P. petenensis*, explicó el 68.7% en el primer eje y el 31.3% en el segundo, haciendo un total de 100% de la variación explicada en estos componentes. Las variables continuas que presentaron mayor fuerza de asociación con respecto a la distribución de la comunidad de peces por épocas fueron: profundidad, pH, y oxígeno disuelto. El primer eje, se interpretó principalmente, con la contraposición de las épocas de secas y lluvias. La época de secas se encontró asociada principalmente con alta transparencia, mientras que las épocas de lluvias y nortes se encuentran asociadas a temperatura y profundidad. Lo anterior, promueve menor temperatura y mayor profundidad entre las épocas, generando una disimilitud de las especies entre las épocas de nortes y lluvias.

El análisis de conglomerados identificó tres grupos afines. El primer grupo se caracterizó por la alta frecuencia y densidad de *T. affinis*, *P. splendida*, *O. niloticus*, *A. robertsoni*, *P. nelsoni*, *P. mexicana*, *P. petenensis*, *C. kidderi*, *R. guatemalensis* y *A. tropicus*, que mostraron una alta asociación con la transparencia, oxígeno disuelto y pH. Por su parte, las especies de *D. petenense*, *A. aeneus*, *P. managuense*, *D. anale*, *P. fairweatheri*, *H. compresus*, *T. helleri*, *T. pasionis*, *P. argenteus*, *P. bifasciatus* y *T. heterospilus*, se encontraron asociadas a la profundidad en la época de nortes; mientras que *E. mexicanus*, *C. aguadulce* y *B. goldmani*, a la época de lluvias definidas por la temperatura.

DISCUSIÓN

Componente ambiental: Diversos estudios han señalado la influencia de las variables ambientales en la composición de las asociaciones de peces (Gelwick et al. 2001, Hoeninghaus et al. 2003, Kobza et al. 2004). Otros autores atribuyen que estas variaciones en la estructura de las comunidades de peces son causadas por las diversas interacciones biológicas, como la cobertura de macrófitas, la complejidad del hábitat, las redes tróficas, las relaciones de competencia y depredación (Kupschus y Tremain 2001, Heredia 2002, Petry et al. 2003).

En los humedales del río San Pedro, la variabilidad de los parámetros físico-químicos está relacionada principalmente por las condiciones hidrológicas determinadas por las épocas, es decir, lluvias, nortes y secas. Los cambios en el nivel del agua se encuentran asociados

por el régimen de precipitación pluvial, estableciéndose menor nivel de agua en los sitios estudiados en la época de secas; sin embargo, los niveles máximos encontrados en estos ecosistemas fue en la época de nortes, esto debido a su máximo incremento del caudal por la precipitación a finales de la época de lluvias generado en los meses de septiembre-octubre, que son los meses más lluviosos en la zona.

Por su parte, el oxígeno disuelto es un factor fundamental en la dinámica acuática, la abundancia o escases de este parámetro limita o favorece la presencia y/o ausencia de organismos, afectando el crecimiento, sobrevivencia y la reproducción (Quiroz et al. 2010). Las variaciones en su concentración en los humedales pueden deberse a la temperatura del agua, a la aportación de sedimentos alóctonos derivado del flujo de inundación estacional o a la generación de oxígeno dentro del cuerpo de agua por la actividad de organismos fotosintéticos. La temperatura del agua está influenciada por las condiciones ambientales de la zona y la incidencia de luz solar, ya que la energía luminosa es absorbida exponencialmente con respecto a la profundidad y la mayor parte del calor es retenido en la capa superior del sistema (Quiroz et al. 2010). La variación de la temperatura coincidió en las épocas, siendo la época lluvias la más cálida, esto puede deberse a la canícula o sequía intraestival que va de junio a septiembre en la región (Pereyra et al. 2004). No obstante, la relación inversa entre temperatura y la concentración de oxígeno disuelto puede verse alterada en estos ambientes naturales por efecto de los procesos fotosintéticos y respiración (Graham, 1995).

Los humedales del río San Pedro, presentan características hidrológicas similares a los Petenes en Campeche, donde Torres-Castro et al. (2008), observaron que la comunidad de peces se adaptan a las fluctuaciones del nivel del agua, tanto estacionales como interanuales. También en este estudio las condiciones hidrológicas durante las épocas determinaron los cambios en las densidades, biomasa, abundancias y riqueza de las especies.

Las diferentes especies de peces que habitan los humedales tropicales presentan un amplio repertorio de estrategias de vida (longitud mínima a la maduración, periodo de vida corto, épocas de desove parcial, alta fecundidad de huevos a la alta disponibilidad de alimento) cuyo conocimiento no sólo permite explicar patrones de comportamiento, sino enriquecer

modelos ecológicos y efectuar predicciones sobre la dinámica comunitaria y del sistema (Winemiller y Jepsen, 1998).

Composición y diversidad: El número de familias y especies registradas en este estudio fue menor a las reportadas por Chávez (1988) y Noiset y Hernández (1991) para el río San Pedro y su zona de inundación. La tolerancia a las variaciones ambientales y a su plasticidad genética que les caracteriza a la familia Cichlidae (Urriola et al. 2004, Peña-Mendoza et al. 2005, Sáenz et al. 2006) influye que este taxón sea el mejor representado, estos atributos les confieren una mejor posición sobre otros componentes de la ictiofauna en la zona de los humedales. La condición dominante de esta familia, también fue reportada por Valdez-Moreno et al. 2005, donde mencionan que las familias Cichlidae y Poeciliidae fueron las más diversas en dos regiones importantes de los departamentos del Petén y la Alta Verapaz en Guatemala.

La dominancia de las especies estuvo representada por *A. aeneus* y *P. splendida* caso contrario con lo reportado por Noiset y Hernández (1991), donde mencionan que ésta estuvo representada por "*Cichlasoma*" *synspilum*. Especie que según Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda (2005), en su revisión taxonómica la registraron como "*Cichlasoma*" (*Theraps*) *synspilum* para la cuenca Grijalva-Usumacinta en el estado de Tabasco, la cual recientemente fue agrupada filogénicamente dentro del clado *Paraneetroplus* (McMahan et al 2010). La amplia diversificación regional que presenta el género *Thorichthys*, así como algunos aspectos reproductivos (longitud mínima a la maduración 50mm), a través del año y con características de agrupación en grandes concentraciones pueden explicar la alta densidad encontrada en la zona (Rodiles-Hernández y González-Díaz, 2006).

Las mayores tallas se capturaron en la época secas, lo cual sugiere un desplazamiento lateral hacia la zona de inundación por las especies adultas como el caso de *A. tropicus*, el cual realiza desplazamiento reproductivo en busca de zonas someras o poco profundas con vegetación acuática para su apareamiento y desove, realizando este comportamiento reproductivo a finales de la época de lluvias (agosto-septiembre) (Chávez et al. 1989). Como patrón general se encontró que la época con mejor calidad ambiental y mayor disponibilidad de alimento fue secas, esto debido al incremento de la temperatura, la cual permite incrementar el desarrollo de organismos autótrofos, incrementando la disponibilidad de alimento y la riqueza de especies.

Los valores de diversidad (H') obtenidos en este estudio, fueron menores a los estimados por Barrientos (1999), para varios taxones de la comunidad de peces en la parte alta de los ríos San Pedro y Sacluc en un área de influencia del Petén, Guatemala. La baja riqueza en la época de nortes, probablemente se debió al patrón de migración que las especies realizan en busca de zonas con mayor vegetación acuática y abundancia de alimento.

La presencia de dos especies exóticas o invasoras como fue el caso, *O. niloticus* (tilapia) y *P. managuense* (pinta) en los humedales, fue realizada con fines de repoblamiento en la cuenca Grijalva-Usumacinta y a su dispersión fue a través de los pulsos de inundación, según los primeros reportes en los años 1987 (Noiset y Hernández, 1991). Lo anterior a generado una serie de controversias, acerca sí realmente estas especies en particular ocasionan algún tipo de impacto ecológico sobre las especies nativas en la zona, que hasta el momento se desconoce por completo el efecto que estén presentando; sin embargo, la pesquería de las tilapias se considera ya importante en la captura comercial, por lo que se deberían tomar precauciones al respecto (Espinosa-Pérez y Daza-Zepeda, 2005).

Relación especie-épocas: La estacionalidad afecta ciertas especies pero no afecta la composición de las comunidades de peces. Tal como lo indicó Mathews (1998), los patrones de comportamiento incluyen desde movimientos diarios o por épocas o migraciones a largas distancias, el cual es representado por un comportamiento natural (Suárez et al. 2004). En los humedales del río San Pedro algunas especies aumentan sus abundancias y densidades, las cuales les funcionan como estrategias para poder tolerar las fluctuaciones en las concentraciones de oxígeno disuelto y la transparencia, que frecuentemente sucede en estos ecosistemas determinados por la época de secas. El segundo grupo estuvo asociado con el parámetro de profundidad en la época de nortes y el último grupo con mayor afinidad a la temperatura influenciado por la época de lluvias.

RESUMEN

Los humedales del río San Pedro sostienen redes tróficas del sistema fluvial debido a la alta disponibilidad de hábitats y a sus variaciones espacio-temporales. Se estudió la composición, densidad y biomasa de la ictiofauna de los humedales. Se capturaron 1 049 organismos de 25 especies, dos son exóticas: *Oreochromis niloticus* y *Parachromis managuense*. Con 23 especies capturadas en el sitio I, 17 en el II y 14 en el sitio III. En la época de secas se obtuvo mayor riqueza con 21 especies, lluvias con 17 y cinco en nortes.

La mayor densidad se mostró en el sitio II (0.23ind/m²), seguido de los sitios I y III (0.12; 0.12ind/m²). La mayor biomasa fue en secas (8.30g/m²), seguida de lluvias (2.1g/m²) y por último nortes (0.01g/m²). La mayor densidad se mostró en secas (0.43ind/m²) y la mínima en nortes (0.023ind/m²). Las especies dominantes en densidad según el diagrama Olmstead-Tukey fueron: *Petenia splendida*, *Theraps heterospilus*, *Paraneetroplus synspilus*, *Dorosoma petenense* y *Astyanax aeneus*. Existieron diferencias significativas en los parámetros ecológicos y ambientales. Considerando la variación en la riqueza podemos concluir que los humedales del río San Pedro, es un sistema donde la composición de la ictiofauna responde a las fluctuaciones espaciales y temporales.

Palabras clave: biomasa, densidad, dominancia, riqueza específica, humedales del río San Pedro.

AGRADECIMIENTOS

Al financiamiento otorgado por Fondos Mixtos del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología –Gobierno del Estado de Tabasco al proyecto TAB-C006-CO2-34685 “Inventario de las microcuencas del municipio de Balancán, Tabasco”, a Alfonso González Díaz, por su asesoría en la identificación de las especies en el laboratorio de Ictiología de la Unidad San Cristóbal de Ecosur. A Rodimiro Ramos Reyes encargado del laboratorio del Sistema de Información Geográfica de la Unidad Villahermosa, por el apoyo en la elaboración de la figura del área de estudio, y a la Sociedad Cooperativa de Pescadores “Ribereños del San Pedro”, por brindar las facilidades y apoyo con sus equipos de trabajo, mismas que fueron necesarias para la realización de este trabajo.

REFERENCIAS

- Álvarez, J. 1970. Peces Mexicanos (claves). Secretaría de Industria y Comercio, México.
- Anónimo. 1999. Definición de humedales y sistema de clasificación de tipos de humedales de la Convención de Ramsar (Consultado: 23 marzo 2007, http://www.ramsar.org/ris/key_ris_types_s.htm).
- Anónimo. 2002. Regiones hidrológicas prioritarias. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Regiones Hidrológicas Prioritarias 90, 91 y 92. (Consultado: 19 de junio 2007, <http://www.conabio.gob.mx>).
- Arredondo-Figueroa, J.L. y M. Guzmán-Arroyo. 1986. Actual situación taxonómica de las especies de la Tribu Tilapiini (Pisces: Cichlidae) introducidas en México. Anales

- Instituto Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 56, Series. Zoológicas. 2: 555-572 p.
- Barba, M. E., J. R. Mendoza y R. R. Reyes. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de información geográfica. Universidad y Ciencia. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco 23: 101-110 p.
- Barrientos, C.C. 1999. Caracterización de la ictiofauna con importancia alimenticia de los ríos San Pedro y Sacluc en el área de influencia de la estación Biológica las Guacamayas. Tesis de licenciatura. Universidad de San Carlos, el Petén, Guatemala.
- Chávez, L., M., A. E. Matthews y M. H. Pérez. 1989. Biología de los peces del río San Pedro en vistas a determinar su potencial para la piscicultura. Instituto de Nacional de Investigaciones de Recursos Bióticos. Xalapa Veracruz, México.
- Cowardin, L. M., V. Carter., F. C. Golet y E. T. Laroe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States, Fish and Wildlife Service. EUA.
- Daniel, W. 2008. Bioestadística: Base para el análisis de las ciencias de la salud. 4ª Ed. Limusa Wiley. México. D. F., México 755 p.
- Dunnett, C. 1980. Pairwise Multiple Comparisons in the Unequal Variance Case. Journal American Statistical Association. 75: 796-800 p.
- Espinosa-Pérez, H. y A. Daza-Zepeda. 2005. Peces, cap. 10, p. 225-240. In: J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago, S. (Eds.). (2005). Biodiversidad del Estado de Tabasco. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Biodiversidad. D.F. México.
- Estrada, L. F. 2008. Inventario de humedales del municipio de Balancán, Tabasco: Biomonitorio de ecosistemas lénticos y loticos. Tesis de Licenciatura. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.
- Gelwick, F.P., S. A., D. Albrey y K.O. Winemiller. 2001. Fish assemblage structure in relation to environmental variation in a Texas Gulf coastal wetland. Estuaries 24: 285-296.
- Graham, J. B. 1995. Air-Breathing Fishes: Evolution, Diversity and Adaptation. Academic Press. Londres. Inglaterra.

