

Recurrencia histórica de peces invasores en la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla, México

Humberto Mejía-Mojica¹, Felipe de Jesús Rodríguez-Romero² & Edmundo Díaz-Pardo³

1. Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Av. Universidad 1001 Cuernavaca, Morelos. México; humberto@uaem.mx
2. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, El Cerrillo Piedras Blancas km 15.5 Carretera Toluca Ixtlahuaca. Toluca, Estado de México. México; fjr@uaemex.mx
3. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Av. de las Ciencia s/n, Juriquilla Querétaro. México; diazpardoe@yahoo.com.mx

Recibido 25-V-2011. Corregido 14-XII-2011. Aceptado 25-I-2012.

Abstract: Historical presence of invasive fish in the Biosphere Reserve Sierra de Huautla, Mexico. The effects of invasive species on native ecosystems are varied, and these have been linked to the disappearance or decline of native fauna, changes in community structure, modification of ecosystems and as vectors of new diseases and parasites. Besides, the development of trade in species for ornamental use has contributed significantly to the import and introduction of invasive fish in some important areas for biodiversity conservation in Mexico, but the presence of these species is poorly documented. In this study we analyzed the fish community in the Biosphere Reserve Sierra de Huautla by looking at diversity changes in the last 100 years. For this, we used databases of historical records and recent collections for five sites in the Amacuzac river, along the Biosphere Reserve area. We compared the values of similarity (Jaccard index) between five times series (1898-1901, 1945-1953, 1971-1980, 1994-1995 and 2008-2009), and we obtained values of similarity (Bray-Curtis) between the five sites analyzed. In our results we recognized a total of 19 species for the area, nine non-native and ten native, three of which were eliminated for the area. Similarity values between the early days and current records were very low (.27); the major changes in the composition of the fauna occurred in the past 20 years. The values of abundance, diversity and similarity among the sampling sites, indicate the dominance of non-native species. We discuss the role of the ornamental fish trade in the region as the leading cause of invasive introduction in the ecosystem and the possible negative effects that at least four non-native species have had on native fauna and the ecosystem (*Oreochromis mossambicus*, *Amatitlania nigrofasciata*, *Pterygoplichthys disjunctivus* and *P. pardalis*). There is an urgent need of programs for registration, control and eradication of invasive species in the Sierra de Huautla Biosphere Reserve and biodiversity protection areas in Mexico. Rev. Biol. Trop. 60 (2): 669-681. Epub 2012 June 01.

Key words: fishes, alien species, protected areas, ecological impact, Sierra de Huautla México.

El efecto que las especies no nativas invasoras tienen sobre los ecosistemas, es uno de los temas actuales en conservación biológica alrededor del mundo, pues se le relaciona con la reducción del área natural de distribución de algunas especies nativas y la extinción o disminución de sus poblaciones (Welcomme 1988, Cooke & Cowx 2004, Gurevitch & Padilla 2004a, 2004b, Ricciardi 2004, Canonico *et al.*

2005, Nishizawa *et al.* 2006, Gido & Franssen 2007, Helfman 2007, Gozlan 2008, Rajeev *et al.* 2008, Simberloff 2010).

En el caso de las especies acuáticas, el principal vector no natural de movimiento o introducción de los peces de una región a otra, es resultado del intenso comercio global relacionado con las actividades deportivas, acuicultura, propósitos de control biológico y uso

MATERIALES Y MÉTODOS

ornamental (Chang *et al.* 2009). El incremento del comercio de peces para uso ornamental ha crecido hasta convertirse en una actividad que representa alrededor de 30 billones de dólares anuales en todo el mundo (Penning *et al.* 2009). Estas especies son agregadas deliberada o accidentalmente a los ecosistemas naturales, y son generalmente agresivas y se reproducen rápidamente, compitiendo con las especies nativas, provocan cambios en la calidad del agua y pueden intervenir de manera directa e indirecta en la extinción de los peces nativos, representando un serio riesgo de deterioro ambiental que puede ser irreversible si se ignora, sobre todo en áreas que han sido destinadas para la protección de la diversidad, por el número de endemismos o especies de valor ecológico y evolutivo, o incluso aquellas con un alto valor cultural.

El cultivo de peces de uso ornamental, actividades deportivas y la acuicultura en México, han propiciado la movilización de más de 115 especies exóticas y translocadas, muchas de ellas ahora establecidas en algunos ecosistemas naturales (Contreras-Balderas 1999), dentro de este contexto nacional, el estado de Morelos se ha convertido en uno de los principales centros de cultivo y comercio de peces ornamentales y esta actividad provoca una enorme posibilidad de llevar a un número mayor de especies no nativas a los ambientes y convertirse en un serio riesgo para las áreas de cuidado ecológico. En este sentido, la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla (REBIOSH), alberga un alto número de endemismos y especies de importancia ecológica, evolutiva y cultural; sin embargo, los sucesos de invasión en el área han sido importantes y han generado cambios en la estructura poblacional de los peces (Contreras-MacBeath *et al.* 1998).

El objetivo principal de este estudio, es identificar las especies de peces no nativos establecidos en el ambiente acuático del área natural protegida para la conservación de interés global y reconocer los sucesos históricos de invasión y el impacto que han tenido sobre la fauna nativa.

El trabajo se llevó a cabo en la Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla (REBIOSH), ubicada en la parte central de México, dentro del estado de Morelos, con un área de 59 310 hectáreas de selva baja caducifolia, (18°20'05" - 18°34'03" N y 99°24'59" - 98°51'00" W) (Fig. 1). La topografía de la reserva es predominantemente montañosa, con un clima cálido subhúmedo y régimen de precipitación anual de 900mm; la temporada más húmeda se presenta de Julio a Octubre y la más seca entre Marzo y Junio. La hidrografía de la reserva constituye principalmente el Río Amacuzac, que es un tributario de la cabecera de la cuenca del Río Balsas en la vertiente del Pacífico mexicano. El Río Amacuzac fluye sobre unos 60km dentro de la REBIOSH, en los primeros km de su recorrido dentro del área, recibe dos afluentes que modifican e incrementan el cauce (ríos Yautepec y Cuautla), mientras que en su parte media el río no recibe aportes importantes a su caudal (Fig. 1).

