



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE
HIDALGO**
**PROGRAMA INSTITUCIONAL DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
BIOLÓGICAS**

ECOLOGÍA Y CONSERVACIÓN

FACULTAD DE BIOLOGÍA

**Dinámica poblacional de tres especies no nativas: *Poecilia sphenops*
Valenciennes, 1846, *Pseudoxiphophorus bimaculatus* Heckel, 1848, y
Xiphophorus hellerii (Heckel, 1848), en el río Teuchitlán, Jalisco,
México**

TESIS

Que presenta:

OSCAR GABRIEL AVILA MORALES

Como requisito parcial para obtener el título profesional de:

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Asesora de Tesis: Dra. Martina Medina Nava

Coasesora de Tesis: Dra. Yvonne Herreras Diego

Morelia, Mich. Mayo de 2018



**FACULTAD
DE
BIOLOGÍA**

Dedicatoria

Quiero dedicar este trabajo a mi querida esposa Verónica y a mi pequeña y amada hija Valeria, por su gran apoyo incondicional a lo largo de este proceso por estar a mi lado apoyándome alentándome siempre, las amo.

También dedico este trabajo a mis queridos padres Margarita y Gabriel, ya que gracias a los valores y a la educación que me inculcaron he llegado hasta donde estoy.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas de la Facultad de biología de la UMSNH, por brindarme la oportunidad de estudiar un posgrado de calidad.

Quiero agradecer al proyecto “**Reintroducción de *Zoogoneticus tequila* en los manantiales del río Teuchitlán, Jalisco, México**”, patrocinado por el Zoológico de Chester, Inglaterra, the Mohamed bin Zayed Species Conservation Fund, la Comisión Mexicana del Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Haus des Meere, Aqua Terra Zoo, Poecilia Scandinavia, the Goodeid Working Group, Beauval Nature por la Conservation et la Recherche y el Laboratorio Nacional de Análisis y Síntesis Ecológica (LANASE), ya que aportaron el financiamiento necesario para que este y otros trabajos se pudieran llevar a cabo.

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por apoyarme con la beca de manutención, con la cual pude llevar a cabo mis estudios de posgrado.

A mi asesora la Dra. Martina Medina Nava, por darme la oportunidad de formar parte de su grupo de trabajo, además por su apoyo académico y moral a lo largo del proceso del posgrado.

A mi coasesora la Dra. Yvonne Herrerías Diego, por el apoyo académico y moral, a lo largo de este proceso, del mismo modo le agradezco por haberme dado la oportunidad de ser parte de su equipo de trabajo, gracias por todo.

A mis sinodales, el Dr. Omar Domínguez Domínguez, el Dr. Luis Humberto Escalera Vázquez y al Dr. José Jaime Zúñiga Vega. Les agradezco el aporte de su conocimiento, el cual ha sido de gran ayuda para poder concluir este proceso.

Quiero agradecerles a todos mis amigos del Laboratorio de Biología Acuática de la UMSNH, ya que todos formaron parte de este proceso, directa o indirectamente. Muchas gracias.

Agradezco a todo el equipo de Teuchitlán Vale, Alex, Chocho, por haberme ayudado a realizar mis muestreos. Especialmente agradezco a Luisito, gracias por ayudarme con la toda la logística desde el primer hasta el último muestreo, además de pasar muy buenos momentos en el campo y el laboratorio, igualmente agradezco a Arely, muchas gracias por ayudarme en varias ocasiones en el campo y por las veces que me echaste la mano cuando me atoraba con algún análisis, te agradezco mucho por todos los momentos de diversión en el campo y laboratorio.

ÍNDICE

RESUMEN GENERAL.....	1
GENERAL SUMMARY	2
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	3
OBJETIVOS.....	6
Objetivo general	6
Objetivos particulares.....	6
Objetivo del capítulo 1	6
Objetivo del capítulo 2	6
RESULTADOS	7
CAPÍTULO 1.....	7
Variación espacio - temporal de las poblaciones de dos especies de peces no nativas, <i>Poecilia sphenops</i> y <i>Xiphophorus hellerii</i> (CYPRINODONTIFORMES: POECILIIDAE) en el centro de México.....	7
Resumen.....	7
Summary	8
Introducción.....	9
Materiales y Métodos	11
Sitio de estudio.....	11
Diseño de muestreo.....	12
Análisis de datos	13
Resultados	14
Discusión	17
Bibliografía	20
Lista de Cuadros del capítulo 1.....	25
Cuadro 1: Resultados del GENMOD.....	25
Cuadro 2: Descripción de los valores de las variables fisicoquímicas	26
.....	26
Leyendas de las figuras del capítulo 1	27
Figura 1: Ubicación geográfica del río Teuchitlán	27
Figura 2: Diagrama del análisis de componentes principales	27
Figura 3: Diferencias de medias de los mínimos cuadrados	27
Figura 4: Diferencias de medias de los mínimos cuadrados	27

Lista de Figuras del capítulo 1	28
CAPÍTULO 2	32
Determinación de las tasas vitales y de las propiedades secundarias de la especie exótica <i>Pseudoxiphophorus bimaculatus</i> Heckel, 1848 (Teleostei: Poeciliidae), en el centro occidente de México	32
Resumen	32
Summary	33
Introducción	34
Materiales y métodos	36
Sitio de estudio	36
Diseño de muestreo	37
Marcaje	38
Análisis de datos	38
Resultados	40
Discusión	42
Bibliografía	45
Lista de cuadros del capítulo 2	51
Cuadro 1: Descripción de las variables fisicoquímicas	51
Cuadro 2: Modelos obtenidos de la población de <i>P. bimaculatus</i>	52
Leyenda de Figuras del capítulo 2	53
Figura 1: Ubicación geográfica del río Teuchitlán	53
Figura 2: Diagrama del análisis de componentes principales	53
Figura 3: a) Probabilidades de supervivencia (ϕ), b) probabilidad de recaptura (p) y c) probabilidad de reclutamiento (f) de <i>P. bimaculatus</i>	53
Figura 4: Tamaño poblacional de <i>P. bimaculatus</i>	53
Figura 5: Tasas de crecimiento poblacional (λ)	53
Figura 6: Proporciones sexuales para cada ocasión de muestreo por sitio.....	53
Figura 7: Diferencia de medias del número de organismos de cada clase de talla por sitio	53
Lista de figuras del capítulo 2	54
DISCUSIÓN GENERAL	61
BIBLIOGRAFÍA GENERAL	63
RECOMENDACIONES	65