- Heredia, M. 2002. Contribución al conocimiento taxonómico y ecológico de la familia Cichlidae: Ictiofauna de la Reserva de la Biósfera de Calakmul, Campeche. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma Metropolitana, D.F., México.
- Hoeinghaus, D.J., C. A. Layman, D. Albrey y K.O. Winemiller. 2003. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. *Environmental Biology of Fishes* 67: 379-387.
- INEGI. 2006. Anuario estadístico municipal: Balancán. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Tabasco. México.
- Junk, W. J. y R. L. Welcomme. 1990. Floodplains. p. 491-524. In: B. C. Patten (eds.), *Wetlands and shallow continental water bodies*. SPB Academic Publishing by La Haya, Holanda.
- Kent, D. M. 2000. *Applied wetlands science and technology*. Lewis Publishers. Boca Ratón. Florida. EUA.
- Kobza, R.M., J.C. Trexler, W. F. Loftus y S.A. Perry. 2004. Community structure of fishes inhabiting aquatic refuges in a threatened karst wetland and its implications for ecosystem management. *Biological Conservation*. 116: 153-165.
- Kovach, W. 2002. *Multivariate Statistical Package (MVSP), Version 3. 1. for windows software*. Kovach Computing Services. Anglesea Gales.
- 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.
- Levene, H. 1960. Robust test for equality on variance, p. 278-292. In: I. Olkin, S. G. Ghurye., W. Hoeffding., W. G. Madow y H. B. Mann (Eds.). *Contributions to probability and Statistics*. Stanford University Press. California. EUA.
- Macossay, C. A. 2008. Ictiofauna del humedal tropical Pantanos de Centla al Sur del Golfo de México. Tesis de Licenciatura Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. México.
- Margalef, R. 1969. *Perspectives in Ecological Theory*. The University of Chicago Press. Chicago, Illinois, EUA.
- Matthews, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman y Hall, New York, EUA.

- McMahan D. C., Geheber. D. A. y Piller R. K. 2010. Molecular systematics of the enigmatic Middle genus *Vieja* (Teleostei: Cichlidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57: 1293-1300
- Methven, D. A., R. L Haedrich y G.A Rose. 2001. The fish assemblage of a Newfoundland estuary: diel monthly and annual variation. *Journal of Fish Biology*. 52: 669-687.
- Miller, R. R., W.L Minckley y S. M. Norris. 2005. *Freshwater fishes of México*. The University of Chicago, Chicago, Illinois, EUA.
- Mistch, W. J y J. G. Gosselink. 2000. Wetlands, p. 621-658. In. Van Nostrands y reinhold. R. J. Naimam y H. Descamps. (eds). *The ecology of interfaces: Riparian zones*. Annual Review Ecology System. Nueva York, EUA.
- Moguel, O, E J y M, J, F. Molina-Enríquez. 2000. La precipitación Pluvial en Tabasco y Chiapas. *Revista. Kuxulkab*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 510: 1-8.
- Noiset, J.L., y A. S., Hernández .1991. Valorisation des marais par le développement de la pêche dans la région de San Pedro, Fundación Universitaria para la Cooperación Internacional al Desarrollo (Tabasco, Mexique). Bélgica.
- Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL) 2001. Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones par su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*. 6 de Marzo de 2002, México.
- Páramo, D. S. 1984. Ictiofauna del río González y lagunas adyacentes, Tabasco. México. *Universidad y Ciencia*, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.1: 5-19 p.
- Peña-Mendoza, B., J.L. Gómez-Marquéz, I. H. Salgado- Ugarte y D. Ramírez-Noguera. 2005. Reproductive biology of *Oreochromis niloticus* (Perciformes: Cichlidae) at Emiliano Zapata dam, Morelos, México. *Revista Biología Tropical*. 53: 515-522 p.
- Pereyra, D. D., B. Murrieta. U. y M. A. N. Baizabal. 2004. Influencia de la niña y el niño sobre la precipitación de la ciudad de Villahermosa Tabasco, México. *Universidad y Ciencia*. 20:33-38 p.
- Petry, P., P. B. Bayley y D. F. Markle. 2003. Relationships between fish assemblages, macrophytes and environmental gradients in the Amazon River floodplain. *Journal. Fishes Biology*. 63: 547-579 p.

- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*. 13:131-350 p.
- Quiroz, C. H., G. J Rodríguez, M. F. I. Astudillo, D. M. Vargas y T. P. Jiménez. 2010. Condiciones abióticas de la presa El Abrevadero, utilizada para el cultivo extensivo de *Oreochromis niloticus* en Morelos, México, *Revista electrónica veterinaria*. 11: (también disponible en línea: www.veterinaria.org/revistas/redvet/n070710/071002.pdf).
- Reséndez, M. A. y B. M Salvadores. 2000. Peces de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Resultados preliminares. *Universidad y Ciencia*. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 15: 140-146 p.
- Rodiles-Hernández, R y González-Díaz, A. 2006. Ficha técnica de *Thorichthys socolofi*. En: Schmitter-Soto, J. J. (compilador). Evaluación del riesgo de extinción de los ciclidos mexicanos y de los peces de la frontera sur incluidos en la NOM-059. El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No.CK001. México. D.F.
- Sáenz, S, I., M.Q. Protti y J. P. Cabrera. 2006. Composición de especies y diversidad de peces en un cuerpo de agua temporal en el Refugio Nacional de Vida Silvestre Caño Negro, Costa Rica. *Revista Biología Tropical* 54:639-645 p.
- Schmitter-Soto, J. J. 1998. Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo. Guías científicas ECOSUR. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.
- Shannon, E. C. y W. Wiener. 1963. *The mathematical theory of communication*. University. Chicago, Illinois. EUA
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Co. San Francisco, California. EUA.
- Súarez, Y. R., M. Petrere J. R. y A. C. Catella. 2004. Factors regulating diversity and abundance of fish communities in Pantanal lagoons, Brazil. *Fisheseries Management and Ecology*. 11: 45-50 p
- StatSoft. 2004. *STATISTICA. Data analysis software system. Version 7*. Tulsa, Oklahoma, EUA.

- Stevenson, D. K. 1982. Una revisión de los recursos marinos de la región de la comisión de Pesca para el atlántico centro occidental (COPACO). Documento Técnico de Pesca.
- Taylor, C. M. y M. L. Warren. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environment variability and nested subset. *Ecology* 82: 2320-2330 p
- Ter Braak, C. J. F. y F. M. Verdonshot. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquatic. Science.* 57: 255-286 p.
- Torres-Castro, I.L, M.E., Vega-Cendejas., J.J. Schmitter-Soto., G. Palacio-Aponte y R., Rodiles-Hernández. 2008. Ictiofauna de sistemas cársticos-palustres con impacto antrópico: los Peténes de Campeche, México. *Revista Biología Tropical* 57: 141-157.
- Urriola, Hernández, M., J. Cabrera Peña y M. Q Protti. 2004. Fecundidad fertilidad e índice gonadosomático de *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) en un estanque en Santo Domingo, Heredia, Costa Rica. *Revista Biología Tropical.* 52: 945-950 p.
- Valdez-Moreno, M.E., J.P. Pool-Canul y S. Contreras-Balderas. 2005. A checklist of the Freshwater ichthyofauna from El Petén and Alta Verapaz, Guatemala, with notes for its conservation and management. *Zootaxa.* 1072:43-60 p.
- Welcomme, R. L. 1985. River fisheries. FAO Fisheries Technical Paper: 262. Roma, Italia.
- West, R.C., N. P. Psuty y B.G. Thom. 1985. Las tierras bajas de Tabasco en el Sureste de México. Gobierno del Estado de Tabasco. México.
- Winemiller, K.O y D. B. Jepsen. 1998. Effect of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology.* 53:267-296.
- Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. 5^{ta} ed. Prentice-Hall. New Jersey, EUA 944 p.

Cuadros y Figuras.

Cuadro 1
Parámetros ambientales de los sitios I, II y III de los humedales en San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Sitios	I	II	III	Promedio
Épocas	Oxígeno disuelto (mg/l)			
Lluvias	*****	*****	*****	*****
Nortes	3.9	3.7	3.9	3.8
Secas	6.7	6.8	5.9	6.5
Promedio	3.5	3.4	3.2	
	Temperatura (°C)			
Lluvias	32.5	32.5	32.5	32.5
Nortes	26	25.1	31	27.4
Secas	31	31	31	31
Promedio	29.8	29.5	31.5	
	Profundidad (cm)			
Lluvias	158	160	190	169
Nortes	210	170	177	186
Secas	130	136	127	131
Promedio	166	155	165	
	Transparencia (cm)			
Lluvias	70	70	75	72
Nortes	67	80	30	59
Secas	50	90	80	73
Promedio	62	80	62	
	pH			
Lluvias	7.6	7.2	6.7	7.2
Nortes	7.8	7.6	7.7	7.7
Secas	7.4	7.3	7.4	7.4
Promedio	7.6	7.4	7.3	
*****	No determinado			

Cuadro 2

Listado de peces de los sitios I, II y III, de los humedales en San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Orden	Familia	Especie	Sitio I	Sitio II	Sitio III	Autor y año
Siluriformes	Ariidae	<i>Cathorops aguilade</i>	x	x	x	(Meek, 1904)
		<i>Potamarius nelsoni</i>	x		x	(Evermann y Goldsborough, 1902)
		<i>Rhamdia guatemalensis</i>	x			(Günther, 1864)
Batrachoidiformes	Batrachoididae	<i>Batrachoides goldmani</i>	x			(Evermann y Goldsborough, 1902)
		<i>Astyanax aeneus</i>	x	x	x	(Günther, 1860)
Perciformes	Cichlidae	<i>Hyphessobrycon compresus</i>	x			(Meek, 1904)
		<i>Amphilophus robertsoni</i>	x	x	x	(Reagan, 1905)
		<i>Oreochromis niloticus</i> *	x	x	x	(Linnaeus, 1758)
		<i>Parachromis managuense</i> *		x	x	(Günther, 1867)
		<i>Petenia splendida</i>	x	x	x	(Günther, 1862)
		<i>Thorichthys affinis</i>	x	x	x	(Günther, 1862)
		<i>Thorichthys helleri</i>	x	x	x	(Steindachner, 1864)
		<i>Thorichthys pasionis</i>	x	x	x	(Rivas, 1962)
		<i>Paraneotroplus argenteus</i>	x			(Allgayer, 1991)
		<i>Paraneotroplus bifasciatus</i>	x	x		(Steindachner, 1864)
Clupeiformes	Gerreidae	<i>Theraps heterospilus</i>	x	x	x	(Hubbs, 1936)
		<i>Paraneotroplus synspilus</i>	x	x	x	(Hubbs, 1935)
		<i>Eugerres mexicanus</i>	x	x	x	(Steindachner, 1863)
		<i>Dorosoma anale</i>	x			(Meek, 1904)
		<i>Dorosoma petenense</i>	x	x	x	(Günther, 1867)
		<i>Atractosteus tropicus</i>	x			(Gill, 1863)
Lepisosteiformes	Lepisosteidae	<i>Carlhubbisia kidderi</i>	x	x		(Hubbs, 1936)
		<i>Phallichthys fairweatheri</i>	x			(Rosen y Bailey, 1959)
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Poecilia mexicana</i>	x	x	x	(Steindachner, 1863)
		<i>Poecilia petenensis</i>		x	x	(Günther, 1866)

Especies exóticas *

Cuadro 3
 Parámetros ecológicos de la comunidad de peces en las épocas y sitios I, II, III de los humedales de San Pedro. H' = diversidad (bits. ind/m²), S = riqueza, J = equidad

	Espacial			Épocas		
	I	II	III	Secas	Lluvias	Nortes
No. de Taxones	23	17	14	21	17	5
No. de Individuos	178	686	185	721	303	25
Shannon (H')	2.1	1.6	2.3	1.6	2	1.3
Riqueza (S)	4.0**	2.4*	2.5	3	2.8	1.2
Equidad (J)	0.7	0.6	0.9	0.5	0.7	0.8

* $p \leq 0.05$

Cuadro 4
Distribución espacial de la densidad (ind/m²) y biomasa (g/m²) de los peces en los humedales del río San Pedro.