Para conocer los cambios históricos en la fauna de peces de la REBIOSH, se consultaron bases de datos de México y Estados Unidos. En nuestro país las correspondientes a la Colección Nacional de Peces Dulceacuícolas de la Escuela Nacional de Ciencia Biológicas, Instituto Politécnico Nacional (ENCB-IPN), (Soto-Galera 2000, Díaz-Pardo 2003), la Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología de la UNAM (CNPE-IBUNAM) (Espinosa-Pérez 2002), y de la Colección Ictiológica del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos (CICIB-UAEM). La información del extranjero fue consultada en la base de datos de la colección de peces de la Academia de Ciencias de California (CAS), (<http://research.calacademy.org/ichthyology/collections>) (Anonymous 2010), que contienen los catálogos de especímenes recolectados en la región por Jordan & Snyder (1899) y Meek (1904). Todas las bases de datos consultadas son las que conservan el mayor número de registros depositados en colección para el área de estudio.

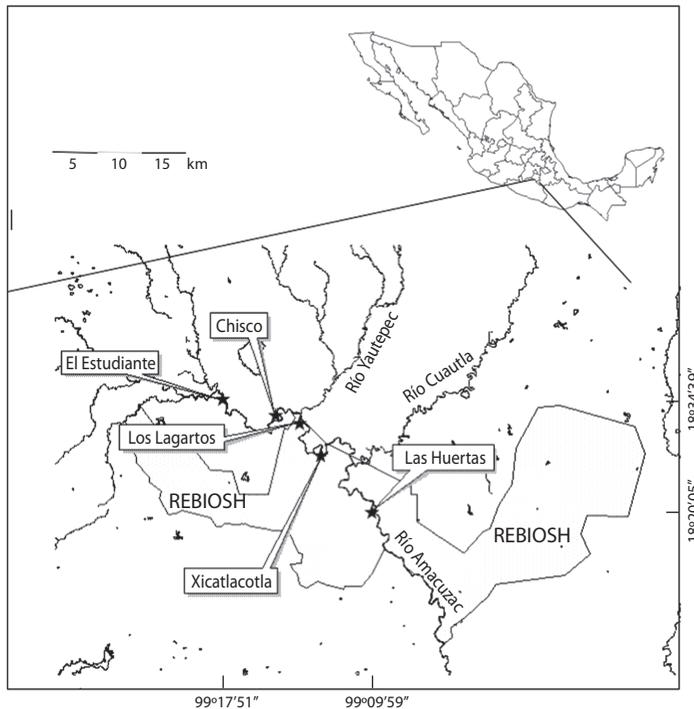


Fig. 1. Sitios de muestreo alrededor de la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla.
Fig. 1. Sampling sites around the Biosphere Reserve of Sierra de Huautla.

Además, se seleccionaron cinco puntos de recolecta en la REBIOSH y áreas aledañas, dos en los primeros kilómetros a la entrada del río a la reserva: El Estudiante ($18^{\circ}34'39.3''$ N - $99^{\circ}17'51''$ W), y Chisco ($18^{\circ}33'19.8''$ N - $99^{\circ}14'28.2''$ W), y tres sitios dentro del área de la misma: Los Lagartos ($18^{\circ}33'31.7''$ N - $99^{\circ}13'03.3''$ W), Xicatlacotla ($18^{\circ}31'23.8''$ N - $99^{\circ}11'20.2''$ W) y Las Huertas ($18^{\circ}28'52.3''$ N - $99^{\circ}09'58.8''$ W) (Fig. 1). En estos sitios se tomaron muestras de peces en dos periodos: Marzo de 1994 y Septiembre de 1995, y otro en Mayo de 2008 y Septiembre de 2009 que comprenden meses de precipitación pluvial (Septiembre), y la época seca de la región (Marzo y Mayo). Se emplearon redes tipo chinchorro de 3m, 6m y 8m de longitud, y luz de mallas de 10mm, 20mm y 40mm; también, redes de tipo atarraya de 3m de diámetro y 50mm de luz de malla; en el período de 2009-2010,

se usó además un equipo de pesca eléctrica, con el fin de detectar especies que pudieran evadir las redes.

En cada uno de los sitios seleccionados se escogieron tramos del río de entre 150-200m de longitud, que incluyeran todos los hábitats posibles (rápidos, pozas, márgenes y remansos laterales). Los organismos capturados fueron fijados *in situ* con formalina al 10%, etiquetados y transportados al laboratorio. Una vez separados los lotes, el material fue determinado a nivel de especie usando las claves disponibles para cada grupo (Meek 1904, Bussing 2002, Armbruster & Page 2006, Chávez *et al.* 2006, Miller 2005).

En los muestreos se obtuvieron un total de 5806 ejemplares, 2494 de 1994-1995 y 3312 de 2008-2009. La abundancia relativa de cada especie se obtuvo dividiendo el número de individuos de la especie, entre el número total

de individuos, multiplicado por 100 para obtener el porcentaje ($P_1 = ns_1 / \sum n * 100$) (Ramírez-Albores 2010). Para reconocer el intercambio en la composición de los peces entre los puntos analizados, se aplicó el índice de similitud Bray-Curtis (Wolda 1981), para datos de presencia-ausencia, para este análisis usamos sólo las capturas realizadas en las épocas más secas de las muestras de 1994 y 2008, esto nos permite reconocer los ensamblajes en condiciones de mayor estabilidad ambiental. Asimismo, mediante el empleo del programa para el análisis de diversidad PAST ver. 2.07 (Hammer *et al.* 2001) (<http://folk.uio.no/ohammer/past/>), se obtuvieron los valores en cada sitio de: Diversidad (Shannon), Equidad y Dominancia (Magurran 1988). Para reconocer los cambios en la composición de las especies a través del tiempo, los datos de presencia-ausencia de las especies para cada periodo de tiempo, fueron analizados usando el índice de similitud de Jaccard, ($C_j = a / (a + b + c)$) (Magurran 1988). El rango de este índice va de uno, para muestras idénticas, a cero, para muestras completamente diferentes; la muestra de referencia para este índice fue la diversidad reportada antes de 1960, en donde no existen registros de peces no nativos para el área.