RESUMEN GENERAL

La introducción de organismos ha sido un problema para numerosos ecosistemas. Los peces de la Familia Poeciliidae, son organismos que comúnmente se introducen, los cuales, pueden llegar a alterar las poblaciones nativas. En el río Teuchitlán, habitan especies de peces no nativas (e.g. *Poecilia sphenops*, *Pseudoxiphophorus bimaculatus* y *Xiphophorus hellerii*). Los estudios de sus poblaciones son importantes, ya que ayudan a proponer un manejo adecuado de las mismas. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue, determinar la dinámica poblacional de tres especies de peces no nativos, del río Teuchitlán. Se clasificaron cinco sitios de muestreo, en los cuales se tomaron variables fisicoquímicas, los muestreos fueron mensuales por un día, de febrero de 2016 a febrero de 2018, y por tres días consecutivos de octubre de 2016 a octubre de 2017. Los organismos se capturaron con trampas nasa, posteriormente fueron medidos (mm), pesados (g) y sexados, los organismos de octubre de 2016 a octubre de 2017 se marcaron individualmente con elastómeros. Con las variables fisicoquímicas, se realizaron análisis de componentes principales. Por otra parte, se establecieron tres clases de talla para cada población, y se determinó la variación espacio-temporal de la abundancia general y de las clases de talla, las proporciones sexuales se estimaron con una prueba de χ^2 . Con los datos del modelo de marcaje-recaptura, se determinaron las tasas de reclutamiento (f), supervivencia (ϕ) y crecimiento poblacional (λ). La abundancia general y de las clases de talla no presentó variaciones significativas a lo largo del tiempo, por el contrario, espacialmente la abundancia presentó diferencias significativas, *P. sphenops* fue más abundante en el sitio cinco, mientras que *P. bimaculatus* y *X. hellerii* en el sitio tres. La clase de talla II fue la más abundante en espacio y tiempo, se obtuvo mayor proporción de hembras en las tres poblaciones. Las tasas de reclutamiento y supervivencia fluctuaron a lo largo del tiempo, contribuyendo a la variación temporal de la tasa de crecimiento poblacional, así mismo, en las ocasiones donde la probabilidad de recaptura fue baja, el tamaño de la población fue mayor. El río presenta heterogeneidad espacial y temporalmente, tanto física como química. Las especies no nativas son exitosas en el río Teuchitlán debido a que, presentan abundancias muy altas, se encuentran distribuidas a lo largo del río, y presenta poblaciones estables o en crecimiento a lo largo del tiempo.

Palabras clave: Río, Teuchitlán, No nativas, Poblaciones, Poeciliidae.

GENERAL SUMMARY

The introduction of organisms has been a problem for many ecosystems. The fish of the family Poeciliidae, are organisms that are commonly introduced, and can reach to alter the native populations. In the Teuchitlán river, there are three non-native species of fish: *Poecilia sphenops*, *Pseudoxiphophorus bimaculatus* and *Xiphophorus hellerii*. The studies of these populations are important since the information generated helps to propose an adequate management of them. Therefore, the objective of this study was to determine the population dynamics of three non-native fish populations of the Teuchitlán river. Five sampling sites were classified, in which physicochemical variables were taken, the samplings were monthly for one day, from february 2016 to february 2018, and for three consecutive days from october 2016 to october 2017. Organisms were captured with minnow traps, subsequently the organisms were measured (mm), were weighed (g) and the sex was recorded, the organisms from october 2016 to october 2017 were marked individually with elastomers. With the physicochemical variables, principal components analysis was carried out. On the other hand, three size classes were established for each population, the spatio-temporal variation of the general abundance and size classes abundance was determined, equally the sexual proportions were estimated with a test of χ^2 . With the data of the marking-recapture model, the recruitment (f), survival (ϕ) and population growth (λ) rates were determined. The general abundance and the size classes abundance did not show significant variations over time, on the contrary, spatially abundance presented significant differences, *P. sphenops* was more abundant in site five, while *P. bimaculatus* and *X. hellerii* in site three. The size class II was the most abundant both in space and time, a higher proportion of females was obtained in the three populations. Recruitment and survival rates fluctuated over time, contributing to the temporal variation of the population growth rate. On the occasions when the probability of recapture was low, the size of the population was greater. The river presents spatial and temporal heterogeneity, both physical and chemical. Non-native species are successful in the Teuchitlán River because they have high populations, are distributed along the river, and have stable or growing populations over time.

Keywords: River, Teuchitlán, Non-native, Populations, Poeciliidae

INTRODUCCIÓN GENERAL

En el centro de México existe una gran cantidad de ecosistemas acuáticos que poseen gran heterogeneidad de hábitats, favoreciendo a la fauna íctica (De la Vega-Salazar, 2003). Sin embargo, esta heterogeneidad, puede favorecer el establecimiento de especies no nativas, que son introducidas como organismos para control biológico, fuente de alimento, especies de ornato o pesca deportiva (Lasso-Alcalá y Posada, 2010). No todas las especies que se introducen a un sistema responden de la misma manera, algunas pueden ser consideradas como invasoras debido a su alta tasa reproductiva y su gran capacidad de competencia para adquirir recursos (Morris *et al.*, 2009).

El impacto que estas especies tienen en el sistema puede ser visto desde diferentes enfoques, el ecológico, económico y sanitario, ya que debido a la gran abundancia de estas pueden causar daños y modificar los procesos del ecosistema (Contreras-MacBeath *et al.*, 2014), ya sea por la introducción de nuevos patógenos, depredación, competencia directa o indirecta, además de interferir en los eventos reproductivos (Ramírez-Carillo y Macías-García, 2014).

En la cuenca del Ameca se han introducido especies no nativas desde 1976 (López-López y Paulo-Maya, 2011), con diferentes objetivos, uno de ellos es el acuarismo, donde las especies más comunes son los organismos de la familia Poeciliidae (e.g. *Poecilia* spp., *Pseudoxiphophorus bimaculatus* y *Xiphophorus* spp.). La familia Poeciliidae es considerada como uno de los grupos de peces más dominantes de los cuerpos de agua dulce (Bronikowski *et al.*, 2002). Los organismos de esta familia poseen alta adaptabilidad y tolerancia, lo cual los convierte en notables colonizadores (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007). Los machos se caracterizan por presentar una estructura de reproducción interna, llamada gonopodio, que es una modificación de los radios anales (3-5) (Miller *et al.*, 2005). Además, las hembras presentan superfetación, que es una estrategia distintiva de reproducción de esta familia (Elías-Fernández *et al.*, 2006).