Especie	Densidad(ind/m ²)			Total Especies	Biomasa (g/m ²)				
	I	II	III		I	II	III	Total	
<i>Thorichthys affinis</i>	0.1026	0.0064	0.0513	0.1603	<i>Petenia splendida</i>	0.5031	0.8551	1.4265	2.7847
<i>Thorichthys helleri</i>	0.0071	0.0691	0.01	0.0862	<i>Atractosteus tropicus</i>	1.6909	—	0.3583	2.0491
<i>Asyanax aeneus</i>	0.0192	0.0249	0.0221	0.0662	<i>Parachromis managuense</i>	0.2927	0.037	0.9701	1.2998
<i>Petenia splendida</i>	0.0135	0.0342	0.0021	0.0498	<i>Theraps heterospilus</i>	0.1571	0.1692	0.8733	1.1996
<i>Poecilia petenensis</i>	—	0.0334	—	0.0334	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.1698	0.4255	0.5625	1.1578
<i>Paraneetroplus synspilus</i>	0.015	0.0142	0.0028	0.032	<i>Thorichthys affinis</i>	0.2367	0.7053	0.1514	1.0934
<i>Theraps heterospilus</i>	0.0249	0.0028	0.0021	0.0298	<i>Potamarius nelsoni</i>	0.3917	—	0.2137	0.6054
<i>Dorosoma petenense</i>	0.0036	0.0064	0.0121	0.0221	<i>Paraneetroplus synspilus</i>	0.0511	0.2115	0.1647	0.4274
<i>Thorichthys pasionis</i>	0.0078	0.0128	—	0.0207	<i>Thorichthys helleri</i>	0.0719	0.283	0.0542	0.409
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.0064	0.0107	0.0014	0.0185	<i>Dorosoma petenense</i>	0.2427	0.015	0.1413	0.3985
<i>Amphilophus robertsoni</i>	0.0043	0.0064	0.0028	0.0135	<i>Amphilophus robertsoni</i>	0.0183	0.2375	0.1026	0.3585
<i>Eugerres mexicanus</i>	0.0085	0.0014	0.0028	0.0128	<i>Thorichthys pasionis</i>	0.0149	0.1345	0.096	0.2305
<i>Phallichthys fairweatheri</i>	0.0085	—	0.0021	0.0106	<i>Asyanax aeneus</i>	0.0368	0.062	0.0543	0.1531
<i>Cathorops aguadulce</i>	0.0078	—	0.0007	0.0085	<i>Cathorops aguadulce</i>	0.0073	—	0.1218	0.1291
<i>Carluhbsia kidderi</i>	—	0.0036	0.0028	0.0064	<i>Phallichthys fairweatheri</i>	0.0149	—	0.0415	0.0563
<i>Parachromis managuense</i>	0.0036	0.0007	0.0014	0.0057	<i>Eugerres mexicanus</i>	0.0286	0.0051	0.0175	0.0511
<i>Poecilia mexicana</i>	—	0.005	—	0.005	<i>Batrachoides goldmani</i>	0.0462	—	—	0.0462
<i>Atractosteus tropicus</i>	0.0007	—	0.0021	0.0028	<i>Poecilia mexicana</i>	0.0149	0.0363	—	0.0363
<i>Hyphessobrycon compressus</i>	—	—	0.0028	0.0028	<i>Paraneetroplus argenteus</i>	0.0181	—	—	0.0181
<i>Potamarius nelsoni</i>	0.0007	—	0.0014	0.0021	<i>Carluhbsia kidderi</i>	0.006	0.0052	—	0.0112
<i>Dorosoma anale</i>	—	—	0.0014	0.0014	<i>Paraneetroplus bifasciatus</i>	0.0035	0.0043	—	0.0078
<i>Paraneetroplus bifasciatus</i>	—	0.0007	0.0007	0.0014	<i>Rhamdia guatemalensis</i>	0.0078	—	—	0.0078
<i>Batrachoides goldmani</i>	—	—	0.0007	0.0007	<i>Poecilia petenensis</i>	0.0149	0.0043	—	0.0043
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	—	—	0.0007	0.0007	<i>Hyphessobrycon compressus</i>	0.0008	—	—	0.0008
<i>Paraneetroplus argenteus</i>	—	—	0.0007	0.0007	<i>Dorosoma anale</i>	0.0005	—	—	0.0005
Total	0.2342	0.2327	0.1273	0.5942		4.0409	3.1903	5.3495	12.536

Cuadro 5

Distribución temporal de la densidad y biomasa de peces de los humedales del río San Pedro, Balancán, Tabasco (Dominancia: D= especie dominante, C= especie constante, F= especie frecuente y O= especie ocasional o rara).

Especie/ época	Densidad (ind/m ²)			Biomasa (g/m ²)			Total	Dominancia	
	Secas	Lluvias	Nortes	Secas	Lluvias	Nortes			
<i>Petenia splendida</i>	0.0427	0.0043	—	0.0470	1.6425	0.4185	—	2.061	D
<i>Theraps heterospilus</i>	0.0192	0.0114	—	0.0306	1.5046	0.3917	—	1.8963	D
<i>Thorichthys affinis</i>	0.2407	0.0306	0.0021	0.2735	0.927	0.1512	0.0023	1.0805	D
<i>Oreochromis niloticus</i>	0.0164	0.0021	—	0.0185	0.8528	0.3049	—	1.1578	D
<i>Parachromis managuense</i>	0.0028	0.0007	—	0.0036	0.7835	0.037	—	0.8204	D
<i>Thorichthys helleri</i>	0.0064	0.0783	0.0075	0.0923	0.0677	0.3366	0.0075	0.4043	C
<i>Paraneotroplus synspilus</i>	0.0228	0.01	—	0.0328	0.2695	0.1659	—	0.4354	C
<i>Dorosoma petenense</i>	0.0114	0.0078	0.01	0.0292	0.3573	0.039	0.0091	0.4054	C
<i>Potamarius nelsoni</i>	0.0014	—	—	0.0014	0.6054	—	—	0.6054	F
<i>Atractosteus tropicus</i>	0.0021	—	—	0.0021	0.4986	—	—	0.4986	F
<i>Thorichthys pascionis</i>	0.0128	0.0093	0.0008	0.0229	0.1667	0.0688	0.0078	0.2355	C
<i>Astyanax aeneus</i>	0.0264	0.037	0.0028	0.0662	0.0662	0.0838	0.0031	0.1531	C
<i>Amphilophus robertsoni</i>	0.0135	—	—	0.0135	0.3585	—	—	0.3585	O
<i>Cathorops aguadulce</i>	0	0.0028	—	0.0028	0.089	0.0397	—	0.1287	O
<i>Eugerres mexicanus</i>	0.0014	0.0043	—	0.0057	0.01	0.0336	—	0.0436	O
<i>Carlhubbsia kidderi</i>	0.0057	0.0007	—	0.0064	0.0105	0.0007	—	0.0112	O
<i>Poecilia mexicana</i>	0.0036	—	—	0.0036	0.0231	—	—	0.0231	O
<i>Paraneotroplus bifasciatus</i>	0.0014	—	—	0.0014	0.0078	—	—	0.0078	O
<i>Phallichthys fairweatheri</i>	—	0.0085	—	0.0085	—	0.0418	—	0.0418	O
<i>Batrachoides goldmani</i>	—	0.0007	—	0.0007	—	0.0462	—	0.0462	O
<i>Poecilia petenensis</i>	0.0043	—	—	0.0043	0.0334	—	—	0.0377	C
<i>Paraneotroplus argenteus</i>	0.0007	—	—	0.0007	0.0181	—	—	0.0181	O
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	0.0007	—	—	0.0007	0.0078	—	—	0.0078	O
<i>Hyphessobrycon compressus</i>	—	0.0028	—	0.0028	—	0.0008	—	0.0008	O
<i>Dorosoma anale</i>	—	0.0014	—	0.0014	—	0.0005	—	0.0005	O
Total	0.4366	0.213	0.0233	0.6729	8.3	2.165	0.03	10.479	

Cuadro 6

Tallas medias de los organismos muestreados durante las épocas de secas, lluvias y nortes en los humedales de San Pedro.

Especies	Secas		Lluvias		Nortes		Longitudes medias (mm) ± D. E.
	N	Longitudes medias (mm) ± D. E.	Especies	N	Especies	N	
<i>Atractosteus tropicus</i>	1	510	<i>Batrachoides goldmani</i>	1			
<i>Petenia splendida</i>	60	135.8±36	<i>Petenia splendida</i>	6		<i>Thorichthys helleri</i>	3
<i>Oreochromis niloticus</i>	23	125±34.8	<i>Parachromis managuense</i>	1		<i>Dorosoma petenense</i>	14
<i>Cathorops aguadulce</i>	8	121.1±10.9	<i>Oreochromis niloticus</i>	3		<i>Astyanax aeneus</i>	4
<i>Rhamdia guatemalensis</i>	1	119.24	<i>Cathorops aguadulce</i>	4		<i>Thorichthys pasionis</i>	1
<i>Theraps heteropilus</i>	27	113.2±22.8	<i>Theraps heteropilus</i>	18		<i>Thorichthys affinis</i>	3
<i>Amphilophus robertsoni</i>	19	102.6±36.7	<i>Paraneotroplus synspilus</i>	14			
<i>Eugerres mexicanus</i>	2	92.6±1	<i>Paraneotroplus synspilus</i>	14			
<i>Thorichthys pasionis</i>	19	88.5±22.2	<i>Eugerres mexicanus</i>	6			
<i>Thorichthys helleri</i>	9	88.1±19.5	<i>Thorichthys pasionis</i>	14			
<i>Paraneotroplus synspilus</i>	36	81.6±22.7	<i>Thorichthys affinis</i>	55			
<i>Poecilia petenensis</i>	6	80.7±7.5	<i>Thorichthys helleri</i>	110			
<i>Poecilia mexicana</i>	5	78±6.6	<i>Astyanax aeneus</i>	52			
<i>Carluhubbsia kidderi</i>	8	52.9±4.2	<i>Dorosoma petenense</i>	11			
<i>Astyanax aeneus</i>	37	58.8±14.5	<i>Carluhubbsia kidderi</i>	1			
<i>Thorichthys affinis</i>	437	56.4±11.9	<i>Dorosoma anale</i>	2			
<i>Dorosoma petenense</i>	16	53.2±19	<i>Phallichthys fairweatheri</i>	1			
<i>Potamarius nelsoni</i>	3	29.1±2.4	<i>Hyphessobrycon compresus</i>	4			
<i>Parachromis managuense</i>	4	23.1±4					
Total	721			303			25

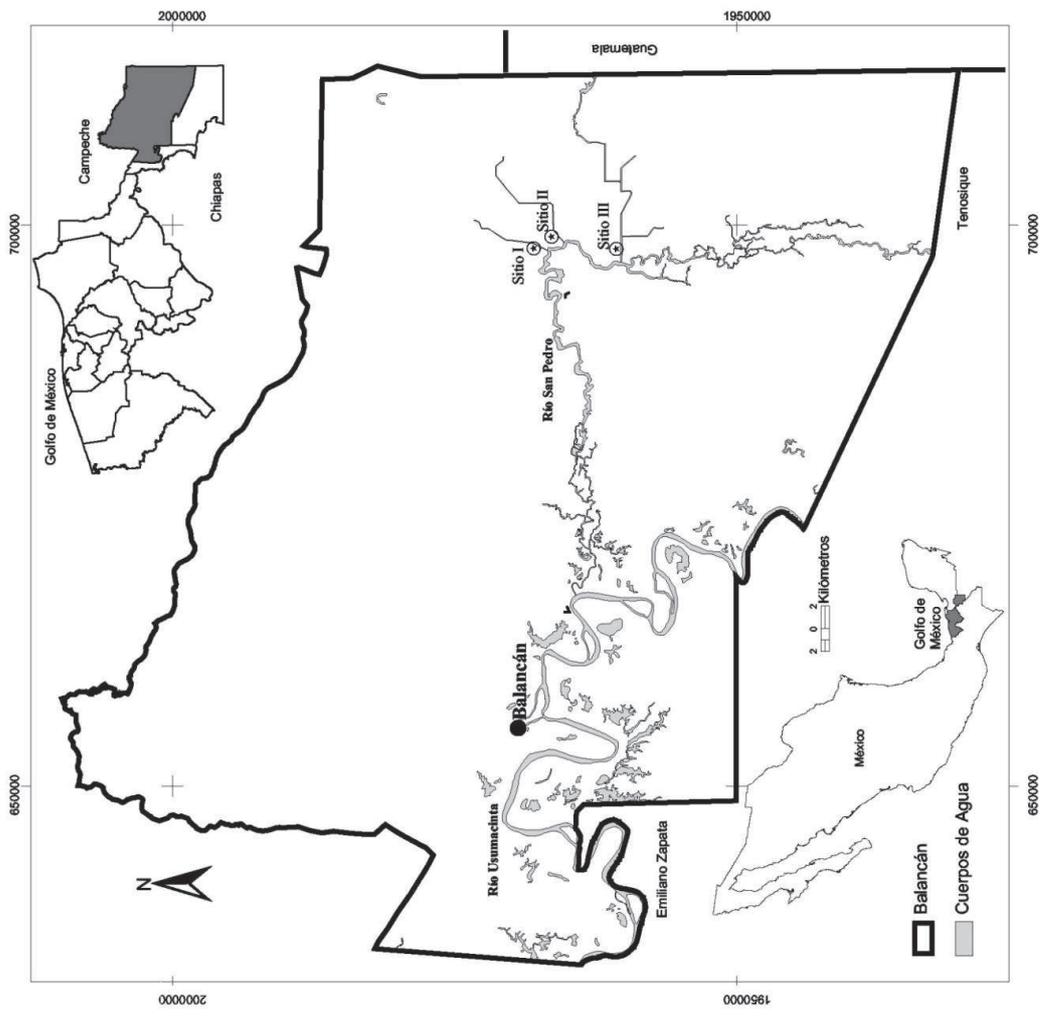


Fig. 1. Área de estudio y sitios muestreados.