RESULTADOS

Los peces nativos recolectados en el área de la REBIOSH, están integrados en siete familias (Atherinopsidae, Ictaluridae, Goodeidae, Characidae, Poeciliidae, Cichlidae y Cyprinidae) y siete especies, de las cuales tres son endémicas de la cuenca del Balsas (*Atherinella balsana*, *Ictalurus balsanus* e *Ilyodon whitei*), y cuatro nativas de la misma (*Cichlasoma istlanum*, *Poecilia maylandi*, *Astyanax aeneus* y *Notropis moralesi*). Además, fueron capturadas nueve especies no nativas, exóticas (*Amatitlania nigrofasciata*, *Aequidens rivulatus*, *Oreochromis mossambicus*, *Poecilia reticulata*, *Pterygoplichthys disjunctivus* y *Pterygoplichthys pardalis*), y translocadas (*Thorichthys ellioti*, *Poeciliopsis gracilis* y *Heterandria bimaculata*),

integradas en sólo tres familias (Poeciliidae, Cichlidae y Loricaridae) (Cuadro 1).

La región fuente de las especies no nativas es principalmente exótica, cinco provienen de Centro y Sudamérica (*P. reticulata*, *A. nigrofasciata*, *A. rivulatus*, *P. disjunctivus* y *P. pardalis*), una es africana (*O. mossambicus*), mientras que tres son translocadas de otras cuencas de México (*P. gracilis*, *H. bimaculata* y *T. ellioti*).

La abundancia poblacional favorece a las especies no nativas en los últimos 15 años (Fig. 2). De los 2 494 ejemplares capturados y examinados en las muestras tomadas entre 1994-1995, *P. gracilis* es la especie con el mayor número de organismos obtenidos (37.01% del total de la muestra), seguida de *A. nigrofasciata* (11.31%), mientras que *P. maylandi* fue la más abundante de las nativas, (28.66%). En el mismo periodo, entre las raras no nativas, se capturaron pocos ejemplares (0.32%) de *P. reticulata*, en tanto que de las nativas las menos frecuentes son *A. aeneus* (0.40%) y *C. istlanum* (0.28%).

En el inventario del periodo 2008-2009 se recolectaron 3 312 ejemplares en los mismos sitios. El mayor número de ejemplares corresponde a los grupos no nativos, *P. gracilis* (53.49 % del total de la muestra) y *H. bimaculata* (14.68 %), mientras que las menos abundantes son *P. reticulata* y *P. pardalis* (0.05 y 0.11%, respectivamente). Del grupo de las nativas, *P. maylandi* y *A. aeneus* son las mejor representadas (7.49 y 6.38% respectivamente), en cambio *A. balsana* y *C. istlanum* fueron menos frecuentes dentro de las muestras (0.14% la primera y 0.09% la segunda).

La composición de la fauna de peces en la REBIOSH, con base en el índice Bray-Curtis, muestra para la primera de las muestras (abril 1994) (Fig. 3), la formación de dos grupos (similitud 0.75), el grupo I, está integrado por un único sitio: Los Lagartos, ubicado en la parte media del área, y se caracteriza por la ausencia de *A. nigrofasciata* y *O. mossambicus* y la presencia de *P. reticulata*. El grupo II integra al resto de las localidades, de ellas Chisco y Las Huertas tienen una similitud alta y comparten la

CUADRO 1
Especies registradas entre 1898 y 2009, para el Río Amacuzac en la Reserva de
la Biosfera Sierra de Huautla y áreas circundantes

TABLE 1
Species recorded between 1898 and 2009, for the Amacuzac River in the
Biosphere Reserve Sierra de Huautla and surrounding areas

Especies/Periodo	1898-1901	1945-1953	1971-1980	1994-1995	2008-2009
<i>Ilyodon whitei</i>	0	0	X	X	X
<i>Poecilia maylandi</i>	X	X	X	X	X
<i>Poeciliopsis balsas</i>	X	X	X	0	0
<i>Notropis moralesi</i>	X	X	0	0	X
<i>Astyanax aeneus</i>	X	X	X	X	X
<i>Ictalurus balsanus</i>	X	X	X	X	X
<i>Cichlasoma istlanum</i>	X	X	X	X	X
<i>Atherinella balsana</i>	0	X	0	0	X
<i>Awaous banana</i>	X	0	0	0	0
<i>Agonostomus monticola</i>	X	0	0	0	0
<i>Oreochromis mossambicus</i>	0	0	X	X	X
<i>Amatitlania nigrofasciata</i>	0	0	0	X	X
<i>Aequidens rivulatus</i>	0	0	0	0	X
<i>Poeciliopsis gracilis</i>	0	0	0	X	X
<i>Heterandria bimaculata</i>	0	0	0	X	X
<i>Thorichthys ellioti</i>	0	0	0	0	X
<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	X	X	X
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i>	0	0	0	0	X
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	0	0	0	0	X

La X representa presencia de la especie y 0 ausencia de la misma para cada periodo. X represents species presence and 0 absence for each period.

presencia única del Cíclido nativo *C. istlanum*. Para la muestra de 2008, el corte en la similitud (0.82) da lugar a dos grupos (Fig. 3), el grupo I lo componen las tres localidades de la parte alta del río, las cuales comparten la presencia de 12 especies, mientras que el grupo II, con las dos localidades de la parte baja del río, se conforma por la presencia de las 15 especies reportadas en este estudio.

En la muestra de 1994, el sitio con los valores más altos de diversidad fue la localidad de Chisco, con la presencia de cinco especies nativas (*I. whitei*, *P. maylandi*, *A. aeneus*, *I. balsanus* y *C. istlanum*) y cuatro no nativas (*O. mossambicus*, *A. nigrofasciata*, *P. gracilis* y *H. bimaculata*), mientras que el sitio Xicatlacotla, tiene los valores más bajos y únicamente cinco especies, una nativa (*P. maylandi*) y cuatro no

nativas (*O. mossambicus*, *A. nigrofasciata*, *P. gracilis* y *H. bimaculata*) (Cuadro 2).

Para la muestra de 2008, Los Lagartos es el sitio con valores altos en diversidad, pero no de riqueza, aquí cinco especies son nativas (*I. whitei*, *P. maylandi*, *N. moralesi*, *A. aeneus* y *C. istlanum*) y siete son no nativas (*O. mossambicus*, *A. nigrofasciata*, *A. rivulatus*, *P. reticulata*, *P. gracilis*, *H. bimaculata* y *P. disjunctivus*). Mientras que los valores más bajos, son los de la localidad de El Estudiante, en donde sólo tres especies son nativas (*P. maylandi*, *N. moralesi* y *A. aeneus*) y cinco son no nativas (*O. mossambicus*, *A. nigrofasciata*, *A. rivulatus*, *P. gracilis* y *P. disjunctivus*).