Actualmente, especies no nativas de la familia Poeciliidae habitan el río Teuchitlán, tres de ellas son:

Poecilia sphenops, Valenciennes, 1846, su distribución natural abarca Norte y Centro América, en la Vertiente del Atlántico se encuentra en Veracruz, en la Vertiente del Pacífico, se encuentra desde Oaxaca hasta el Sur de Guatemala (Miller *et al.*, 2005). Está catalogada como especie no nativa en los cuerpos del centro de México (López-López *et al.*, 2001).

Pseudoxiphophorus bimaculatus, Heckel, 1848, es originaria de la Vertiente del Atlántico, su distribución natural abarca Norte y Centro América, está presente desde el sudeste de México hasta Nicaragua. Se puede encontrar desde el nivel del mar hasta aproximadamente 1430 msnm (Miller *et al.*, 2005). Está catalogada como especie no nativa e invasora en diferentes cuerpos de agua de la vertiente del Pacífico (Gaspar-Dillanes, 1987).

Xhiphophorus hellerii, (Heckel, 1848), es originaria de la Vertiente del Atlántico, su distribución natural abarca Norte y Centro América, está presente desde el sudeste de México hasta Guatemala. Habita en zonas altas hasta costeras, al igual que en sistemas lóticos y lénticos (Miller *et al.*, 2005). Está catalogada como especie invasora (Maddern *et al.*, 2011).

Se desconocen las causas de la introducción de estos organismos en el río Teuchitlán, sin embargo, pudo ser introducción intencional, ya que estas especies son utilizadas como organismos de ornato. Los organismos de la familia Poeciliidae pueden adaptarse a los cuerpos de agua donde son introducidas a causa de que presentan un alto grado de invasibilidad (Contreras-MacBeath *et al.* 2014).

La dinámica poblacional se encarga de estudiar el ciclo de vida de la población, la cual, se define como la entidad viviente de organismos de la misma especie, que ocupan el mismo espacio (Csirke 1989). Dentro de la población existen diferentes características, que se pueden medir mediante análisis estadísticos, se clasifican en tres: 1) Parámetros emergentes de la población (densidad y abundancia), con los cuales se puede estimar el tamaño de la población y hacer un recuento de los individuos presentes en un área determinada. 2) Parámetros primarios de la población (natalidad, mortalidad, inmigración y emigración). Estos contribuyen al conocimiento del recambio de organismos, al igual que los organismos producidos y muertos, en un periodo de tiempo respecto a los existentes

(Mandujano-Rodríguez 2011). Y 3) Parámetros secundarios de la población (estructura de edades, proporción sexual, estructura de tallas). La estructura de edades describe el número relativo de individuos, desde los más jóvenes hasta los más viejos, así mismo, la estructura de tallas nos ayuda a describir los números relativos de individuos grandes y pequeños en la población (Norstog y Nicholls, 1997).

El estudio de ecología de poblaciones de peces no nativos y la biología de estos es muy importante, puesto que se pueden describir y cuantificar los cambios continuos que ocurren en estas, además que no sólo implica determinar el tamaño y la estructura de las poblaciones, si no aún más fundamental la forma y la magnitud con que estas cambian y se renuevan (Csirke 1989). El conocimiento de la dinámica poblacional de especies no nativas es necesario para generar estrategias de manejo adecuadas.

Es importante evaluar las poblaciones de especies no nativas de la familia Poeciliidae presentes en el río Teuchitlán, ya que con el conocimiento generado se podrán proponer estrategias de manejo adecuadas para estas poblaciones.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la dinámica poblacional de tres especies no nativas: *Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846, *Pseudoxiphophorus bimaculatus* Heckel, 1848, y *Xiphophorus hellerii* (Heckel, 1848), en el río Teuchitlán

Objetivos particulares

Objetivo del capítulo 1

Determinar la variación espacio-temporal de los atributos secundarios de las poblaciones de *P. sphenops* y *X. hellerii*, en el río Teuchitlán.

Objetivo del capítulo 2

Determinar las tasas vitales (supervivencia (ϕ), recaptura (p), reclutamiento (f) y la tasa de crecimiento poblacional (λ)), así como las propiedades secundarias de la población de *P. bimaculatus*, en el río Teuchitlán

RESULTADOS

CAPÍTULO 1

Variación espacio - temporal de las poblaciones de dos especies de peces no nativas, *Poecilia sphenops* y *Xiphophorus hellerii* (CYPRINODONTIFORMES: POECILIIDAE) en el centro de México

Avila-Morales, O. G¹., M. Medina-Nava², Y. Herrerías-Diego^{3,5}, L. H. Escalera-Vázquez⁴, R. Hernández-Morales² y O. Domínguez-Domínguez^{2,5}.

¹Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.

²Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, UMSNH, 58030, Morelia, Michoacán, México.

³Laboratorio de Vida Silvestres, Facultad de Biología, UMSMH, 58030, Morelia, Michoacán, México.

⁴CONACyT – Instituto de Investigaciones Sobre los Recursos Naturales, UMSNH, 58330, Morelia, Michoacán, México.

⁵Laboratorio Nacional de Síntesis Ecológica, UNAM –UAGro-UMSNH, Antigua Carretera a Pátzcuaro, 8701, Ex hacienda de San José de la Huerta.

Autor de correspondencia: Medina-Nava, M. Laboratorio de Biología acuática. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. Correo electrónico: mnava0424@gmail.com

Resumen

El centro de México se caracteriza por altas tasas de endemismos de fauna íctica, sin embargo, la introducción de organismos exóticos ha causado la pérdida de poblaciones. Los peces de la Familia Poeciliidae se introducen para control de plagas u ornato, en el río Teuchitlán *Poecilia sphenops* y *Xiphophorus hellerii* son especies no nativas. Es importante estudiar estas poblaciones, ya que con esto se puede realizar información para un manejo adecuado de las mismas, por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue, determinar la variación espacio-temporal de las poblaciones de *P. sphenops* y *X. hellerii*. Se clasificaron cinco sitios de muestreo para cubrir la heterogeneidad presente en el río. Se muestreo mensualmente por dos años con trampas nasa, los organismos capturados fueron medidos

(mm), pesados (g) y sexados, también se tomaron variables fisicoquímicas para cada sitio. Se establecieron tres clases de talla tanto para machos como para hembras, así mismo, se estimó la abundancia general, y la abundancia de las clases de talla para cada sexo, las proporciones sexuales se estimaron con una prueba de χ^2 . Se obtuvieron 2630 organismos pertenecientes a *P. sphenops* y 1700 a *X. hellerii*. La abundancia de las dos poblaciones presentó diferencias significativas espacialmente, la clase II fue la más abundante para ambos sexos, por otra parte, las proporciones sexuales estuvieron sesgadas hacia las hembras. La abundancia de *P. sphenops* y *X. hellerii* no presentó fluctuaciones significativas a lo largo del tiempo, lo cual puede estar relacionado con la adaptabilidad y tolerancia a cambios ambientales que se ha reportado que presenta la familia Poeciliidae. Ambas poblaciones fueron más abundantes en sitios embalsados con alta productividad primaria. Por otra parte, las proporciones sexuales estuvieron sesgadas hacia las hembras, esto puede estar relacionado con la supervivencia diferencial entre sexos reportada para la familia. Con los datos obtenidos, se pueden proponer estrategias de manejo de las especies no nativas presentes en el río Teuchitlán.