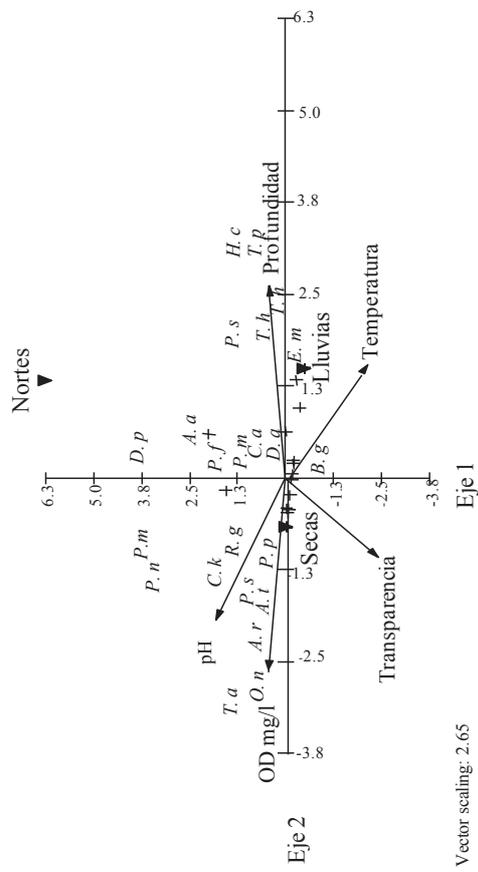


Fig. 2. Análisis de correspondencia canónica entre las asociaciones de peces y las variables ambientales en las épocas de Secas, Lluvias y Nortes. Especies: *C. aguadulce*, *P. nelsoni*, *R. guatemalensis*, *B. goldmani*, *A. aeneus*, *H. compresus*, *A. robertsoni*, *O. niloticus*, *P. managuense*, *P. splendida*, *T. affinis*, *T. helleri*, *T. pasionis*, *P. argenteus*, *P. bifasciatus*, *T. heterospilus*, *P. synspilus*, *E. mexicanus*, *D. anale*, *D. petenense*, *A. tropicus*, *C. kidderi*, *P. fairweatheri*, *P. mexicana* y *P. petenensis*.

Capítulo III.

Alimentación de la ictiofauna dominante de la parte baja del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Alfonso Castillo-Domínguez^{1*}, Everardo Barba Macías¹, Rocío Rodiles-Hernández², Alberto de Jesús Navarrete³ y María de Lourdes Jiménez Badillo⁴.

1. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Depto. de Aprovechamiento y Manejo de Recursos Acuáticos. Carretera Villahermosa-Reforma km. 15.5, Ranchería Guineo 2^a sección C.P. 86280 Villahermosa, Tabasco, México, alfonsin75@gmail.com.

2. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal. A.P. 63 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México.

3. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. A.P. 424, 77000 Chetumal, Quintana Roo, México.

4. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Hidalgo 617. Col. Río Jamapa. C.P. 94290 Boca del Río, Veracruz, México.

Artículo a someterse en:

Ecology processes.

Resumen

En los humedales ribereños se sostienen redes tróficas complejas que dependen por una parte de las fluctuaciones hidrológicas y a su alta disponibilidad de hábitats en las escalas espacio-temporales, y por otro lado a las interacciones biológicas y ecológicas. El objetivo del presente trabajo fue determinar los hábitos alimenticios de las especies dominantes de la ictiofauna de la parte baja del río San Pedro. Los muestreos se llevaron a cabo durante un periodo anual (julio 2007 a septiembre 2008), en las localidades Dren Capulín (DC), Dren López Zamora (DLZ), Dren El Naranjito (DN) que corresponden a drenes artificiales y San Miguelito (SM), Torno Largo (TL) al cauce del río. Se analizaron los hábitos alimenticios de las especies dominantes; *Thorichthys affinis*, *Thorichthys pasionis*, *Astyanax aeneus*, *Petenia splendida*, *Paraneetroplus synspilus*, *Dorosoma petenense*, *Theraps heterospilus*, *Thorichthys pasionis*. Los componentes alimenticios determinados fueron ocho y se identificaron cuatro categorías tróficas: detritívoras, herbívoras, piscívoras y un grupo de omnívoras. El índice de diversidad trófica mostró que tres especies explotan los mismos recursos (*T. helleri*, *P. synspilus* *T. pasionis*; t Student; $p > 0.05$). Las especies detritívoras con mayor diversidad trófica fueron *P. synspilus* y *D. petenense*. El análisis de las dietas nos permitió caracterizar el comportamiento de la explotación de los recursos y el reparto de los mismos entre las especies dominantes del río San Pedro, donde las especies detritívoras representaron más del 60% de las categorías tróficas, con lo que se resalta la importancia del detritus en el funcionamiento (de abajo hacia arriba) de este ecosistema ribereño.

Palabras claves: ictiofauna, hábitos alimenticios, cíclidos, caracidos, clupleido San Pedro, Tabasco, México.

Introducción.

Las comunidades ecológicas son extremadamente complejas por la gran cantidad de especies que coexisten e interactúan, además de la influencia de las variables que modifican el hábitat. Las interacciones son amplias y diversas, involucrando a gremios multi-específicos de competidores que, en conjunto, son un mecanismo importante que estructuran a las comunidades naturales (Albrecht y Gotelli, 2001; Palmer et al. 2003).

Las conexiones generadas por la interacción de muchos organismos, como el flujo de energía, conecta a las diferentes especies creando las tramas tróficas. Las estrategias tróficas desarrolladas por las especies han despertado un creciente interés en los últimos años a partir del desarrollo de la teoría del forrajero óptimo (Kamil et al. 1987). Determinar los consumos alimenticios de las especies es de especial interés en las implicaciones teóricas (arriba-hacia bajo *versus* abajo-hacia arriba) dentro del ecosistema y pueden ser especialmente útiles en modelos de gestión de los mismos (Allen y Wotton, 1982, Stewart et al. 1983).

El análisis de la información de las dietas, la disponibilidad de alimento y la conducta alimenticia de los peces es fundamental para entender la estructura de sus comunidades, patrones de distribución y estrategias de sus historias de vida (Blaber, 1997). Otro aspecto importante es el conocimiento de la dinámica de los procesos biológicos que ocurren en los organismos para así poder determinar las diferentes adaptaciones de las especies, sus relaciones intra e interespecíficas, y que las relaciones más complejas y multidireccionales del organismo con el ambiente se establecen a través del alimento (Hahn et al. 1997, Trujillo-Jiménez, 1998, Wotton, 1990). La interpretación de los flujos de energía y del concepto de la organización trófica de un ecosistema (Colinvaux, 1993, Gerking, 1994), proviene del planteamiento de los niveles tróficos, establecidos originalmente para un ecosistema por Lindeman (1942), lo que se ha convertido en una herramienta muy útil en la ecología alimentaria (Gerking, 1994). Los aspectos de ecología trófica, abordados en la presente investigación, se relacionan con los conceptos propuestos por Wotton (1990) y Gerking (1994), que definen el principal interés de los hábitos alimentarios de los peces, mediante el conocimiento de cuántos y de cuáles organismos se alimenta un pez (dieta alimenticia), donde y cuando lo hace (hábitat y la época de alimentación) y como adquiere su propio alimento.

Objetivo.

Determinar el hábito alimenticio de los componentes de la ictiofauna dominante de la parte baja del río San Pedro y así poder determinar las principales relaciones tróficas existentes en este ecosistema.

Descripción del área de estudio.

Área de estudio: El río San Pedro pertenece a la región Usumacinta, nace en las montañas del Petén en Guatemala y se adentra a México por la parte sur de Tabasco, donde se dirige hacia el norte y guarda esta dirección hacia el poblado de San Pedro, para continuar hacia el oeste y desembocar en el río Usumacinta. Se localiza en los municipios de Balancán y Tenosique, colinda al sur y al este con la República de Guatemala, al norte con el estado de Campeche, al este con el municipio de Emiliano Zapata y el estado de Chiapas. Tiene un escurrimiento aproximado de $50\,719 \times 10^6 \text{ m}^3$ al año (INEGI 2006). La subcuenca de San Pedro está compuesta por rocas calcáreas del Cretácico y del Terciario que provocan una coloración verde claro en el agua y una débil carga de materia en suspensión (0.2 millones de m^3 por año) (West et al. 1985). El grado de inundación del río y la zona de humedales está condicionado por las épocas climáticas. La época de lluvias establecida de mayo a octubre, con temperatura media de 32°C y una precipitación pluvial de 338mm. La época de nortes que va de noviembre a enero, con una temperatura media de 20°C y finalmente, la época de secas de febrero a abril con temperatura y precipitación media de 36°C y 6.8mm, respectivamente (Moguel y Molina-Enríquez, 2000).

Los tipos de vegetación dominante en la zona son: selva alta y baja perennifolia, pastizales de cultivo, sabana, palmar inundable y una alta variedad de hábitats acuáticos como: pantanos, ríos y lagunas (Anónimo, 2002). La vegetación circundante se encuentra constituida por vegetación hidrófila emergente, *Cyperus articulatus*, *Thypha latifolia*, *Thalia geniculata*, *Cladium jamaicense*; emergente enraizada, *Acelorrhaphe wrightii* (tasiste); selva baja inundable, *Pachyra aquatica* (apompo), *Haematoxylum campechianum* (tinto) (Barba et al. 2006).

Materiales y Métodos.

Los muestreos se realizaron durante horas de iluminación en cinco sitios, ubicados en las siguientes coordenadas (Dren Capulin: 91°08'18"W; 17°43'16"N; Dren López Zamora: 91°07'35"W; 17°46'09" N; Dren Naranjito: 91°08'02"W; 17°46'59"N; San Miguelito: 91°14'23"W; 17°44'52"N y Torno Largo: 91°13'04"W, 17°40'29"N en el cauce del río). (Figura 1). Las muestras biológicas se obtuvieron utilizando una red agallera colocada de manera estacionaria, durante un periodo de 24 horas. Las medidas del arte fueron 75 m de largo x 1.5 m alto con una abertura de luz de malla de 6.96 cm, con un área estimada de 337.5 m², estas se usaron por triplicado en cada localidad. Para aumentar la probabilidad de captura de diferentes especies y tamaños se utilizó una red tipo camaronera de 7.25 m de largo con 5.20 m de abertura de boca con tamaño de malla 1.9 cm. Cada arrastre tuvo una duración de 6 minutos en las localidades con sustrato suave cubriendo un área de 1 404 m², el área de barrido del arte de pesca se calculó obteniendo el producto de la velocidad del arrastre por el tiempo de operación y por la abertura del trabajo de la red (Stevenson, 1982), los muestreos fueron realizados en horas de iluminación. Los peces colectados fueron fijados en formol al 10% y posteriormente se preservaron en etanol al 70% en el laboratorio de Recursos acuáticos de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) Unidad Villahermosa. A cada ejemplar se le registró longitud total (Lt) medida al milímetro inferior y el peso total en gramos.

Para el análisis de los contenidos alimenticios sólo fueron consideradas las especies dominantes determinadas por la prueba de asociación no paramétrica de tipo Olmstead-Tukey, también llamada gráfico de cuadrantes (Sokal y Rohlf, 1981), representadas por las especies con mayor abundancia numérica, como se indica en el capítulo II. Las especies dominantes fueron: *Thorichthys affinis*, *Thorichthys helleri*, *Astyanax aeneus*, *Petenia splendida*, *Paraneetroplus synspilus*, *Dorosoma petenense*, *Theraps heterospilus*, *Thorichthys pasionis*.

Para la determinación del contenido estomacal de las diferentes especies, se procedió a revisar 30 estómagos por especie. Cada tracto digestivo fue vaciado y esparcido uniformemente en una caja de Petri cuadrada en un papel milimétrico, cubriendo un área total de 785 mm². Para estimar la abundancia relativa del alimento se midió el área ocupada por cada tipo de presa como medida representativa de la cantidad de biomasa, la

cual puede aplicarse a todos los componentes alimenticios (Hyslop, 1980). Estos se identificaron hasta el nivel taxonómico más bajo posible. Para la identificación de los contenidos o ítems se emplearon diferentes claves de acuerdo a los grupos analizados: moluscos (Burch y Cruz-Reyes, 1987, Hershler y Thompson, 1992), crustáceos (Abele, 1986, Chace, 1992, Álvarez et al. 2005), insectos (Needham y Needham, 1979, Pennak, 1978, Bland, 1979; Chu, 1979, MacCafferty, 1983) y peces (Álvarez, 1970, Arredondo y Guzmán, 1986, Reséndez, 1998, Miller, 2005).

Los componentes en las diferentes dietas se describieron y cuantificaron durante un ciclo anual, utilizando los métodos de porcentajes de área (PA) el cuál es una modificación del método volumétrico y el método de frecuencia de ocurrencia (FO) el cual consiste en contar el número de veces que aparece una presa determinada en el contenido estomacal de un grupo de peces y expresarla como porcentaje del número de estómagos analizados: $\%FO = (n/NE) \times 100$, donde, FO corresponde a la frecuencia de ocurrencia, n es el número de estómagos con cierto componente alimenticio y NE es el número total de estómagos analizados.