El índice de Jaccard (Fig. 4), resume los cambios históricos en la fauna de peces en los últimos 100 años. La disimilitud aumenta

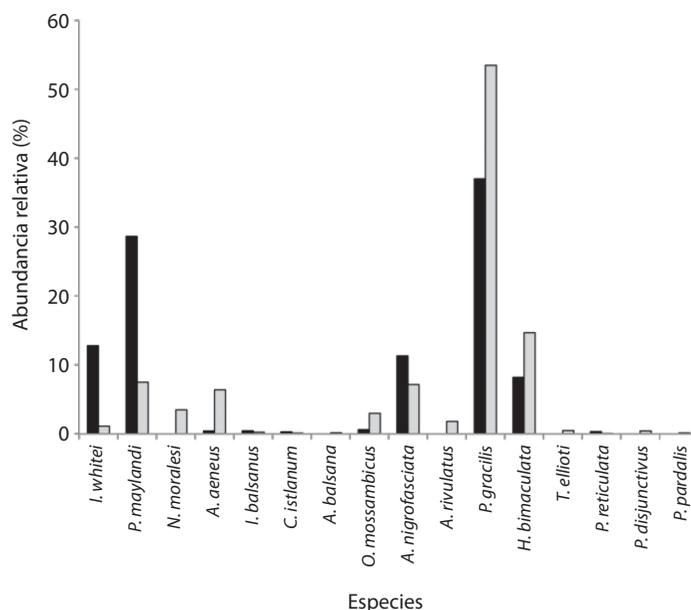


Fig. 2. Abundancia de especies presentes en la REBIOSH y área de influencia, las barras claras corresponden a los valores durante el registro de 1994-1995, las barras oscuras son los valores porcentuales de los registros de 2008-2009.

Fig. 2. Abundance of species in the REBIOSH and its influence area. Light bars: values during 1994-1995; dark bars: records for 2008-2009.

CUADRO 2

Valores de diversidad para los sitios de muestreo para marzo 1994 y mayo 2008

TABLE 2

Diversity values for sampling sites in March 1994 and May 2008

Sitio	El Estudiante	Chisco	Los Lagartos	Xicatlacotla	Las Huertas
Núm. de especies	7(3n,4nn)-8(3n,5nn)	9(5n,4nn)-11(5n,6nn)	6(3n,3nn)-12(5n,7nn)	5(1n,4nn)-12(4n,8nn)	9 (5n,4nn)-15(7n,8nn)
Diversidad	0.6654-0.4265	0.7545-0.7293	0.6293-0.7767	0.5372-0.6284	0.6605-0.6443
Dominancia	0.3346-0.5735	0.2455-0.2707	0.3707-0.2233	0.4628-0.3716	0.3395-0.3557
Equitatividad	0.7104-0.4543	0.7037-0.6626	0.6391-0.6798	0.5426-0.6067	0.5853-0.5

Los primeros valores corresponden a marzo 1994. First values correspond to March 1994 data. (n=nativo/native, nn=no nativo/non-native).

a partir de la década de los 1970 (0.45 similitud), periodo en el cual tres especies fueron reconocidas como introducidas, *P. reticulata*, *H. bimaculata* y *O. mossambicus*, la primera de uso ornamental y la última utilizada con fines pesqueros. El segundo incremento en la disimilitud ocurrió con los registros de 1994 y 1995 (0.38 similitud) cuando dos especies más

se establecieron, *P. gracilis* y *A. nigrofasciata*, la segunda usada en el comercio ornamental. En el último período, 2008 y 2009, aparecieron cuatro nuevas especies exóticas en la zona, *A. rivulatus*, *T. ellioti*, *P. pardalis* y *P. disjunctivus*, todas asociadas al uso en el acuarismo, lo que derivó en el valor de disimilitud más alto de los últimos años (0.27 similitud).

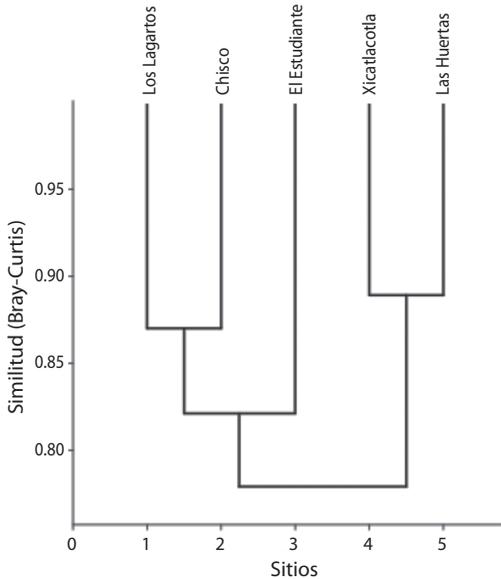
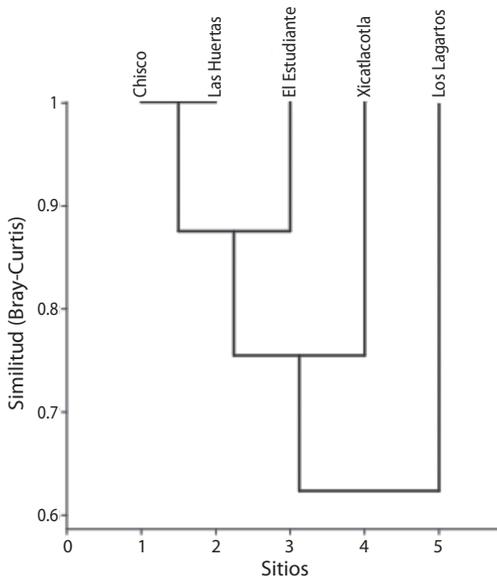


Fig. 3. Valores de similitud de especies (Bray-Curtis) entre los sitios analizados durante el periodo de 1994(A) y 2008(B).

Fig. 3. Species similarity (Bray-Curtis) values among the analyzed sites during the period 1994(A) and 2008(B).