Palabras clave: Especies o nativas, Poblaciones, Poeciliidae, Río Teuchitlán.

Summary

Central Mexico is characterized by high rates of endemic fauna, however, the introduction of exotic organisms has caused the loss of populations. The fish of the Poeciliidae family are introduced to control pests or for ornamentation, in the Teuchitlán river *Poecilia sphenops* and *Xiphophorus hellerii* are non-native species. It is important to study these populations, since with this information can be proposed for an appropriate management of them, therefore, the objective of the present study was to determine the spatio-temporal variation of the populations *P. sphenops* and *X. hellerii*. They were classified five sampling sites to cover the heterogeneity present in the river. The samplings were carried out monthly for two years with minnow traps, the captured organisms were measured (mm), were weighed (g) the sex was recorded, physicochemical variables were also taken for each site. Three size classes were established for both males and females, likewise, the general abundance was estimated, and the abundance of the size classes for each sex, the sex proportions were

estimated with a test of χ^2 . There were obtained 2630 organisms belonging to *P. sphenops* and 1700 to *X. hellerii*. The abundance of the two populations presented spatially significant differences, class II was the most abundant for both sexes, on the other hand, the sexual proportions were biased toward the females. Due to the tolerance and invasiveness of the family Poeciliidae, *P. sphenops* and *X. hellerii* do not show significant fluctuations over time. Both populations were more abundant in dammed sites with high primary productivity. On the other hand, the sexual proportions were mowed towards the females, this may be related to the differential survival between sexes reported for the family. With the obtained data, management strategies of the non-native species present in the Teuchitlán river can be proposed.

Key words: Non-native species, Populations, Poeciliidae, Teuchitlán river.

Introducción

El centro de México se caracteriza por poseer una alta diversidad de peces, así como una gran cantidad de endemismos, producto de su compleja historia geológica y biogeográfica (Webb y Miller, 1998). Actualmente los cuerpos de agua dulce presentan un alto grado de deterioro relacionados a la modificación física y química del hábitat y la introducción de especies no nativas, provocando la pérdida de especies y disminución de las poblaciones nativas (López-López *et al.*, 2001; Acuña *et al.*, 2005; De la Vega-Salazar, 2003). Por otro lado, las especies no nativas tienen un alto potencial de alterar los ciclos biogeoquímicos, la red trófica local, y desplazar a las especies nativas por procesos de competencia y depredación (Aguirre-Muñoz *et al.*, 2009; Escalera-Vázquez *et al* 2016).

En el centro de México se han establecido especies no-nativas, principalmente de la familia Poeciliidae, entre ellas se encuentran, *Poecilia sphenops* Valenciennes, 1846, originaria de la vertiente del Atlántico y del Pacífico. En su hábitat natural, habita en estanques, zanjas, ríos y arroyos (Miller *et al.*, 2005); *Xiphophorus hellerii*, (Heckel, 1848), es originaria del Norte y Centro de América y se considera invasora en algunos cuerpos de agua de la vertiente del Pacífico. En su hábitat nativo, habita en zonas altas hasta costeras, en sistemas lóticos y lénticos (Miller *et al.*, 2005). Por otro lado, se ha comprobado de manera

experimental el impacto negativo y desplazamiento de poblaciones nativas por parte de *X. hellerii* (Warburton y Madden, 2003) y *P. mexicana* (Escalera-Vázquez *et al.*, 2016).

La familia Poeciliidae es considerada como uno de los grupos de peces dominantes de los cuerpos de agua dulce de centro y sur América (Bronikowski *et al.*, 2002; Miller *et al.* 2005). Se distribuyen desde Estados Unidos hasta Argentina (Miller *et al.*, 2005). Las especies de esta familia se caracterizan por una alta adaptabilidad y tolerancia a cambios ambientales, lo cual los convierte en colonizadores exitosos (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007). Por otra parte, la estrategia de reproducción presente en esta familia es muy exitosa, ya que los machos realizan fecundación interna por medio de una estructura de reproducción (gonopodio) (Miller *et al.*, 2005), así mismo, son organismos ovovivíparos (Ramírez-García *et al.*, 2017), lo que implica que sus crías nazcan completamente desarrolladas teniendo mayor probabilidad de supervivencia, además tienen mayor número de crías que los organismos vivíparos con historias de vida similares (Goodeidae) (Domínguez-Domínguez y Pérez-Ponce de León, 2017).

Respecto a las características poblacionales de la familia Poeciliidae, se ha señalado que dependen de la variación estacional, así como las condiciones y recursos que se encuentran en el medio donde habitan (Zúñiga-Vega *et al.*, 2012; Chapman *et al.*, 1991). Así mismo, se ha determinado que las poblaciones están estructuradas por organismos juveniles y adultos reproductores, y las proporciones sexuales siempre están sesgadas hacia las hembras, en algunas ocasiones presentándose hasta seis hembras por un macho (Bronikowski *et al.*, 2002; García *et al.*, 2008; Gómez-Márquez *et al.*, 1999; Elías-Fernández *et al.*, 2006; Cabral y Marques, 1999).

El conocimiento sobre la dinámica de las poblaciones de especies no nativas es importante, ya que se pueden describir y cuantificar los cambios continuos que ocurren en estas, así mismo, nos ayudan a determinar la forma y magnitud en que la población cambia y se renueva (Csirke 1989). Del mismo modo, el conocimiento de la dinámica de la población es importante para proponer medidas de prevención y control (Sanguinetti *et al.*, 2016). Es incierto cual es el estado de las poblaciones de especies no nativas de la familia Poeciliidae presentes en el río Teuchitlán, por lo cual es importante evaluar la dinámica de sus

poblaciones, debido a que, con el conocimiento generado, será posible proponer estrategias de manejo adecuado de las poblaciones de especies no nativas.