Se estableció el grupo de presas de mayor importancia en la dieta, así como aquellos que son consumidos de manera accidental, con el índice alimentario de Lauzanne (1975), modificado en Rosecchi y Nouaze (1987): $IA = \%FO \times \%P (\%A)/100$, donde FO corresponde a la frecuencia de ocurrencia de cada uno de los ítem presa expresada como porcentaje del número total de estómagos con contenido y P el peso total en (g) del contenido estomacal (peso húmedo) calculado para cada categoría de presa y expresado en porcentaje. Este índice puede variar de 0 a 100; un ítem con un $IA < 10$ se consideró raro; $10 < IA < 25$ ocasional; $25 < IA < 50$ esencial y $IA > 50$ dominante.

Para la determinación de las categorías tróficas, se utilizaron los criterios propuestos por Ruíz (2011) modificados para este estudio, según las siguientes consideraciones: herbívoro, si el 70% de la dieta es material vegetal; piscívoro, si más del 60% son peces; insectívoro, si el 50% o más son insectos; detritívoro, si más del 70% de la alimentación es detritus; omnívoro si el porcentaje es homogéneo entre las presas. Además, se definieron grupos omnívoros con preferencia por alguna presa (tendencia). La tendencia se definió ponderando los *ítems* alimenticios por tipo de recurso, determinada por el alimento con mayor peso (40% y 60%).

Se determinó la diversidad trófica con el índice de diversidad de especies de Shannon-Wiener $H = - \sum P_i \ln (P_i)$ (Wilson y Bossert, 1971, Ludwig y Reynolds, 1988), donde P_i , es la proporción de cada *ítem* presa en la especie *i*.

Para el tratamiento estadístico se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) a los componentes de las dietas de las especies ($p < 0.05$) utilizada para contrastar la significación de la hipótesis nula. Posteriormente se procedió según el criterio que entre mayor sea el valor (H'), más diversa será la estructura trófica de las especies (Magurran, 2004) para probar la hipótesis nula (o rechazar) que las diversidades tróficas provenientes de las ocho especies de peces analizadas fueron iguales, se aplicó la prueba t de Student ($\alpha = 0.05$). (Zar, 2010, Magurran, 2004).

Los componentes de las dietas fueron empleados para realizar un análisis de similitud y reconocer los grupos tróficos presentes en las diferentes especies. Se utilizó el índice de distancia euclidiana y el agrupamiento no ponderado, STATISTICA versión 7.0 para Windows (StatSoft, 2004).

Resultados

Se revisaron un total de 240 estómagos, pertenecientes a seis especies de cíclidos un caracido y un clupleido A continuación, se describe la dieta de cada una de las especies.

El número de ejemplares, intervalos de talla y talla media ($X \pm d.s.$) correspondiente a cada una de las especies dominantes se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Número de ejemplares muestreados, intervalos de talla y talla media ($X \pm d.s.$) correspondiente a la ictiofauna dominante de la parte baja del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Especie	No. ejemplares	Intervalos de tallas Lt (mm)	Lt ($X \pm d.s.$)
<i>Thorichthys affinis</i>	498	34.1- 113.1	73.6 \pm 12.6
<i>Thorichthys helleri</i>	124	30.1 - 131	66.0 \pm 17.6
<i>Astyanax aeneus</i>	93	31.8 - 101.9	66.8 \pm 14.3
<i>Petenia splendida</i>	66	100 - 332.3	171.1 \pm 42.9
<i>Paraneetroplus synspilus</i>	49	58.8 - 138.8	98.9 \pm 56.6
<i>Dorosoma petenense</i>	41	19 - 145.5	82.2 \pm 53.2
<i>Theraps heterospilus</i>	39	24.7 - 151.1	87.9 \pm 24.3
<i>Thorichthys passionis</i>	32	42.8 - 114.4	78.6 \pm 21.2

Se clasificaron ocho tipos de componentes alimenticios del sistema (detritus, restos de peces, algas verdes, restos de insectos, cladóceros, restos de crustáceos y moluscos). Al

analizar los hábitos alimenticios de las especies dominantes se observaron cuatro categorías tróficas: detritívora, herbívora, piscívora y un grupo de omnívoras: con tendencia a herbívora, detritívora y consumo de moluscos (Tabla. 3).

Las tallas de los organismos analizados de *T. affinis* estuvieron entre los intervalos 34 a 113mm, su dieta estuvo integrada por cuatro ítems, con una diversidad trófica baja (H' : 0.4). El detritus fue el ítem mejor representado (89.3%) y clasificado según el Índice Alimentario (IA) como ítem dominante (Fig. 1). El resto de los ítems como: restos de insectos (1.1 %), moluscos (0.1%), fueron clasificados como alimentos raros (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido esta especie fue catalogada con la categoría detritívora.

Los organismos capturados de la especie *T. helleri* estuvieron entre los intervalos 30 a 131mm, su dieta estuvo integrada por cuatro ítems, con una diversidad trófica media (H' : 0.8). El detritus fue el ítem mejor representado (70.4%) y clasificado según el Índice Alimentario (IA) como ítem dominante, seguido del ítem: restos de vegetales con (19.4%), clasificado según el Índice Alimentario (IA) como ocasional, y los ítems; restos de insectos (6.9%) y moluscos (3.1%) fueron clasificados como alimentos raros. (Fig. 1; Tabla 2). De acuerdo al alimento consumido, esta especie se caracterizó con la categoría de detritívora.

El tamaño de los organismos de *A. aeneus* estuvieron entre los intervalos 31 a 101mm, su dieta estuvo integrada por seis ítems, con una diversidad trófica alta (H' : 1.5). Las algas verdes y los cladóceros, fueron los ítems mejor representados (37.0; 32.8%) y clasificados según el Índice Alimentario (IA) como ítems esenciales, restos de vegetales (11.8), fue considerado como alimento ocasional; el detritus (7.3%) y restos de insectos (1.7%), se constituyeron como alimento raro en la alimentación de esta especie (Fig. 1) (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido, esta especie se ubicó con la categoría de omnívora con tendencia a herbívora.

Las tallas de los organismos capturados de *P. splendida* estuvieron entre los intervalos 100 a 332mm, su dieta estuvo integrada por cuatro ítems, con una diversidad trófica baja (H' :0.5) (Fig. 1). El ítem representado por restos de peces fue el mejor representado (84.9%) y clasificado según el Índice Alimentario (IA) como ítem dominante, y el resto de los ítems como: detritus y restos de insectos, fueron clasificados como alimentos raros (8.0; 6.0%) (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido, esta especie se catalogó con la categoría carnívora (piscívora).

El tamaño de los organismos de *P. synspilus* estuvieron entre los intervalos 58 a 138mm, su dieta estuvo integrada por cinco ítems, con una diversidad trófica media (H' : 0.8). El ítem mejor representado fue el detritus (84.4%), clasificándolo según el Índice Alimentario (IA) como ítem dominante, el ítem: restos de vegetales (11.9%), fue clasificado como alimento ocasional, los ítems, restos de peces (3.0%), moluscos (0.3%) y restos de crustáceos (0.1%), fueron considerados según el Índice Alimentario (IA) como alimentos raros (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido, se caracterizó a esta especie con la categoría detritívora.

Los organismos analizados de *D. petenense* estuvieron entre los intervalos 19 a 145mm, su dieta estuvo integrada por seis ítems, con una diversidad trófica media (H' : 1.0) (Fig. 1). El detritus y restos de vegetales fueron los ítems mejor representados (50.74 y 42.2% respectivamente) y clasificados según el Índice Alimentario (IA) como ítems esenciales, el resto de los ítems como; restos de crustáceos (2.5%), restos de insectos (2.0%), restos de peces (1.85) y moluscos (0.5%), fueron clasificados como alimentos raros (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido, esta especie perteneció a la categoría omnívoro con tendencia detritívoro.

Las tallas de los organismos de *T. heterospilus* estuvieron entre los intervalos 24 a 151mm, su dieta estuvo integrada por seis ítems, con una diversidad trófica alta (H' : 1.5) (Fig. 1). Los ítems mejor representados fueron: moluscos y detritus (40.4%; 34.7%) clasificados según el Índice Alimentario (IA) como ítems esenciales, el ítem: restos de vegetales (16.3%) fue clasificado según el Índice Alimentario (IA) como ocasional, el restos de los ítems: restos de peces (3.4%), restos de insectos (2.6%) y restos de crustáceos (2.3) fueron clasificados como alimentos raros (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido, se puede clasificar a esta especie con la categoría omnívora con tendencia al consumo de moluscos.

El tamaño de organismos capturados de *T. passionis* estuvieron entre los intervalos 42 a 114mm, su dieta estuvo integrada por seis ítems, con una diversidad trófica media (H' :0.8). El ítem mejor representado, fue el detritus (74.2%), clasificado según el Índice Alimentario (IA) como ítems dominante, el ítem: restos de vegetales (15.8%), según el Índice Alimentario (IA) fue un alimento ocasional, el resto de los ítems: restos de insectos (8.5%), moluscos (3.8%), restos de crustáceos (0.6%) y restos de peces (0.3%) fueron clasificados según el Índice Alimentario (IA), como alimentos raros (Tabla. 2). De acuerdo al alimento consumido, se clasificó a esta especie con la categoría detritívora.

Existieron diferencias significativas entre los diferentes ítems consumidos por las diferentes especies ($F=32.79$, $p<0.05$). De acuerdo a la diversidad trófica mostrada por el índice de Shannon (H'), cuatro especies compartieron la explotación de los mismos recursos (*T. helleri*-*P. synspilus*; prueba t Student = 1.1 $p>0.05$, *T. helleri*- *T. pasionis*; prueba t Student = 1.2 $p> 0.05$; *P. synspilus*-*T. pasionis*; prueba t Student = 0.04 $p>0.05$). El resto de las comparaciones de las diversidades tróficas de las especies fueron diferentes ($p<0.05$).

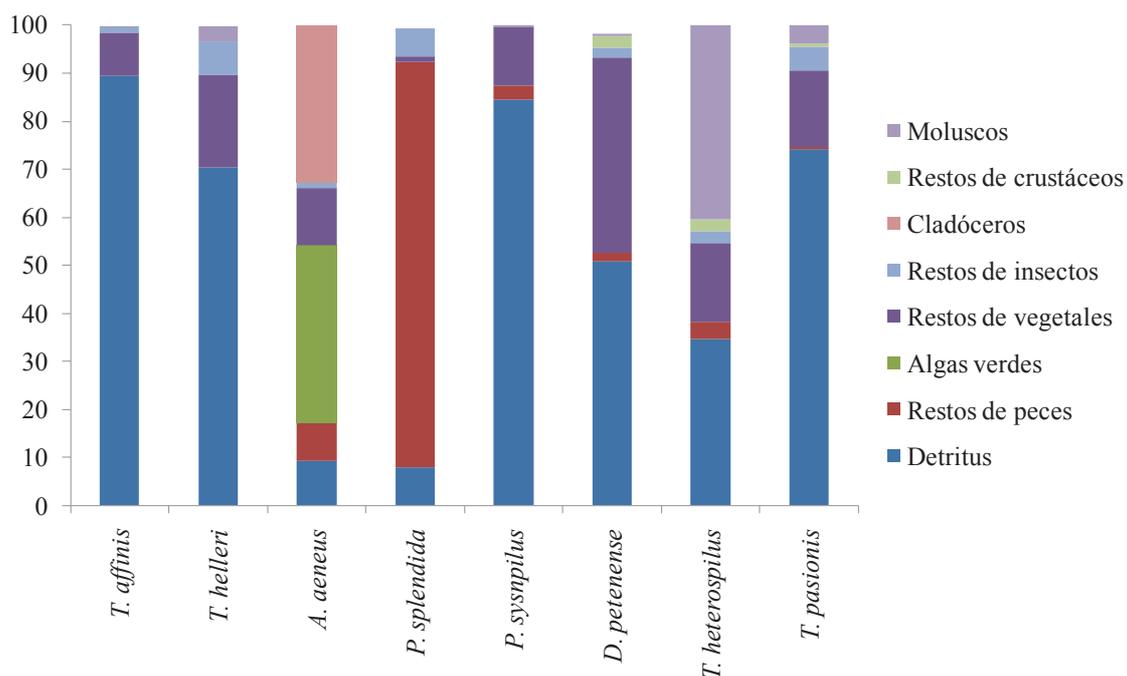


Figura 1. Composición trófica de la las especies dominantes del río San Pedro.

Tabla 2. Índice alimentario anual (IA%) de las especies dominantes de la parte baja del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Ítems	<i>T. affinis</i>	<i>T. helleri</i>	<i>A. aeneus</i>	<i>P. splendida</i>	<i>P. synspilus</i>	<i>D. petenense</i>	<i>T. heterospilus</i>	<i>T. pastionis</i>
Detritus	89.38	70.41	9.33	8.05	84.42	50.74	34.78	74.25
Restos de peces	0.00	0.00	7.83	84.90	3.08	1.85	3.48	0.33
Algas verdes	0.00	0.00	37.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Restos de vegetales	9.23	19.48	11.83	1.01	11.92	42.22	16.30	15.89
Restos insectos	1.13	6.93	1.17	6.04	0.00	2.04	2.61	5.02
Cladóceros	0.00	0.00	32.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Restos de crustáceos	0.00	0.00	0.00	0.00	0.19	2.59	2.39	0.67
Moluscos	0.19	3.18	0.00	0.00	0.38	0.56	40.43	3.85
Diversidad (H')	0.41	0.86	1.51	0.56	0.88	1.04	1.51	0.88

Tabla 3. Cuadro comparativo de los hábitos alimenticios de las especies dominantes del río San Pedro, Balancán, Tabasco, México.