DISCUSION

La fauna de peces nativos para la región hidrológica del río Amacuzac, en donde se incluye la REBIOSH, está integrada por nueve

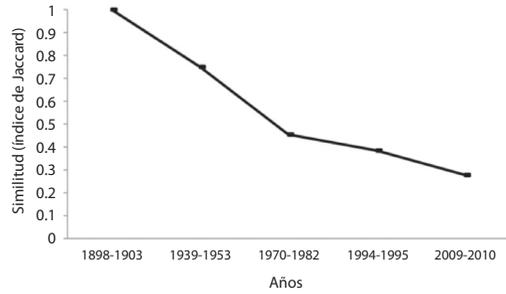


Fig. 4. Cambios en la similitud (índice de Jaccard) de la fauna de peces de la REBIOSH, durante el periodo de 1898-2009.

Fig. 4. Changes in similarity (Jaccard index) of fish fauna in the REBIOSH, during the period 1898-2009.

especies (Meek 1904, Jordan & Snyder 1899, Miller 1986, 2005), que representan al 43% de la fauna de peces de la cuenca del Río Balsas y el 37% de los endemismos de la región (Miller 1986, 2005). Los resultados en este análisis indican que la composición de la fauna de peces para el área de la REBIOSH se duplicó en los últimos 40 años, principalmente propiciado por la introducción y establecimiento de especies no nativas que provienen de algunas de las más de 150 granjas de cultivo de peces para el comercio ornamental que operan a lo largo de la cuenca hidrológica del Amacuzac, en donde al menos 25 especies de distintos orígenes están confinadas para el cultivo (Ortega *et al.* 2009). Los eventos incidentales de escapes o liberación de algunas de estas especies son comunes, principalmente por la escasez de estructura técnica en algunas de las instalaciones acuícolas y la proximidad de éstas al cauce de ríos; por ejemplo, en 1994 el aumento en el flujo de uno de los tributarios del río Amacuzac, condujo al escape y posterior establecimiento y extensión de *A. nigrofasciata*, un Cíclido centroamericano conocido comúnmente por los acuaristas como “convicto” (Contreras-MacBeath *et al.* 1998).

Una variable importante, en términos de la susceptibilidad de un sistema nativo a ser invadido, está relacionada con la riqueza de especies, pues comunidades menos diversas

podrían tener menor resistencia biótica (Elton 1958) y recibir un mayor número de invasores, con base en el número de espacios o recursos disponibles y la ausencia de un mayor número de competidores (Byers & Noonburg 2003). Comparativamente, la cuenca del Río Balsas es una región naturalmente empobrecida en diversidad de peces en México (Miller 1986, 2005), el área analizada contiene apenas el 43% de esta fauna, por lo que podrá ser un factor que explique la alta tasa de invasión. Sin embargo, un mejor conocimiento de la integración de gremios ecológicos dentro del sistema, explicaría mejor la dinámica y función entre los grupos y facilitaría el análisis del proceso de invasión del área.

Por otro lado, la presión del propágulo es una de las explicaciones más básica para entender porque algunos ambientes son más invadidos que otros, y se basa en el simple hecho de “entre más individuos sean liberados, mayor probabilidad tendrán de sobrevivir en el nuevo ambiente” (Lockwood *et al.* 2009, Mark 2009, Ricciardi & Kipp 2008). De esta manera, a escala global la principal vía de introducción de peces no nativos es el comercio internacional con especies para la producción de carne, en México esta actividad provocó entre 1984-1997 la introducción de 38 especies, el 47% del total de especies exóticas y translocadas en el país (Contreras-Balderas *et al.* 2004, 2008). En el norte de México, en el estado de Tamaulipas, el mayor porcentaje de las 24 especies introducidas, son utilizadas en la acuicultura y la pesca deportiva, o como producto de esta actividad (Contreras-Balderas *et al.* 2004). Por el contrario, en sitios con menor actividad económica, como los ríos y arroyos del oeste de Jalisco (Ameca, Marabasco, Purificación, Coahuayana y Armería), el número de especies introducidas es muy bajo, cuatro de 25 especies capturadas son no nativas y de estas sólo una especie es de uso ornamental, *Poecilia reticulata*, una de las especies más populares entre acuaristas (Lyons & Mercado 1999). Para la REBIOSH, en el mismo periodo de tiempo, el mayor número de las especies introducidas son grupos de peces de uso ornamental, los cuales son cultivados

en esta región del país a gran escala, por lo que la posibilidad de ser agregados a los ecosistemas acuáticos es potencialmente alta, como está claramente reflejado en los resultados de este análisis.

La posibilidad de que algunas de las especies establecidas en la región, causen daño en las especies nativas o el ecosistema, aumenta con el número de introducidas en el área (Williamson 1996, Ricciardi & Kipp 2008). Actualmente poco se conoce de la interacción entre las especies para esta parte de la cuenca, sin embargo, la introducción de *O. mossambicus* en el estado de Morelos en la década de los 70's, y su posterior liberación, coincide cronológicamente con la extirpación de una de las especies endémicas en la región *Poeciliopsis balsas*, nosotros suponemos que existe un efecto directo entre ambos eventos y nos basamos en las consecuencias que la introducción de *O. mossambicus* ha tenido sobre la fauna nativa en otras regiones del mundo, señalada como depredadora de otras especies de peces (Canónico *et al.* 2005, Pino Del Carpio *et al.* 2010) y considerada como una de las ocho especies de peces invasora más dañinas a nivel global (Lowe *et al.* 2004).

H. bimaculata fue introducida en la región a finales de los años 80 (Gaspar-Dillanes 1987) y actualmente es una de las especies más abundantes dentro en la Reserva de la Biósfera. Este Poecílido de talla pequeña es un carnívoro entomófago que frecuentemente consume huevos y larvas de otros peces (Trujillo-Jiménez & Toledo-Beto 2007), *P. balsas* y *H. bimaculata* son muy semejantes en talla y comparten hábitats similares (Miller 2005), por lo que no descartamos efectos de depredación directa sobre las especie nativas y un factor determinante en su extirpación local.