Por lo anterior, el objetivo del presente artículo es determinar la variación espacio-temporal de los atributos secundarios las poblaciones de dos especies de peces no nativas, *P. sphenops* y *X. hellerii*, debido a que la información sobre la dinámica de sus poblaciones es escasa, así mismo, existen estudios que señalan que estos organismos suelen ser agresivos con organismos de especies nativas (Warburton y Madden, 2003). Del mismo modo, estas dos especies están ampliamente distribuidas en el río Teuchitlán desde 1977 (Web y Miller, 1998), el cual es considerado de importancia ecológica, ya que albergaba 11 especies de peces nativos y cuatro endémicos (López-López y Paulo-Maya, 2001; Domínguez-Domínguez *et al.*, 2008). Este conocimiento es determinante para la generación de estrategias potenciales que permitan llevar a cabo un manejo adecuado de las poblaciones de especies no nativas.

Materiales y Métodos

Sitio de estudio

El río Teuchitlán se encuentra ubicado en el centro occidente de México, a una altitud de 1300 msnm (Figura 1). La vegetación se caracteriza por bosque de galería (e.i. *Taxodium mucronatum*, *Salix bonplandiana*, *Baccharis salicifolia* y *Heimia salicifolia*), y especies de vegetación acuática (e.i. *Eichornia crassipes*, *Pistia stratiotes* y *Typha* sp.) (Morrilla-Meneses *et al.*, 2014). Presenta clima semiseco y semicálido, con temperatura media anual de 21°C, con máxima de 29°C y mínima de 13°C, la precipitación media anual es de 1,008.5 mm, con lluvias entre julio y principios de octubre (De la Mora-Orozco *et al.*, 2014; Muñoz-González, 2015).

El río Teuchitlán es considerado un sistema exorreico, con una longitud de 1.5 km desde la cabecera (manantiales) hasta la desembocadura en la presa de la Vega, y un promedio de 29.6 m de anchura (Mar-Silva, en prensa). Este río presenta modificaciones por el impacto humano, principalmente para promover actividades turísticas y con la finalidad de abastecer de agua a la población.

Diseño de muestreo

Se llevaron a cabo muestreos mensuales a lo largo de dos años: año 1 de febrero de 2016 a febrero de 2017 y año 2 de marzo de 2017 a febrero de 2018. Para obtener una heterogeneidad espacial a lo largo del río, se seleccionaron cinco sitios (Figura 1), con hábitats y modificaciones (impactos humanos) diferentes. En cada sitio de muestreo se determinaron las características fisicoquímicas del agua, sin embargo esta caracterización se llevó a cabo cada dos meses tomando una sola muestra, las cuales fueron evaluadas con base en las normas mexicanas de análisis de agua (Comisión Nacional del Agua CONAGUA), incluyendo: Profundidad (cm), Transparencia (cm), Temperatura del agua (°C), Conductividad us/cm, Salinidad 0/00, pH, Turbidez NTU, TDS (mg/l), Sólidos sedimentados ml/l, Clorofila a (ug/l), Clorofila b(ug/l), Clorofila c(ug/l), Cloruros (mg/l), Dureza total (mg/l), Dureza de calcio (mg/l), Dureza de magnesio (mg/l), Alcalinidad total (mg/l), Fosforo reactivo (mg/l), Fosforo orgánico (mg/l), Nitratos (mg/l), Nitritos (mg/l), Sulfatos (mg/l), Sólidos suspendidos (mg/l), Sólidos totales (mg/l), Coliformes Fecales (NMP/100ml) y Coliformes Totales (NPM/100ml).

El sitio uno (S1) es un manantial en el cual se realizan actividades turísticas, tiene fondo rocoso que funciona como albergues para peces pequeños, no presenta vegetación acuática; el sitio dos (S2), es usado como abrevadero para ganado, con fondo dominado por fango, con poca cobertura vegetal flotante y arraigada al sustrato (*Pistia stratiotes*), ofreciendo zonas de protección y refugio. El sitio tres (S3), presenta fondo fangoso, todo el sitio está cubierto por vegetación flotante y arraigada (*Pistia stratiotes* y *Typha* sp.), por lo que aporta una gran cantidad de refugios. El sitio cuatro (S4), se encuentra inmerso en la mancha urbana, es alimentado por otro manantial, presenta fondo mixto (rocoso y fango) en su mayoría fango, no alberga vegetación, no obstante, presenta troncos y cavidades que puede ser empleadas como refugio. El sitio cinco (S5), es la parte final del río, tiene descargas domésticas, presenta fondo fangoso y algunas partes rocosas, con vegetación flotante y arraigada (*Eichornnia crassipes* y *Elodea* sp.).

Para llevar a cabo las colectas se utilizaron trampas tipo nasa de aluminio (Gee® minnow traps), con abertura de malla de 2 mm, orificio de entrada de 22 mm de diámetro, 190 mm de diámetro central, 120 mm de diámetro externo y 419 mm de largo. En cada uno

de los sitios se colocaron cinco trampas por un lapso de una hora en horarios que fluctuaron entre las 7:00 y las 13:00 h. Posteriormente los organismos capturados se depositaron en recipientes de 20 litros con aireación. A todos los organismos se les tomó la longitud patrón (Lp) al milímetro más cercano utilizando un vernier digital (marca Trupper) y el peso (g) utilizando una balanza electrónica de laboratorio (marca Scout Pro-Ohaus, modelo SP402). También se determinó el sexo mediante observación directa de las estructuras reproductoras (e.g. gonopodio). Al término de la toma de datos los organismos fueron liberados *in situ*.

Análisis de datos

Los datos de las variables fisicoquímicas fueron depurados mediante la realización de correlaciones múltiples entre las mismas, se seleccionaron las variables que presentaron un valor de correlación menor a $r=0.4$ (Cuadro 2). Seguidamente se realizó un auto escalado de las variables (Grisa *et al.*, 2010) (a cada variable se le resta la media de esta y se divide por la desviación estándar), con la finalidad de tener todos los datos en la misma escala y evitar darles mayor peso a las variables con valores numéricos superiores. Posteriormente se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) en el programa R 3.4.2 (R Development Core Team, 2014), esto con la finalidad de caracterizar los sitios a lo largo del tiempo, para la realización del PCA los meses se agruparon en secas (marzo, abril, mayo, junio, noviembre y diciembre) y lluvias (julio, agosto, septiembre y octubre).

Espacialmente la abundancia total fue considerada como el número de organismos capturados en cada sitio, mientras que temporalmente se consideró el total de organismos capturados cada mes, de acuerdo a Gallina y López-González, (2011). Para determinar si existían diferencias significativas en la variación espacial y temporal en la abundancia, se empleó un modelo no lineal generalizado (GENMOD) utilizando el software SAS 9.1 (SAS Institute, Cary, NC, U.S.A.), donde los factores de variación fueron AÑO, MES, SITIO y la interacción MES*SITIO. La variable de respuesta tuvo una distribución de tipo poisson y una link-function log.