Especie	Chávez et al (1989)	Miller et al. (2005)	Soria (2009)	Ruiz (2011)	Este estudio
<i>T. affinis</i>	sin datos	Omnívora, ríos y arroyos, juveniles (140mm) (Schmitter-Soto 1998).	Omnívora con tendencias carnívoras, ríos sin datos	Piscívora, río	Detritívora, humedales, juveniles
<i>T. helleri</i>	sin datos	Sin datos, ríos, arroyos, pantanos, juveniles (110mm) (Reséndez-Medina 1981).	sin datos	sin datos	Detritívora, humedales, juveniles
<i>A. aeneus</i>	sin datos	Omnívora, ríos, arroyos y lagunas costeras, Sin datos (140mm) (Schmitter-Soto 1998).	sin datos	Carnívora	Omnívora con tendencia a herbívoro, humedal, juveniles
<i>P. splendida</i>	Carnívora, río-humedales, juveniles-adultos (9 a 39cm)	Piscívora, ríos, arroyos y lagunas, aguas salobres (1.8 ups) en la laguna Bacalar y Pom, adultos (165mm) (Reséndez-Medina 1981; Schmitter-Soto 1998; Valtierra-Vega y Schmitter-Soto 2000).	Carnívora, ríos	Piscívora, río	Piscívora, humedales-río, juveniles-adultos
<i>P. synspilus</i>	sin datos	Herbívora, ríos, arroyos y lagunas, juveniles (150-190mm) (Schmitter-Soto 1998; Valtierra-Vega y Schmitter-Soto 2000).	herbívora con tendencias detritívoras, ríos	Piscívora, río	Detritívora, humedales, juveniles
<i>D. petenense</i>	Fitoplancófaga-detritívora, río-humedales, juveniles-adultos (11a 38cm)	Plancívoro, grandes ríos, lagunas costeras, estuarios y lagunas interiores, adultas (180 mm) (Robinson y Buchanan 1988).	sin datos	sin datos	Omnívora con tendencia a herbívora, humedales-río, juveniles, adultos
<i>T. heterospilus</i>	Omnívora con tendencia macrófaga, río-humedal, juveniles-adultos (9a 18cm) sin datos	Sin datos, ríos, arroyos, pantanos, juveniles (180mm).	sin datos	sin datos	Omnívora con tendencia a consumo de gasterópodos humedales, juveniles
<i>T. pasionis</i>	sin datos	Sin datos, ríos lentos, arroyos y lagunas, juveniles (90 a 118mm)	sin datos	sin datos	Detritívora, humedales, juveniles

El análisis de similitud alimenticia en relación a las especies mostró la presencia de cuatro grupos tróficos, el primer grupo (I) quedó formado por la familia (Cichlidae) y (Characidae) determinado por las especies (*T. helleri*, *T. pasionis*, *T. affinis*) que son especies detritívoras y por *P. synspilus* que es omnívora con tendencia detritívora, y el caracido *D. petenense* que es omnívora con tendencia a detritívora, el segundo grupo (II), lo determinó la especie *T. heterospilus* que es omnívora con tendencia al consumo de moluscos, la siguiente agrupación (III), correspondió a la especie piscívora *P. splendida* que se caracterizó por el consumo preferentemente de peces y el último grupo (IV), lo determinó la especie *A. aeneus* que es omnívora con tendencia a herbívora (Fig. 2).

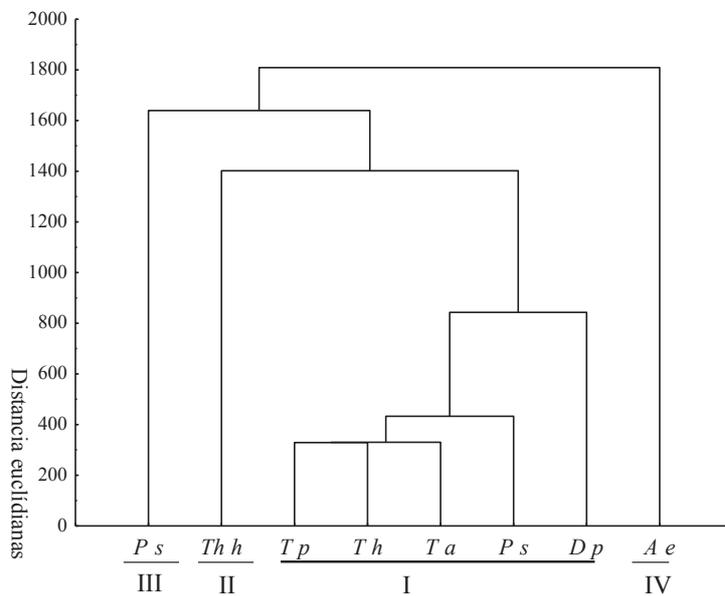


Figura 2. Dendrograma de similitud alimenticia de las especies dominantes de la parte baja del río San Pedro, Balancán, Tabasco. (Ps: *Petenia splendida*, Th h : *Theraps heterospilus*, Tp: *Thorichthys pasionis*, Th: *Thorichthys helleri*, Th: *Thorichthys affinis*, Ps: *Paraneetroplus synspilus*; Dp: *Dorosoma petenense*, Ae: *Astyanax aeneus*).

Discusión

Los estudios de ecología trófica en peces basados en el análisis del alimento encontrado en los contenidos estomacales es un reflejo de la oferta de recursos alimenticios en el ambiente, durante un periodo determinado, para el caso de los humedales ribereños el material aportado por la vegetación ribereña es una de las fuentes de entrada de energía a este sistema (Vannote et al. 1980, Webster y Benfield, 1986, Paul et al. 2006), sin embargo, en ríos caracterizados por pulsos de inundación, el mayor aporte de materia orgánica lo constituyen las macrofitas circundantes que pueden alcanzar una producción alta (Neiff, 1991, Sabattini y Lallana, 2007).

En el caso de cauces secundarios, el material aportado por las zonas ribereñas lo constituyen una gran cantidad de material de origen vegetal que se acumula principalmente en aguas bajas, formando parches discretos que son colonizados y utilizados como recursos tróficos por los invertebrados. Por lo tanto, este material vegetal que ingresa al río ofrece un nuevo hábitat el cual es colonizado por hongos, bacterias e invertebrados que participan en el proceso de descomposición y sólo una parte de los nutrientes son liberados y transportados a la zona de humedales (Cummins et al. 1989, Richardson, 1991, Magee, 1993, Graça, 2000, Mathuriau y Chauvet, 2002). Los resultados del análisis de los contenidos estomacales evidenciaron que dentro de la comunidad estudiada, las especies consumieron principalmente material alóctono, representado por detritus, restos de insectos y restos de vegetales (plantas vasculares, semillas, restos de hojas).

El primer grupo estuvo constituido por especies detritívoras representadas por diferentes especies de cíclidos del género *Thorichthys*, siendo las especies *T. affinis*, *T. helleri* y *T. pasionis*, estas especies en su comparación coinciden con lo descrito por Soria (2009), para la zona de los ríos Tzenzales y Lacanjá, en la selva Lacandona de Chiapas, menciona que la ingesta de detritus puede considerarse como un componente incidental, debido al comportamiento alimentario que este organismo presenta, el cual consiste en cavar y tamizar fondos suaves para la obtención de invertebrados y vegetales (Koning, 1989). Los resultados de este estudio muestran una coincidencia con lo mencionado anteriormente, donde el detritus fue el componente alimenticio dominante y el resto de los componentes alimenticios como moluscos y restos de insectos fueron ocasionales, para otros ambientes estos componentes son alimentos preferentes de las especies en ríos con mayor altitud (Rodríguez 2008, Soria 2009). Soria (2009) mencionó que esta especie,

debido a su forma de alimentación puede considerarse como una especie omnívora con tendencias carnívoras por el consumo preferente de insectos.

No obstante, resulta difícil eliminar del análisis la proporción del detritus, sobre todo por su elevada contribución en los contenidos estomacales, debido a que se desconoce si estos peces obtienen algún componente nutritivo del detritus, autores como Bowen et al. (1995) resaltan que la calidad del detrito como un recurso alimenticio depende de su nivel de condicionamiento bacterial, pero es típicamente bajo en energía y proteínas. En otros peces detritívoros, como *Pimephales promelas*, el detritus ha sido considerado como un suplemento alimenticio que permite a los organismos sobrevivir cuando los demás recursos alimenticios son escasos (Held y Peterka, 1974, Price et al. 1991). La calidad reducida del detritus, sin embargo, es presumiblemente compensada en cierto grado por su alta disponibilidad (Herdwig y Zimmer, 2007).

El dendrograma de similitud mostró un subgrupo de especies detritívoras con tendencia a omnívoras, que de acuerdo con el grado de importancia en la dieta, estas especies son consumidores secundarios con tendencias (Yáñez-Arancibia, 1978). Las cuáles estuvieron constituida por una especie de cíclido y un caracido, la especie de cíclido fue *P. synspilus*, se caracterizó como una especie detritófaga con tendencia a herbívora, Esta preferencia alimenticia coincide con los resultados mencionados por Valtierra-Vega y Schmitter-Soto (2000) para juveniles capturados en una laguna de agua salobre en el estado de Quintana Roo. Soria (2009), la clasifica como herbívoro con tendencia a detritívoro en la parte alta de los ríos Lacanjá y Tzenzales en Chiapas. Mientras que Ruíz (2011) la clasifica como piscívoro en tres sitios de la zona baja del río Hondo en Quintana Roo.

La otra especie de este subgrupo como detritívora con tendencia herbívora estuvo representada por juveniles de la especie *D. petenense*, caso contrario a lo reportado por Chávez-Lomelí et al (1989), donde estos autores la clasifican como fitoplantofaga-detritívora, esta diferencia en la preferencia alimenticia se atribuye al intervalo de las tallas, que para su estudio organismos analizados fueron adultos. Otros autores como Gordon y Brooks (2004), la clasifican como especie planctívora en tributarios del río Colorado con organismos adultos de 35cm y 450 g.

El segundo grupo trófico estuvo representado por *T. heterospilus*, la cual se caracterizó por ser una especie omnívora con una tendencia al consumo de moluscos, lo cual coincide con lo descrito por Chávez-Lomelí et al (1989), quienes mencionan que esta especie presenta un hábito

omnívoro. Sin embargo, Cu-Sarmiento y Arreguín-Sánchez (1997) mencionan que esta especie se alimenta de materia orgánica animal en una laguna de agua salobre en la parte suroccidental de laguna de Términos en Campeche, México, esta diferencia se debe a la disponibilidad del recurso y a la sincronía con la edad de primera madurez, debido a que los organismos analizados en esta zona fueron adultos.

El tercer grupo estuvo representado por una especie completamente piscívora *P. splendida*, que presenta características especializadas relacionadas con el tamaño del aparato bucal, la cual se le puede asociar con el consumo de presas grandes, la clasificación trófica coincide con los resultados mencionados por Chávez-Lomelí et al. (1989) para la zona de inundación del río San Pedro, Balancán y por Soria (2009), en la parte alta de los ríos Lacanjá y Tzenzales en Chiapas. Una característica que distinguió a este cíclido fue el espectro trófico que presentó en un cuerpo de agua salobre en el estado de Quintana Roo, donde Valtierra-Vega y Schmitter-Soto (2000), mencionan que esta especie presentó una tendencia zooplanctófaga, en comparación con la franca piscivoría detectada en los juveniles capturados en la zona baja del río San Pedro. Es posible que las pequeñas tallas capturadas en el ambiente salobre sean la causa de tal atribución y que el cambio a una alimentación piscívora ocurra más adelante en el desarrollo ontogenético, cuando el tamaño de la boca facilite ese tipo de alimentación. Este proceso es usual en muchas especies ícticas y tiene la ventaja evolutiva de evitar la competencia intraespecífica entre adultos y juveniles (Schmitter-Soto y Castro-Aguirre 1996).

El último grupo estuvo representado por la especie *A. aeneus* caracterizada como especie herbívora, lo cual se atribuye a los intervalos de las tallas (juveniles a adultos) capturadas en la zona de baja del río San Pedro, estos resultados coinciden con lo reportado por Pérez et al. (2005), quienes mencionan que *A. aeneus* se alimenta en etapa adulta de algas y plantas vasculares en la zona de Bocas del Polochic y la cuenca del lago de Izabal. Caso contrario por lo reportado por Ruíz (2011) para la parte baja de la cuenca del río Hondo en el estado de Quintana Roo, donde se menciona que esta especie presentó un hábito alimenticio carnívoro.