El arribo de *Amatitlania nigrofasciata* ha tenido consecuencias negativas en la fauna de peces nativos de la región, se le atribuye en gran medida la disminución de las poblaciones del cíclido nativo, *C. istlanum* (Contreras-MacBeath *et al.* 1998). La diferencia a nivel trófico entre estos Cíclidos está bien establecida, *C. istlanum* es un carnívoro entomófago

especializado, mientras que *A. nigrofasciata* es omnívoro y el traslape entre sus dietas es mínimo (Trujillo-Jiménez 1998); por lo que se descarta el desplazamiento de *C. istlanum* por *A. nigrofasciata* por interferencias alimentarias. Sin embargo, es en el contexto de los espacios de reproducción y anidación en donde ambas especies tienen una fuerte interferencia, *A. nigrofasciata* en su hábitat nativo comparte los sitios de anidación y cuidado de cría con otras especies de Cíclidos, con estrategias de reproducción muy similares, por lo que ha desarrollado una conducta particularmente agresiva en defensa de este nicho (McKaye 1977, Wisenden 1995), mientras que, *C. istlanum* se desarrolla en un ambiente aislado de otros Cíclidos u otras especies con características reproductivas similares y carece de estrategias que le permitan sobreponerse al invasor. La extirpación de *C. istlanum* dentro de la reserva es evidente, el número de ejemplares capturados durante el estudio fue alarmantemente muy bajo y el establecimiento de otros cíclidos en el área (*A. rivulatus* y *T. ellioti*), propiciará una competencia por los espacios para la reproducción, aun más compleja, por lo que es posible que la especie no se sobreponga.

De las invasiones más recientes dentro de la reserva, el mayor impacto lo ha causado el grupo de especies del género *Pterygoplichthys*, estos bagres sudamericanos son responsables de daños en la economía de la región, relacionándoseles con la caída en la producción pesquera de la también invasora *O. mossambicus* (Aguirre-Muñoz & Mendoza-Alfaro 2009), lo que representa un serio problema para las comunidades rurales quienes sostienen una pesquería comercial con esta última especie. Esto resulta controvertido, porque ambos grupos representan una amenaza para la salud de los ecosistemas; sin embargo, el hecho de estar sometida a un constante control pesquero, ha mantenido a *O. mossambicus* en condiciones de baja densidad poblacional, contrario al grupo *Pterygoplichthys*, que a pesar de ser peces de talla considerable y ser utilizados en sus regiones de distribución natural como un pez de utilidad pesquera, debido a su aspecto

poco común y al desconocimiento de las especies por los pescadores de la región, se han convertido en un problema para sus actividades de pesca, más que en una alternativa alimentaria y una vía para el control poblacional.

Meek en 1904, capturó en algunas localidades muy cercanas a la Reserva de la Biósfera, a *Agonostomus monticola* y *Awaous banana*, dos especies de la fauna de peces catádomos, es el único registro publicado sobre estas especies en esta parte del Río Balsas, ambas son comunes en arroyos y ríos en la planicie costera (Castro-Aguirre *et al.* 1999). La extirpación de estas especies en la porción alta de la cuenca obedece, probablemente, a factores sucedidos en la región baja de la misma, como la edificación de barreras impuestas por los complejos hidroeléctricos en las rutas de migración; *A. monticola*, encara situaciones similares en los ríos costeros de Costa Rica, en donde la construcción de las hidroeléctricas ha restringido los movimientos migratorios de las especies de peces con la consecuente disminución significativa de su población en la parte alta de los embalses (Anderson *et al.* 2006), efectos similares también son conocidos para otros ríos costeros en Puerto Rico (Greathouse *et al.* 2006).

La REBIOSH está sometida a una fuerte incidencia de invasión, en menos de 50 años el número de especies de peces establecidas en el área ha sobrepasado el número y la abundancia de los peces nativos. Los avances en el conocimiento de las especies invasoras en México, permiten reconocer a los grupos exóticos como una de las principales causas de la extirpación de las nativas en más de 100 localidades en el país (Contreras-Balderas *et al.* 2008, Aguirre-Muñoz & Mendoza-Alfaro 2009), esto las convierte en un componente importante dentro de las amenazas de extinción. El plan de manejo de la Reserva de la Biósfera, no contempla ninguna acción en respuesta a este proceso, a pesar de reconocer la presencia de especies no nativas en el área, (CONANP 2005) algunas clasificadas dentro de las 100 especies invasoras más dañinas a nivel global (Lowe *et al.* 2004). La escasa importancia prestada a los procesos de invasión en áreas de protección especial es

desafortunadamente muy común, ya que sólo seis sitios con esta categoría, de 14 analizados a escala mundial, contemplan en su plan de manejo algún tipo de control o erradicación de las especies no nativas (Pino del Carpio *et al.* 2010), lo que señala, sin duda, el escaso conocimiento de la amenaza que representan las especies invasoras, incluso, prácticamente ninguno de los planes de manejo de las áreas naturales protegidas en México contempla un plan de prevención, control o erradicación de éstas.

Si bien dentro del área de la REBIOSH no existen granjas dedicadas al cultivo de peces ornamentales, desafortunadamente recibe afluentes de los principales tributarios de la región, en donde se han instalado la mayoría de las granjas dedicadas a esta práctica, lo que ha conducido a las no nativas hacia la porción baja del río, dentro de la reserva, provocando que el porcentaje de invasoras sea el más alto para esta zona. La regulación de la actividad acuicultural en México no se cumple o no existe en el caso de las especies de uso ornamental (Contreras-Balderas *et al.* 2008), la incorrecta regulación para la importación e introducción de nuevas especies al mercado, permite que prácticamente cualquier organismo acuático pueda ser introducido para ser cultivado con muy poco control, ha sucedido con la tortuga de concha blanda *Apalone spinifera spinifera*, ya que ejemplares de la misma han sido obtenidos y observados en el área de la REBIOSH (Castro-Franco & Bustos-Zagal 2004), por lo que forman parte de la fauna exótica, distinta a los peces comercializados en la región.

Debido al aumento de las especies invasoras y las amenazas que representan para la diversidad en México, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) ha promovido una estrategia nacional para la prevención, control y erradicación de estas especies, que se espera sea el instrumento legal para regular la importación, manejo y erradicación de esta amenaza (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras 2010).

AGRADECIMIENTOS

A Oswaldo Hernández Gallegos por sus comentarios y apoyo en el desarrollo de la investigación, a Michelle Monterrosas Brisson por la revisión cuidadosa del manuscrito y a Manuel Rivas G. y Eduardo Domínguez G. por compartir los trabajos de campo.