Las clases de talla fueron determinadas mediante la media (\bar{X}) y la desviación estándar (σ) de la distribución de frecuencias de la Lp. Todos los organismos que tuvieron una Lp inferior a la diferencia de \bar{X} y σ fueron considerados de la clase I. Los organismos que presentaron una Lp entre los valores de la diferencia y la suma de la \bar{X} y σ se clasificaron en

la clase II. Por el contrario, los organismos que tuvieron una L_p superior a la suma de la \bar{x} y σ fueron considerados de la clase III. Esto se realizó tanto para hembras como para machos. Con base en las tallas de primera madures reportadas para la especie (Ramírez-García *et al.*, 2017), se determinó que la clase I corresponde a juveniles, la II a reproductores y la III a senescentes.

Las hembras de *P. sphenops* se agrupan en las clases, I entre 10.4 y 28.6 mm, II entre 28.7 y 49.2 mm y III entre 49.3 y 72.8 mm de L_p . Los machos se agrupan en las clases, I entre 13.5 y 24.0 mm, II entre 24.1 y 36.0 mm y III entre 36.1 y 51.5 mm. Los organismos de *X. hellerii* en las clases, I entre 10.3 y 23.3 mm, II entre 23.4 y 46.0 mm y III entre 46.1 y 61.1 mm de L_p . Los machos se agrupan en las clases, I entre 11.9 y 26.7 mm, II entre 26.8 y 36.8 mm y III entre 36.9 y 55.5 mm.

Se llevó a cabo un GENMOD, para determinar si existían diferencias significativas en la variación espacial y temporal de la abundancia por clases de talla, donde los factores de variación fueron TALLA, MES, SITIO y la interacciones TALLA*MES y TALLA*SITIO. La variable de respuesta tuvo una distribución de tipo poisson y una link-function log. Cabe mencionar que, para el caso de *X. hellerii* no fue posible llevar a cabo las interacciones dado que los datos obtenidos no fueron suficientes.

Las proporciones sexuales por especie se determinaron mediante el número de hembras entre el número de machos. Se obtuvo el grado de significancia aplicando una prueba de χ^2 para cada sitio y cada mes (Tagliafico *et al.*, 2008). Siendo la proporción esperada 1:1 hembras y machos.

Resultados

En el análisis de componentes principales se obtuvo una acumulación de 52.3% de la varianza explicada, representada en los componentes uno (27.9%) y dos (24.4%). Las variables predominantes en el componente uno fueron: clorofila b, sólidos sedimentados, fósforo total, cloruros y oxígeno disuelto, mientras que la temperatura, DBO5, nitratos y coliformes fecales predominaron en el componente dos (Figura 2). En general, en temporada de secas, S2, S3, S4 y S5 están asociados al componente dos, sin embargo, S3 en época de lluvias también se asocia al componente dos y el S5 en temporada de secas se asocia el componente uno. El S2,

S4 y S5 se asociaron al componente 1 en época de lluvias. Por otra parte, el S1 está asociado al oxígeno disuelto tanto en temporada de secas como de lluvias (Figura 2).

En dos años de muestreo se obtuvo un total de 2630 organismos pertenecientes a *P. sphenops* y 1700 a *X. hellerii*. Especialmente *P. sphenops*, presentó diferencias significativas en la abundancia general ($\chi^2=74.13$, $df=4$, $p<0.0001$) siendo mayor en S5 ($n=1568$). Por otro lado, S1 ($n=328$), S3 ($n=361$) y S4 ($n=283$) no presentaron diferencias significativas en la abundancia, el S2 ($n=93$) fue donde obtuvo la menor abundancia (Figura 3). Temporalmente la abundancia general de *P. sphenops*, no presentó diferencias significativas ($\chi^2=18.1$, $df=11$, $p>0.05$). Se obtuvieron diferencias significativas de la interacción entre el sitio y el mes ($\chi^2=63.29$, $df=44$, $p<0.05$), sin embargo, solo el S5 presentó variación en el tiempo, siendo enero el más abundante seguido de marzo y diciembre, el mes que presentó menor abundancia fue julio (Figura 4).

La población de *X. hellerii* también presentó diferencias significativas espacialmente en la abundancia general ($\chi^2=34.34$, $df=4$, $p<0.0001$); con mayor abundancia en S3 ($n=688$), y menor en el S5 ($n=97$), no se presentaron diferencias significativas de la abundancia general en S1 ($n=248$), S2 ($n=266$), S4 ($n=402$) (Figura 3), siguiendo un patrón descendente del S3 al S1 y del S3 al S5. La abundancia a lo largo del tiempo no mostró diferencias significativas ($\chi^2=15.29$, $df=11$, $p>0.05$). En el caso particular de la abundancia de clases de talla se obtuvieron diferencias significativas entre estas siendo la clase II la más abundante, tanto para hembras como para machos. Desde el punto de vista de la distribución espacial de la abundancia de las clases de talla también se presentaron diferencias significativas por sitio, donde las tres clases fueron más abundantes en el S3 (Cuadro 1).

La población de *P. sphenops*, presentó diferencias significativas entre la abundancia de las clases de talla, siendo la talla II la más abundante tanto para hembras como para machos. En el caso particular de la variación de la abundancia de las tallas por sitio también se obtuvieron diferencias significativas entre sitios (Cuadro 1), en general las tres clases son más abundantes en el S5, así mismo, la interacción entre el sitio y la clase de talla fue significativa (Cuadro 1), la cual sólo se pudo realizar para las hembras, para este caso las tres clases de talla fueron más abundantes en el S5, sin embargo, la clase II fue la que presentó

mayor abundancia. El S2 fue el que presentó menor abundancia para las tres clases de talla (Figura 4).

Los patrones observados en la variación de la abundancia general para *P. sphenops* no presentaron diferencias significativas a lo largo de los dos años de muestreo ($\chi^2=1.70$, $df=1$, $p=0.19$), por otra parte, esta evaluación no se pudo llevar a cabo para la población de *X. hellerii*, debido a que los datos no son suficientes para realizar el análisis correspondiente. Así mismo, la abundancia de las clases de talla tampoco presentó variación en los dos años de muestreo para *P. sphenops* ($\chi^2=1.36$, $df=1$, $p=0.24$), ni para *X. hellerii* ($\chi^2=1.48$, $df=1$, $p=0.22$), por lo tanto, los análisis de la abundancia general y la abundancia de las clases de talla se realizaron independientemente del año.