El análisis de las dietas mostró que el espectro trófico de los contenidos analizados abarcó especies detritívoras, piscívoras, herbívoras y omnívoras. Grosman (1995) menciona que el conocimiento del espectro alimentario de los peces, posibilita la asociación de los mismos a diferentes comunidades acuáticas, por pertenecer generalmente a la porción terminal de las redes alimenticias, permitiendo además obtener indirectamente información del estado de otros niveles

de organización (presas). La amplitud del nicho trófico está relacionada con la especialización que mostraron las ocho especies en sus diferentes dietas. Las especies con mayor amplitud, *T. heterospilus* y *D. petenense*, que son especies con alta diversidad trófica, se catalogaron como omnívoras con tendencia, la primera con preferencia por moluscos y la segunda por consumo de detritus. En cambio, las especies con amplitud trófica media fueron *T. affinis*, *T. helleri*, *P. synspilus* y *T. passionis*, categorizadas por el consumo de detritus. Por último las especies consideradas con amplitud trófica baja estuvieron representadas por la *P. splendida*, por consumir sólo peces y *A. aeneus* por el consumo de algas verdes, ambas especialistas.

Ross (1986) menciona que el uso de los recursos de los peces tiene gran influencia en las interacciones de las poblaciones y las comunidades, en la dinámica de la disponibilidad y destino de los mismos en el ecosistema. Es por esto, que los estudios del reparto de los recursos tienen como meta principal conocer los límites de la competencia intraespecífica e interespecífica. Así pues, se encontró un marcado solapamiento en cinco especies, que se alimentaron básicamente de detritus, constituidas por cuatro especies de cíclidos y un caracido, las cuales al presentar hábitos bentívoros compiten intraespecífica e interespecífica por el mismo recurso.

Por lo tanto, en el presente trabajo se generó la información básica sobre las dietas de las especies como: *T. affinis*, *T. helleri*, *A. aeneus*, *P. synspilus* y *T. passionis* para la zona del río San Pedro. Se corroboró y actualizó la información de las dietas reportadas en la zona para las especies, *P. splendida*, *D. petenense* y *P. synspilus* (Chávez-Lomelí et al. 1989), se compararon los hábitos alimenticios de las especies *T. affinis* y *P. synspilus* con otros ambientes de mayor altitud como los ríos Lacanjá y Tzenzales en la selva lacandona en Chiapas (Soria 2009), así como con otros ríos y lagos centroamericanos (Konings 1989, Allgayer 1991, Conkel 1993, Pérez et al. 2005) y aguas salobres del sureste de México (Cu-Sarmiento y Arreguín-Sánchez 1997, Valtierra-Vega y Schmitter-Soto 2000).

Las especies dominantes del río San Pedro manifestaron variaciones en sus componentes alimenticios, lo cual está relacionado directamente con la disponibilidad de los recursos en el ambiente como resultado de las condiciones ambientales en el área de estudio, las cuales presentan variaciones de acuerdo con la escala temporal, incrementándose considerablemente la cantidad de agua por el pulso de inundación (octubre-noviembre) y por tanto aumentando la velocidad del flujo del propio caudal. Los estudios de la alimentación de los peces han sido enfocados más a especies de valor comercial, sobre todo las especies marinas o carismáticas

(robalos, tenhuayacas y tilapias en aguas interiores), por lo que el estudio aquí presentado contribuye al conocimiento básico de las especies dominantes del río San Pedro que permita construir las bases para los planes de ordenamiento pesqueros y conservación de los recursos acuáticos, sobre todo en aguas dulces o interiores, que están siendo afectados por diferentes presiones y amenazas.

Para concluir, es necesario considerar que se requieren de estudios complementarios donde se incluyan diferentes estructuras de tallas de las especies y ampliar los registros en las escalas espaciales y temporales. Así también, se recomienda incluir enfoques metodológicos multihábitat para tener una representación completa del ecosistema en estos ambientes que presentan una marcada variación estacional determinada por los flujos de inundación, y de esta manera abordar desde un punto de vista integral y ecosistémico las amenazas que afectan a estos ambientes.

Literatura citada.

- Abele L. G. y Won K. 1986. An illustrated guide to the marine decapods crustaceans of Florida. The Florida State University 1986. Volúmen. 8: 1: 760 p.
- Albrecht, M. y N. J. Gotelli. 2001. Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia*. 126: 134-141.
- Álvarez, F., J. L. Villalobos, y R. Robles. 2005. Biodiversidad del estado de Tabasco, Capítulo 8, crustáceos In: J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (eds.). Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, Distrito. Federal. p. 177–194.
- Álvarez del Villar, J. 1970. Peces mexicanos (claves). Secretaría de Industria y Comercio. México. 166p.
- Allgayer R. 1991. *Vieja argentea* (Pisces, Teleostei, Cichlidae) Une espèce nouvelle d' Amérique centrale. *Revue Française des Cichlidophiles*. 114: 2-15.
- Allen, J. R. M. y J. Wootton, 1982. Age, growth and rate of food consumption in an upland population of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. *Journal of Fish Biology*. 21: 95-105
- Anónimo. 2002. Regiones hidrológicas prioritarias. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. Regiones Hidrológicas Prioritarias 90, 91 y 92. (Consultado: 19 de junio 2007, <http://www.conabio.gob.mx>).

- Arredondo, F. J. L y A.M.Guzmán.1986. Actual situación taxonómica de las especies de la tribu Tilapiini (Pisces: Cichlidae), introducidas en México. Anales. Instituto. Biología. Series Zoológicas. Universidad. Nacional Autónoma de México. 56 (2):555:572.
- Barba, E., Rangel, M. J. y Ramos, R. R. 2006. Clasificación de los humedales de Tabasco mediante sistemas de Información Geográfica. Universidad y Ciencia. 22:2: 101-110 p.
- Bowen, S. H., Lutz, E. V. y Ahlgren, M. O. 1995. Dietary protein and energy as determinants of food quality trophic strategies compared. Ecology. 76: 899-907.
- Blaber, J. M. 1997. Fish and Fisheries of Tropical Estuaries, Chapman and Hall. Londres. 367 p
- Bland, R.G. 1979. How to know the immature insects. Brown, Iowa, EUA. 409 p.
- Burch, J.B. y A. Cruz Reyes. 1987. Clave genérica para la identificación de gasterópodos de agua dulce en México. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. 46 p.
- Chace, F.A. 1992. On the classification of the Caridea (Decapoda). Crustaceana 63:1:70-80
- Chávez-Lomelí, M. O., A. E. Matthews y M. H. Pérez. 1989. Biología de los peces del río San Pedro en vistas a determinar su potencial para la piscicultura. Instituto Nacional de Investigaciones en Recursos Bióticos. Xalapa Veracruz. 222 p.
- Chu, H. F. 1979. The immature insects. Brown, Iowa, EUA. 61 p.
- Cummins, K. W., M. A. Wilzbach, D. M. Gates, J. B. Perry y W. B. Taliaferro.1989. Shredders and riparian vegetation. Bioscience. 39: 24-30.
- Colinvaux, P. 1993. Ecology. John Wiley. EUA.
- Conkel D. 1993. Cichlids of North and Central America. T.F.H., Neptune City, N J. 64 p.
- Cu-Sarmiento, I. N y Arreguín-Sánchez F. 1997. Crecimiento y eficiencia alimentaria de la mojarra *Cichlasoma heterospilum* (Cichlidae: Perciformes) al sur del Golfo de México. Revista. Biología Tropical, San José. 45: 3; 1167-1172.
- Gerking, D.S. 1994. Feeding ecology of fish. Academic, California, EUA. 416 p.
- Goulding M., M. Leal Carvalho y E.G. Ferreira. 1988. Río Negro, rich life in poor water. SPB Academic Publishing. Países bajos.
- Gordon A. M y J. L. Brooks. 2004. Collection of an adult gizzard shad (*Dorosoma cepedianum*) from the San Juan River, UTAH .Western North American Naturalist. 64:1: 135–136
- Graça A. S., R. C. Ferreira y C. N. Coimbra. 2001. Litter processing along a stream gradient: the role of invertebrates and decomposer. Journal North American Benthological Society. 20:3: 408-420.

- Grosman, M. F. 1995 Variación estacional en la Dieta del Pejerrey (*Odontesthes bonariensis*).
Revista Asociación y Ciencia Natural Litoral. 26:1: 9-18.
- Hahn, N.S., I. de Fatima Andrian, R. Fugi y V.L.L. de Almeida. 1997. Ecología Trófica. In: A Planicie de Inundação do Alto Río Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. A.E.A. de M. Vazzoler, A. A. Agostinho y N.S. Hahn. EDUEM- Nupelia, Maringá. 209-228 p.
- Held, J. W. y J. J. Peterka. 1974. Age, growth, and food habits of the fathead minnow, *Pimephales promelas*, in North Dakota saline lakes. Transactions of the American Fisheries Society. 103: 743-757.
- Hershler, R. y F. G. Thompson. 1992. A review of the aquatic gastropod subfamily Cochliopinae (Prosobranchia: Hydrobiidae). Malacological Review Supplement. 5: 1-140.
- Herdwig, B. R. y K. D. Zimmer. 2007. Population ecology and prey consumption by fathead minnows in prairie wetlands: importance of detritus and larval fish. Ecology of Freshwater Fish. 16: 282-294.
- Hyslop, E. J. 1980. Stomach contents analysis a review of methods and their application. Journal of Fish Biology. 17, 411-429 p.
- INEGI. 2006. Anuario estadístico municipal: Balancán. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. Tabasco. México.
- Kamil, A. C., Krebs, J. R., H. R Pulliam. 1987. Foraging Behavior. Plenum, Nueva York. EUA.
- Konings A. 1989. Cichlids from Central America. T.F.H., Neptune City, NJ. 222 p.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamics aspect of ecology. Ecology. 23: 399-418.
- Ludwing, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. A primer on methods and computing. John Wiley. EUA. 337 p.
- Magurran, A. E. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing. 256 p.
- Magee, P. A. 1993. Detrital accumulation and processing in wetlands. Fish and Wildlife leaflet. Waterfowl Management Handbook.
- Mathuriau, C. y E. Chauvet. 2002. Breakdown of litter in a Neotropical stream. Journal North American Benthological Society. 21:3: 384-396.
- McCafferty, W.P. 1983. Aquatic Entomology. Jones and Bartlett, Boston, EUA. 448 p.
- Miller, R. R., W.L. Minckley y S. M. Norris. 2005. Freshwater fishes of Mexico. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois. EUA. 490 p.

- Moguel, O, E J y M, J, F. Molina-Enríquez. 2000. La precipitación Pluvial en Tabasco y Chiapas. Revista. Kuxulkab. Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 510: 1-8.
- Neiff, J. J. y A. Poi de Neiff. 1991. Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* (compositae) in the Paraná River Floodplain. *Hydrobiologia*. 203: 45-52.
- Needham, J.G. y P. R. Needham. 1979. Guía para el estudio de los seres vivos de las aguas dulces. Reverté, Barcelona, España. 82 p.
- Neil, S. J. 1984. Field studies of the behavioral ecology and agonistic behavior of *Cichlasoma meeki* (Pisces: Cichlidae). *Environmental Biology of Fishes*. 10:59-68.
- Palmer, T. M., M. L. Stanton y T. P. Young. 2003. Competition and coexistence: exploring mechanisms that restrict and maintain diversity within mutualist guilds. *The American Naturalist*. 162: S63-S79.
- Paul, M. J., J. L. Meyer y C. A. Couch. 2006. Leaf breakdown in streams differing in catchment land use. *Freshwater Biology*. 51: 1684-1695.
- Pennak, K. 1978. Freshwater invertebrate of the United States. Wiley, Nueva York, EUA 420 p.
- Pérez A L C., Álvarez R M., Mojica y A, Dix. 2005. La ictiofauna del Refugio de Vida Silvestre Bocas del Polochic y la cuenca del lago de Izabal: composición, distribución y ecología Investigadora. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Universidad del Valle de Guatemala. 290 p.
- Price, C. J., W. M. Tonn y C.A. Paszkowski. 1991. Intraspecific patterns of resource use by fathead minnows in a small boreal lake. *Canadian Journal of Zoology*. 69: 2109-2115.
- Rodríguez, C. D. G. 2008. Hábitos alimentarios de *Poeciliopsis fasciata* (Meek, 1904) y *Poeciliopsis gracilis* (Heckel, 1948) en la porción oaxaqueña de la Reserva de la Biosfera Tehuacán-cuicatlán. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de investigación para el Desarrollo Integral Regional. Unidad Oaxaca Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca. 78 p.
- Sabattini, R. y V. H. Lallana. 2007. Aquatic Macrophytes. In: Iriondo, M., J. C. Paggi y M. J. Parma (Eds.). *The Middle Paraná River*. Limnology of a Subtropical wetland. Springer-Verlag, pp. 205-224.
- Schmitter-Soto, J.J. y J.L. Castro-Aguirre. 1996. Trophic comparison among Triglidae (Pisces: Scorpaeniformes) off Baja California Sur, México. *Revista Biología Tropical*. 44: 803-811.