RESUMEN

Los efectos de las especies invasoras en los ecosistemas nativos son variados, y estos se han vinculado con la desaparición o disminución de la fauna nativa, cambios en la estructura de la comunidad, modificación de los ecosistemas y como vectores de nuevas enfermedades y parásitos. El desarrollo del comercio de especies para uso ornamental ha contribuido significativamente a la importación e introducción de peces invasores en algunas áreas importantes para la conservación de la biodiversidad en México, pero la presencia de estas especies está escasamente documentada. En este estudio se analiza la comunidad de peces en la reserva de Biosfera Sierra de Huautla, registrando los cambios en la diversidad en los últimos 100 años. Con bases de datos de registros históricos y recientes colecciones para cinco sitios en el río Amacuzac, que cruza la zona de reserva de la Biosfera, se comparan los valores de similitud (índice de Jaccard) entre cinco series de tiempo (1898-1901, 1945-1953, 1971-1980, 1994-1995 y 2008-2009), así mismo, obtuvimos los valores de similitud (Bray-Curtis) entre los cinco sitios analizados. En total hemos reconocido 19 especies para el área, diez nativas y nueve no nativas, de las cuales tres están extirpadas para el área, los valores de similitud entre los primeros registros y los actuales son muy bajos (0.27), los principales cambios en la composición de la fauna se han producido en los últimos 20 años. Los valores de abundancia, diversidad y similitud entre los sitios de muestreo, indican el predominio de especies no nativas. Discutimos el papel del comercio de peces ornamentales de la región como la principal causa de introducción de invasoras en el ecosistema, y los posibles efectos negativos que han tenido al menos cuatro especies en la fauna nativa y el ecosistema (*Oreochromis mossambicus*, *Amatitlania nigrofasciata*, *Pterygoplichthys disjunctivus* y *P. pardalis*), se hace notar la ausencia de programas de registro, control y erradicación de especies invasoras en la reserva de Biosfera Sierra de Huautla y áreas de protección de la biodiversidad en México.

Palabras clave: peces nativos, peces introducidos, áreas protegidas, impacto ecológico, Sierra de Huautla México.

REFERENCIAS

- Aguirre-Muñoz, A. & R. Mendoza-Alfaro. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía, p. 277-318. In R. Dirzo, R. González & I.J. Marc (eds.). Capital natural de México, Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México D.F., Mexico.
- Anderson, E.P., M.C. Freeman & C.M. Pringle. 2006. Ecological consequences of hydropower development in Central America: impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages. *River Res. Appl.* 22: 397-411.
- Anonymous. 2010. Department of Ichthyology. California Academy of Sciences, San Francisco, California, EEUU. (Consultado: 10 Diciembre 2010, <http://research.calacademy.org/ichthyology/collections>).
- Armbruster J.W. & L.M. Page. 2006. Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). *Neotrop. Ichthyol.* 4: 401-409.
- Bussing, W. 2002. Peces de las aguas continentales de Costa Rica. Editorial UCR, San José, Costa Rica.
- Byers, E.J. & E.G. Noonburg. 2003. Scale dependent effects of biotic resistance to biological invasion. *Ecology* 84: 1428-1433.
- Canonico, G.C., A. Arthington, J.K. Mccrary & M.L. Thiem. 2005. The effects of introduced tilapia on native biodiversity. *Aquat. Conserv.* 15: 463-483.
- Castro-Franco, F.R. & G. Bustos-Zagal. 2004. Additional records and range extensions of reptiles from Morelos, México. *Herpetol. Rev.* 35: 196-197
- Castro-Aguirre, J.L., H. Espinosa-Pérez & J.J. Schmitter-Soto. 1999. Ictiofauna Estuarino-Lagunar y Vicaria de Mexico. Limusa, México D.F., México.
- Chang, A.L., J.D. Grossman, T. Sabol-Spezio, H.W. Weiskel, J.C. Blum, J.W. Burt, A.A. Muir, J. Piovio-Scott, K.E. Veblen & E.D. Grosholz. 2009. Tackling aquatic invasions: risks and opportunities for the aquarium fish industry. *Biol. Invasions* 11: 773-785.
- Chávez, J.M., R.M. de la Paz, S. Krishna, R.C. Pagulaya & J.R. Carandang. 2006. New Philippine record of south american sailfin catfishes (Pisces: Loricariidae). *Zootaxa* 1109: 57-68.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D.F., México.
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). 2005. Programa de Conservación y Manejo Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla. Dirección General de Manejo para la Conservación, México D.F., México.
- Contreras-Balderas, S. 1999. Annotated checklist of introduced invasive fishes in México, with examples of some recent introductions, p. 33-54. In C. Retana & J.H. Leach (eds.). Nonindigenous freshwater organisms. Vector, biology, and impacts. Lewis, Boca Raton, Florida, EEUU.
- Contreras-Balderas, S., M.L. Lozano-Vilano, M.E. García-Ramírez, F. García-de-León & D. Gutiérrez-Tirado. 2004. Peces y aguas continentales del estado de Tamaulipas, México, p. 283-298. In M.L. Lozano & A.J. Contreras-Balderas (eds.). Homenaje al Doctor Andrés Reséndez Medina. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León, México.
- Contreras-Balderas, S., G. Ruiz-Campos, J.J. Schmitter-Soto, E. Díaz-Pardo, T. Contreras-McBeath, M. Medina-Soto, L. Zambrano-González, A. Varela-Romero, R. Mendoza-Alfaro, C. Ramírez-Martínez, M.A. Leija-Tristán, P. Almada-Villela, D.A. Hendrickson & J. Lyons. 2008. Freshwater fishes and water status in México: A country-wide appraisal. *Aquat. Ecosyst. Health* 11: 246-256.
- Contreras-MacBeath, T., H. Mejia-Mojica & R. Carrillo-Wilson. 1998. Negative impact on the aquatic ecosystems of the state of Morelos, México, from introduced aquarium and other commercial fish. *Aqua. Sci. Conserv.* 2: 67-78.
- Cooke, S.J. & I.G. Cowx. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience* 54: 857-859.
- Díaz-Pardo, E. 2003. Sistematización de la Colección Nacional de Peces Dulceacuícolas Mexicanos de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México D.F., México. (Consultado: 1 Noviembre 2010, http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/doctos/busqueda_proy.html).
- Elton, C.S. 1958. The Ecology of Invasions by Animals and Plants. Methuen, Londres, Inglaterra.
- Espinosa-Pérez, H. 2002. Computarización de la Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología UNAM. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología, México D.F., México. (Consultado: 1