Con respecto a las proporciones sexuales del año uno, del total de organismos examinados de *P. sphenops* 0.24% fueron indeterminados, 71.65% fueron hembras y 28.11% machos. El análisis espacio temporal de las proporciones sexuales mostró que, en el S1 y S2 son 1:1 ($\chi^2 p>0.05$) para todos los meses a excepción de febrero en el S1. Para el sitio S3 en agosto, octubre y febrero, y el S4 septiembre, octubre, noviembre y febrero, las proporciones fueron sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p<0.01$). Del mismo modo, en el S5, todos los meses presentaron proporciones sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p<0.01$), a excepción de mayo y junio.

Para el año dos, se obtuvieron 6.23% de organismos indeterminados, 77.31% correspondieron a hembras y 16.46% a machos. El análisis espacio temporal de las proporciones sexuales mostró que, en el S1 en octubre y en el S2 en mayo y enero, las proporciones fueron sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p<0.05$). En el S3 la proporción de hembras fue mayor a lo largo del tiempo ($\chi^2 p<0.05$), a excepción de mayo, abril, octubre y febrero, donde las proporciones fueron 1:1 ($\chi^2 p>0.05$). en el S4 sólo octubre, diciembre y enero presentaron proporciones sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p<0.05$). En el S5 a excepción de junio, julio, septiembre y octubre, se presentaron proporciones sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p<0.01$).

Por otra parte, para la población de *X. hellerii* en el año uno, se obtuvieron 0.17% de organismos indeterminados, 79.50% correspondieron a hembras y 20.33% a machos. El

análisis espacio temporal de las proporciones sexuales mostró que, en el S1 y S2 presentan una hembra por cada macho 1:1 ($\chi^2 p > 0.05$) para todos los meses a excepción de febrero en el S1. Para el sitio S3 en agosto, octubre y febrero, y el S4 septiembre, octubre, noviembre y febrero, las proporciones fueron sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p < 0.01$). Del mismo modo, en el S5, todos los meses presentaron proporciones sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p < 0.01$), a excepción de mayo y junio.

Para el año dos, se obtuvieron 2.01% de organismos indeterminados, 76.92% correspondieron a hembras y 21.06% a machos. El análisis espacio temporal de las proporciones sexuales mostró que, en el S1 en octubre y en el S2 en mayo y enero, las proporciones fueron sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p < 0.05$). En el S3 la proporción de hembras fue mayor a lo largo del tiempo ($\chi^2 p < 0.05$), a excepción de mayo, abril, octubre y febrero, donde las proporciones fueron 1:1 ($\chi^2 p > 0.05$). en el S4 sólo octubre, diciembre y enero presentaron proporciones sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p < 0.05$). En el S5 a excepción de junio, julio, septiembre y octubre, se presentaron proporciones sesgadas hacia las hembras ($\chi^2 p < 0.01$).

Discusión

Los estudios de la dinámica poblacional de las especies no nativas de la familia Poeciliidae son muy escasos, por lo tanto, los resultados del presente estudio han generado información que puede ser de gran importancia para estudios posteriores.

Se ha reportado que las poblaciones nativas de Poeciliidae se ven afectadas por la variación estacional del área donde habitan (Chapman *et al.*, 1991). En el presente estudio se determinó que las especies no nativas *P. sphenops* y *X. hellerii* no presentaron variaciones significativas en la abundancia, posiblemente porque el S1 y S2 son estables a lo largo del tiempo, puesto que en estos sitios la residencia del agua es muy corta (Mar-Silva *et al.*, en prensa). Sin embargo, el S3, S4 y S5 si presentan variación en las variables fisicoquímicas a lo largo del tiempo, a pesar de esto las poblaciones de *P. sphenops* y *X. hellerii* no se ven afectadas en el área de estudio, relacionado a que las especies no nativas de la familia Poeciliidae son plásticas, tolerantes y se adaptan fácilmente a nuevos hábitats (Elías-Fernández *et al.*, 2006; Hernández y Bückle, 2002; Maddern *et al.*, 2011).

La distribución natural de *P. sphenops* y *X. hellerii* es principalmente en zonas tropicales y en ambientes altamente variables, en donde el comportamiento/fluctuaciones en abundancia está altamente relacionados con un marcado hidroperiodo (secas-lluvias), restringiendo temporalmente a diferentes individuos a pequeñas pozas en época de secas, pero aumentando su abundancia en época de lluvias. (Escalera-Vázquez *et al.*, 2017). El río Teuchitlán no presenta variaciones hidrológicas como se presentan en el hábitat natural de *P. sphenops* y *X. hellerii*, debido a las modificaciones del río el agua se encuentra embalsada permitiendo que esté disponible a lo largo del tiempo al igual que los recursos. Siendo este otro factor por el cual en la presente investigación no se encontró variación significativa en la abundancia general a través del tiempo.

Los resultados obtenidos en el presente estudio determinaron que el S5 es donde *P. sphenops* presenta mayor abundancia general, lo cual puede estar relacionado con sus hábitos alimentarios, el S5 está relacionado con la presencia de clorofila b, lo cual sugiere que este sitio presenta alta productividad primaria y se genera una gran disponibilidad de recursos para *P. sphenops*, debido a que está reportado que los organismos de esta especie son herbívoros (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007; Martínez, 1989).

La población de *P. sphenops* presentó diferencias significativas en la abundancia general a lo largo del tiempo solo en el S5, esto es debido a que la abundancia disminuye en los meses de marzo a julio, en estos meses los pobladores tienen la necesidad de retener el agua, ya que es la temporada de secas más calurosa del año. A consecuencia de esto el S5 presenta niveles de agua muy bajos dejando a la población de *P. sphenops* restringida en pequeños estanques. Así mismo, las descargas domésticas en esta época generan saturación de materia orgánica en el S5, por lo tanto, se requiere de una demanda alta de oxígeno para llevar a cabo la oxidación y sedimentación de la materia orgánica (Rivera-Gutiérrez, 2011), lo cual puede influir negativamente para la especie.

Por otra parte, la población de *X. hellerii* fue más abundante en el S3, a causa de que, este sitio presenta relación con la clorofila b, lo cual sugiere la presencia de fitoplancton, los organismos de este grupo son considerados el primer eslabón en la red trófica (Ortega-Murillo *et al.*, 2012), por lo tanto, este sitio presenta disponibilidad de recursos a lo largo del tiempo para *X. hellerii*, ya que está reportado que esta especie se alimenta principalmente de

artículos vegetales (Maddern *et al.*, 2011). Adicionalmente, se sabe que las poblaciones no nativas de *X. hellerii* habitan en sitios que tienen gran cantidad de refugios (Contreras-MacBeath *et al.*, 2014), lo cual es característico del S3.