- Schmitter-Soto, J.J. 1998. Catálogo de los peces continentales de Quintana Roo. El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas. 239 p.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1981. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and Co. California. EUA.
- Soria-Barreto, M. 2009. Ecomorfología de los cíclidos en la selva lacandona (REBIMA), Chiapas, México. Tesis, doctorado El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de Las Casas, Chiapas. 153 p.
- Statsoft, 2004. Statistica. Data analysis software system. Versión 7. Tulsa, Oklahoma, EUA.
- Stevenson, D. K. 1982. Una revisión de los recursos marinos de la región de la comisión de Pesca para el atlántico centro occidental (COPACO). Documento Técnico de Pesca.
- Stewart, D. J., D. Weininger, D. V. Rottiers y T. A. Edsall, 1983. An energetic model for lake trout, *Salvelinus namaychus*: Application to the lake Michigan population. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 40: 681-698.
- Reséndez-Medina, A. 1981. Estudio de los peces de Laguna de Términos, Campeche, México. II. Última parte. *Biótica*. 6:4; 345-430.
- Reséndez, A.M. 1998. Catalogo de las especies acuáticas de importancia comercial en el Estado de Tabasco, artes y métodos de captura. Secretaría de Pesca-Estado de Tabasco, 357 p.
- Richardson, J. S. 1991. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. *Freshwater Biology*. 27: 169-176.
- Rosecchi, E y Nouaze. 1987. Comparaison de cinq indices alimentaires utilisés dans l analyse des contenus stomacaux. *Rapport Annuel de Production des Peches Maritimes et des Cultures Marines*. 49: 111-123
- Ruíz, Cauich, L, E. 2011. Un modelo trófico para cuenca del río Hondo, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur, Chetumal Quintana Roo, 142 p.
- Trujillo Jiménez P. 1998. Dinámica trófica de la Ictiofauna del río Amacuzac, Morelos. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. División de estudios de Posgrado. 101 p.
- Valtierra-Vega, M T., J. J. Schmitter-Soto. 2000. Hábitos alimentarios de las mojarra (Perciformes: Cichlidae) de la laguna Caobas, Quintana Roo, México. *Revista Biología Tropical*. 48:2-3

- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell y C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*. 37: 130-137.
- Velázquez, V. E. 1997. Contribución a la biología de diez especies ícticas en el sistema hidrológico Lacanjá, Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis licenciatura, Universidad de Ciencias y Artes del Estado de Chiapas, Tuxtla Gutiérrez. 95 p.
- Webster, J. R. y E. F. Benfield. 1986. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 17: 567-594.
- West, R. C., N. P. Psuty y B. G. Thom. 1985. Las tierras bajas de Tabasco en el sureste de México. Gobierno del estado de Tabasco, Instituto de Cultura de Tabasco. 409 p
- Wotton, R.J. 1990. *Ecology of Teleost Fishes*. Chapman and Hall. Nueva York, EUA. 404
- Wilson, E. Q y W. H. Bossert. 1971. *A primer of population biology*. Sinauer associate, Massachusetts.
- Yáñez-Arancibia, A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 2303 pp.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5^{ta} ed. Prentice-Hall. New Jersey, EUA 944 p.

Conclusiones

- La dinámica hidrológica del río San Pedro mostró diferencias apreciables en las escalas espaciales y temporales. Se observaron diferencias en las variables ambientales en todas las localidades. Siendo las variables continuas para la distribución de la comunidad de peces, el oxígeno disuelto y profundidad para la zona del río, mientras que la temperatura, pH y transparencia fueron para la zona de los drenes artificiales en la parte baja del río San Pedro.
- Se identificaron un total de 12 especies de la familia Cichlidae, cuatro especies de la familia Poeciliidae, tres Ariidae, tres Characidae, dos Clupeidae y una sola especie de Ictaluridae, Heptateridae, Loricariidae, Batrachoididae, Cyprinidae, Gerreidae, Lepisosteidae, Scianidae y Megalopidae.
- En las localidades de la zona de humedales, el Dren Capulín presentó mayor número de especies con 26 (seis dulceacuícolas primarias, 13 dulceacuícolas secundarias, una estuarina permanente, una estenohalina y cinco especies vicarias), seguido por el Dren López Zamora con 18 especies (dos dulceacuícolas primarias, 13 dulceacuícolas secundarias, una estuarina permanente y dos especies vicarias) y el Dren Naranjito con 17 especies (tres dulceacuícolas primarias, 10 dulceacuícolas secundarias, una estuarina permanente y tres especies vicarias).
- En las localidades del cauce del río, la localidad Torno Largo presentó el mayor número de especies con 11 especies (tres dulceacuícolas primarias, una dulceacuícola secundaria, una estuarina permanente, una estenohalina y cinco especies vicarias) y San Miguelito con ocho especies (cuatro dulceacuícolas primarias, una dulceacuícola secundaria, una estuarina permanente y dos vicarias).
- En las localidades analizadas, las familias Cichlidae, Poeciliidae, Characidae, Ariidae, Clupeidae e Ictaluridae presentaron mayor abundancia numérica.
- Por primera vez se registra *Potamarius usumacintae* para la subcuenca del río San Pedro, especie de reciente descripción para México.
- En la familia Cichlidae se reubicaron el género *Vieja* por *Paraneetroplus* y una *Theraps*.
- Se reportan dos especies endémicas en la zona del río San Pedro, las cuales se encuentran incluidas en la NOM-059-2001, bajo el estatus de “protección especial”.

- Se reporta por primera vez a una “especie exótica invasora” *Pterygoplichtchys pardalis* en las localidades Dren Capulín y Dren Naranjito en la temporada de mínima inundación.
- En las temporadas de mínima y máxima inundación, los parámetros ambientales y ecológicos de la comunidad de peces mostraron diferencias.
- La diversidad de especies mostró similitud en las localidades Dren Capulín y Dren Naranjito.
- La especie *Thorichthys affinis* fue la más abundante Dren Capulín, López Zamora y Dren Naranjito en la temporadas de mínima inundación.
- La especie *Thorichthys helleri* fue la más abundante en el Dren Capulín, López Zamora y Dren Naranjito en la temporada de máxima inundación.
- En la temporada de mínima inundación, la familia Cichlidae fue la más abundante aportando el 75.3% de la contribución porcentual de la comunidad.
- En la temporada de mínima inundación de presentó la mayor riqueza de especies.
- En la temporada de máxima inundación, la familia Cichlidae disminuyó su abundancia con (53.7%) de su contribución porcentual. Mostrándose menor diversidad y menor abundancia de las especies en esta temporada.
- En el Dren Capulín, presentó la mayor densidad de organismos y el Dren Naranjito presentó la mayor biomasa.
- En la temporada de mínima inundación, se mostró la mayor densidad y biomasa.
- Las especies dominantes en densidad en las temporadas, estuvieron representadas por cuatro especies de cíclidos y una especie de caracido. En cuanto a biomasa en las temporadas, éstas estuvieron determinadas por cinco especies cíclidos.
- La estructura de tallas estuvo representada por las especies de mayor tamaños, *Atractosteus tropicus*, *Petenia splendida*, *Oreochromis niloticus*, *Ramdia guatemalensis* en la temporada de mínima inundación y las especies de menor tamaño o cuerpos pequeños, estuvieron representadas por *Thorichthys helleri*, *Dorosoma petenense* y *Astyanax aeneus* en la temporada de máxima inundación.
- No se determinaron diferencias significativas en las dietas de las especies durante las temporadas, debido a la diferencia de tamaño de muestras y por lo tanto se trabajo en un análisis anual.

- Se identificaron ocho tipos de componentes alimenticios (detritus, restos de peces, algas verdes, restos de vegetales, restos de insectos, cladóceros, restos de crustáceos y moluscos).
- Se determinaron cuatro categorías tróficas: detritívoras, herbívoras, piscívoras, omnívoras con alguna tendencia (herbívoras, detritívoras y consumo de moluscos).
- La comparación de la diversidad trófica (H'), mostró que cuatro especies comparten los mismos recursos (*T. helleri*, *T. affinis*, *P. synspilus* y *T. pasionis*).
- Las especies con menor amplitud trófica fueron; *T.affinis*, *T. helleri*, *T. pasionis* determinado por sus hábitos detritívoras.
- Las especies detritívoras con mayor diversidad trófica fueron *P. synspilus* y *D. petenense*, en cuyas dietas se reconocieron de ocho a seis componentes alimenticios.
- Las especies con menor diversidad trófica fueron *T. affinis* por su preferencia estricta hacia el detritus y *P. splendida*, por consumir sólo peces.
- Se generó información sobre las dietas de las especies *D. petenense* y *A. aeneus*.
- Se actualizó y comparó la información sobre la alimentación de las especies *P. splendida*, *T.affinis*, *T. helleri*, *T. pasionis*, *P. synspilus*.
- En la parte baja del río San Pedro, existe un solapamiento en la dietas de cinco especies por el consumo de detritus.

**Ictiofauna de los humedales del río San Pedro,
Balancán, Tabasco, México**

Alfonso Castillo-Domínguez^{1*}, Everardo Barba Macías¹, Alberto de Jesús Navarrete²,
Rocío Rodiles-Hernández³ & María de Lourdes Jiménez Badillo⁴

1. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Villahermosa, Depto. de Aprovechamiento y Manejo de Recursos Acuáticos. Carretera Villahermosa-Reforma km. 15.5, Ranchería Guineo 2ª sección C.P. 86280 Villahermosa, Tabasco, México; alfonso75@gmail.com, ebarba@ecosur.mx
 2. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. A.P. 424,77000 Chetumal, Quintana Roo, México; anavarrete@ecosur.mx
 3. El Colegio de la Frontera Sur, Unidad San Cristóbal. A.P. 63 San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México; rrodiles@ecosur.mx
 4. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Hidalgo 617. Col. Río Jamapa. C.P. 94290 Boca del Río, Veracruz, México; ljimenez@uv.mx
- * Autor de correspondencia.

Recibido 29-VI-2010. Corregido 20-X-2010. Aceptado 23-XI-2010.

Abstract: Ichthyofauna from wetlands of San Pedro, Balancán, Tabasco, México. San Pedro River's wetlands sustain trophic nets in the fluvial system, due to the high habitat availability, and space and temporal variations. In order to describe the relationship between environmental parameters and ichthyofauna, this study evaluated fish assemblages composition, distribution, abundance, density, biomass, richness species, diversity and equitability in the wetlands. Sampling considered three different sites and climatic seasons (dry, rainy and cold fronts). The physical and chemical parameters considered were dissolved oxygen, temperature, pH, water transparency and the depth. Fishes were caught with a shrimp net, after six minutes tows and were identified afterwards. A total of 1 049 organisms of 25 fish species were caught, two of which were exotic species: *Oreochromis niloticus* and *Parachromis managuense*. A total of 23 species were found at site I (with the highest density 0.23ind./m²), 17 at site II (0.23ind./m²) and 14 at site III (0.12ind./m²). The dry season had the highest species number with 21 species, followed by the rainy season with 17 species, and the cold season with five species. Similarly, the highest biomass (8.30g/m²) was found in dry season, followed by the rainy (2.16g/m²) and the cold seasons (0.03g/m²). Considering seasons, highest density was found during the dry (0.436ind./m²), followed by the rainy (0.213ind./m²) and the cold (0.023ind./m²) seasons. The dominant density species during the study period, according to the quadrants graphic of Olmstead-Tukey were: *Petenia splendida*, *Vieja heterospila*, *Vieja synspila*, *Dorosoma petenense* and *Astyanax aeneus*. There were significant differences in the species richness among sites. Temperature, depth and transparency showed differences among the seasons. The canonical correspondence analysis indicated that fish distribution was governed by environmental parameters during all seasons. In terms of fish abundance and composition, environmental parameters play an important role showing spatial and temporal differences in the ecosystem, this could be explained with the fact that most of young fishes have a movement behavior to the wetlands, searching refuge and feed during the dry season. Considering the diversity indexes variation, it may be concluded that San Pedro River's wetlands correspond to a system where the ichthyofauna composition fluctuates spatial and seasonally. Rev. Biol. Trop. 59 (2): 693-708. Epub 2011 June 01.

Key words: biomass, density, dominance, richness specific, wetlands of the San Pedro River.

México, D. F., a 24 de Marzo del 2011.

Alfonso Castillo-Domínguez
Depto. de Aprovechamiento y
Manejo de Recursos Acuáticos.
ECOSUR
Unidad Villahermosa

PRESENTE:

Distinguido Dr. Castillo:

A nombre del Comité Editorial de Hidrobiológica le informo a usted que el manuscrito firmado por: Alfonso Castillo-Domínguez, Everardo Barba Macías, Alberto de Jesús Navarrete, Rocío Rodiles-Hernández y María de Lourdes Jiménez Badillo, titulado:

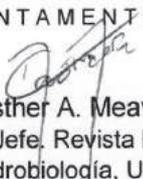
**“COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD DE PECES DEL RÍO SAN PEDRO,
BALANCÁN, TABASCO, MÉXICO”**

Ha sido recibido por esta revista para su posible publicación. Por lo que procederemos a dar trámite al proceso de revisión.

A éste le ha sido asignado el número **SYS0511** de referencia el cual deberá ser citado en toda comunicación futura. Si usted(es) quiere(n) conocer el estado de su trabajo, consulte nuestra página en Internet en la dirección: <http://www.hidrobiologica.org>

Agradecemos a ustedes su confianza en *Hidrobiológica*, como una alternativa para la publicación de los resultados de sus investigaciones en breve les comunicaremos el resultado de la evaluación.

ATENTAMENTE



Dra. Ma. Esther A. Meave del Castillo
Editora en Jefe, Revista Hidrobiológica
Dpto. de Hidrobiología, UAM-Iztapalapa



UNIDAD IZTAPALAPA

Departamento de Hidrobiología. Av. San Rafael Atlixco No. 186 Col. Vicentina. A.P. 55-535 C.P. 09340
México, D.F. Fax: 5558044738 Tel. 5558046478 E-mail: danae@xanum.uam.mx