- Noviembre 2010, http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/doctos/busqueda_proy.html).
- Gaspar-Dillanes, M.T. 1987. Nuevo registro de *Heterandria (Pseudoxiphophorus) bimaculata* (Heckel, 1848) en la vertiente del pacífico mexicano. (Pisces: Poeciliidae). *An. Inst. Biol. UNAM, Ser. Zool.* 58: 933-938.
- Gido, K.B. & N.R. Franssen. Invasion of stream fishes into low trophic positions. *Ecol. Freshw. Fish.* 16: 457-464.
- Greathouse, E.A., C. Pringle, W. McDowell & J. Holmquist. 2006. Indirect upstream effects of dams: Consequence of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. *Ecol. Appl.* 16: 339-352
- Gozlan, R.E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad?. *Fish and Fisheries* 9: 106-115.
- Gurevitch, J. & D.K. Padilla. 2004a. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends Ecol. Evol.* 9: 470-474.
- Gurevitch, J. & D.K. Padilla. 2004b. Response to Ricciardi. Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends Ecol. Evol.* 12: 620.
- Hammer, O., D.A.T. Harper & P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontologia Electronica* 4: 1-9 (Consultado: 10 febrero 2011, <http://folk.uio.no/ohammer/past/>).
- Helfman, S.G. 2007. *Fish Conservation. A guide to understanding and restoring global aquatic Biodiversity and Fishery resource.* Island, Washington, EEUU.
- Jordan, D.S & J.O. Snyder. 1899. Notes on a collection of fishes from the rivers of Mexico, with description of twenty new species. *Bull. US Fish Comm.* 19: 115-147.
- Lockwood, J.L., P. Cassey & T.M. Blackburn. 2009. The more you introduce the more you get: the role of colonization pressure and propagule pressure in invasion ecology. *Divers. Distrib.* 15: 904-910.
- Lowe, S., M. Browne, S. Boudjelas & M. De Poorter. 2004. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), Auckland, Nueva Zelanda.
- Lyons, J. & N. Mercado. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *An. Inst. Biol. UNAM, Ser. Zool.* 70: 169-190.
- Magurran, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton University, Nueva Jersey, EEUU.
- Mark, A.D. 2009. *Invasion Biology.* Oxford, Nueva York, EEUU.
- McKaye, K.R. 1977. Competition for breeding sites between the Cichlid fishes of lake Jiloá, Nicaragua. *Ecology* 58: 291-302.
- Meek, S.E. 1904. The fresh-water fishes of México north of the Isthmus of Tehuantepec. *Field Colum. Mus. Pub.* 93, *Zool. Ser.* 5: 1-252.
- Miller, R.R. 1986. Composition and Derivation of the Freshwater Fish Fauna of México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol. Méx.* 30: 121-153.
- Miller, R.R. 2005. *Freshwater Fishes of México.* University of Chicago, Chicago, EEUU.
- Nishizawa, E., T. Kurokawa & M. Yabe. 2006. Policies and resident's willingness to pay for restoring the ecosystem damaged by alien fish in Lake Biwa, Japan. *Environ. Sci. Policy* 9: 448-456.
- Ortega, C., R. Fajardo & R. Enríquez. 2009. Trematode *Centrocestus formosanus* infection and distribution in ornamental fishes in Mexico. *J. Aquat. Anim. Health* 21: 18-22.
- Penning, M., G. McG-Reid, H. Koldewey, G. Dick, B. Andrews, K. Arai, P. Garratt, S. Gendron, J. Lange, K. Tanner, S. Tonge, P. Van den Sande, D. Warmolts & C. Gibson. 2009. Turning the tide: a global aquarium Strategy for conservation and sustainability. World Association of Zoos and Aquariums, Berna, Suiza.
- Pino Del Carpio, A., R. Miranda & J. Puig. 2010. Non-Native freshwater fish management in Biosphere Reserves. *Manag. Biol. Invasions* 1: 13-33.
- Ramírez-Alborez, J.E. 2010. Diversidad de aves de hábitats naturales y modificados en un paisaje de la Depresión Central de Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 58: 511-528.
- Rajeev, R., G. Prasad, P.H. Anvar-Ali & B. Pereira. 2008. Exotic fish species in a global biodiversity hotspot: observations from River Chalakudy, part of Western Ghats, Kerala, India. *Biol. Invasions* 10: 37-40.
- Ricciardi, A. 2004. Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends Ecol. Evol.* 12: 619.

- Ricciardi, A. & R. Kipp. 2008. Predicting the number of ecologically harmful exotic species in an aquatic system. *Divers. Distrib.* 14: 374-380.
- Simberloff, D. 2010. Invasive species, p. 131-152. *In* N.S. Sodhi & P.R. Ehrlich (eds.). *Conservation Biology for All*. Oxford University, Nueva York, EEUU.
- Soto-Galera, E. 2000. Ictiofauna balseana y helmintos parásitos asociados, Bases de datos. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, México D.F., México. (Consultado: 1 Noviembre 2010, http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/doctos/busqueda_proy.html).
- Trujillo-Jimenez, P. 1998. Trophic spectrum of the Cichids *Cichlasoma* (Parapetenia) istlanum and *Cichlasoma* (Arcocentrus) nigrofasciatum in the Amacuzac River, Morelos. Mexico. *J. Freshwat. Ecol.* 13: 465-473.
- Trujillo-Jimenez, P. & H. Toledo-Beto. 2007 Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia sphenops* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Rev. Biol. Trop.* 55: 603-615.
- Welcomme, R.L. 1988. International Introductions of Inland Aquatic Species, FAO Fish Tech. Pap. No. 294, Roma, Italia.
- Wisenden, B.D. 1995. Reproductive behavior of free-ranging convict cichlids, *Cichlasoma nigrofasciatum*. *Environ. Biol. Fish.* 43: 121-134.
- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, Nueva York, EEUU.
- Wolda, H. 1981. Similarity indices, sample size and diversity. *Oecology* 50: 296-302.