Con respecto a las clases de talla, en el presente estudio se determinó que la clase de talla I fue la menos abundante en la población no nativa de *P. sphenops* y *X. hellerii*, esto puede relacionarse con el crecimiento que presentan los organismos de la familia, puesto que, los juveniles tienen tasas de crecimiento altas (0.2 mm a 03 mm por día), debido a que pueden alimentarse inmediatamente después de haber nacido (Gómez-Márquez *et al.*, 1999). Cabe mencionar que el arte de pesca puede influir en la captura de los organismos de la clase I, ya que es posible que puedan escapar de las trampas por el tamaño de la abertura de malla. La clase de talla más abundante de la población no nativa de *P. sphenops* y *X. hellerii* fue la II, esto explica porque son exitosas en el área de estudio, ya que los organismos reproductores son los encargados de promover el crecimiento de la población (Krebs, 1978). Los organismos senescentes en las poblaciones obtuvieron abundancias menores, debido a que, al momento de llegar a la madurez sexual dejan de crecer o crecen a tasas muy bajas (Vargas y Sostoa, 1996).

Las proporciones sexuales en la población no nativa de *P. sphenops* y *X. hellerii*, se vieron sesgadas hacia las hembras lo que concuerda con investigaciones realizadas con otras especies de la misma familia (Bronikowski *et al.*, 2002; Gómez-Márquez *et al.* 1999; Ramírez-García *et al.*, 2017). La variación temporal de las proporciones sexuales se puede atribuir a la sobrevivencia diferencial entre sexos, debido a que los machos son de menor tamaño al momento de nacer, por lo tanto, son más susceptibles a factores patógenos y depredación, así mismo las actividades de cortejo los dejan susceptibles a depredadores (Bronikowski *et al.*, 2002; Navarro del Toro, 2007). En el caso de *X. hellerii*, la sobrevivencia diferencial entre sexos también puede estar relacionada a la coloración de los machos, ya que estos presentan colores muy brillantes, así mismo tienen una elongación en los radios inferiores de la aleta caudal (Arevalo-Rivera *et al.*, 2010), por lo tanto, son más susceptibles a depredación.

Por el contrario, Gómez-Márquez y colaboradores (1999), reportan que las hembras sobreviven más, debido a que son de mayor tamaño y de color menos conspicuo que los

machos. Así mismo, está reportado que en algunas especies de Poeciliidae, el ciclo de vida de los machos es más corto, debido a que viven muy poco después de desarrollar el gonopodio (Vargas y de Sostoa, 1996), lo cual puede estar sucediendo en las poblaciones de *P. sphenops* y *X. hellerii* en el río Teuchitlán, debido a que en el presente estudio obtuvimos proporciones sexuales de hasta 6 hembras por macho.

Con los resultados obtenidos, se pueden proponer estrategias de manejo de las especies no nativas mediante el método de control físico, este método es considerado el más adecuado para controlar la abundancia poblacional (Witterberg y Cock, 2001; Capdevila-Argüelles *et al.*, 2006). Para realizar un manejo adecuado de *P. sphenops* y *X. hellerii* en el río Teuchitlán, es recomendable realizar extracciones de *P. sphenops* en el S5 en los meses de marzo a julio, ya que en este espacio y periodo de tiempo la población presentó disminución en la abundancia, con lo cual se realizaría un menor esfuerzo y se podría generar un mayor impacto a la población. Para el caso de *X. hellerii*, extracciones masivas pueden ser eficientes en el S3, ya que es el sitio donde presentó mayor abundancia. Por otra parte, en los sitios donde estas especies presentaron menor abundancia los cuales fueron el uno y el dos, una buena estrategia es implementar alguna medida que evite que estas especies puedan entrar a estos sitios. De manera adicional, la clase de talla más abundante es la de los reproductores por ello las extracciones pueden ser eficientes, a causa de que, esta clase de talla es fundamental en las poblaciones, ya que promueve el crecimiento de la población (Krebs, 1978).

Bibliografía

- Acuña, P., I. Vila, R. Pardo y S. Comte. 2005. Caracterización espacio-temporal del nicho trófico de la fauna íctica andina del río Mule, Chile. *Gayana*. 69: 175-179.
- Aguirre-Muñoz, A., R. Mendoza-Alfaro, H. Arredondo, L. Arriaga y E. Campos. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía; en: *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México, pp. 277-318.
- Bronikowski, A.M., M.E. Clark, F.H. Rood y D.N. Reznick. 2002. Population-dynamic consequences of predator-induced life history variation in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecology*. 83(8), 2194-2204.
- Cabral, J.A. y J.C. Marques. 1999. Life

- history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the lower Mondego River Valley, western Portugal. *Acta Oecologica*. 20: 607-620.
- Capdevila-Argüelles, L., A. Iglesias-García, J. F. Orueta y B. Zilleti. 2006. Especies Exóticas Invasoras. Diagnóstico y bases para la prevención y el manejo. Madrid, España, en Organismo Autónomo Parques Nacionales Ministerios de Medio Ambiente. ISBN-10: 84-8014-667-2
- Chapman, J.L., D. L. Kramer y C. A. Chapman. 1991. Population dynamics of the fish *Poecilia gillii* (Poeciliidae) in pools of an Intermittent Tropical Stream. *Journal of Animal Ecology*. 60: 441-453
- Contreras-MacBeath, T., M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos y H. Mejía-Mojica. 2014. Peces invasores en el centro de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), Especies acuáticas invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 413-424.
- Csirke B. J. 1989. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Documentos Técnicos de Pesca. N° 192, pp. 87.
- De la Mora-Orozco, C. Flores-López, J. A. Ruíz-Corral, A. A. Chávez-Durán y A. Figueroa-Montaño. 2014. Impacto del cambio climático en las tendencias de la evaporación en la presa de La Vega, Teuchitlán, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. Esp. 1993-2005.
- De la Vega-Salazar. 2003. Situación de los peces dulceacuícolas en México. *Ciencias* 72. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Pp. 11.
- Domínguez-Domínguez O., R. Pérez-Rodríguez e I. Doadrio. 2008. Morphological and genetic comparative analyses of populations of *Zoogoneticus quitzeoensis* (Bean, 1898) (Cyprinodontiformes:Goodeidae) from central Mexico, with description of a new species, *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 79: 373-383.
- Domínguez-Domínguez O., y G. Pérez-Ponce de León. 2007. Los goodeidos, peces endémicos del centro de México. *CONABIO. Biodiversitas* 75:12-15.

- Elías-Fernández, N.A., N.A. Navarro-Salgado, J.L. Fernández-Guzmán y G. Contreras-Rivero. 2006. Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* en el lago urbano del parque Tezozomoc de la Ciudad de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Ambientales*. 12: 155-159.
- Escalera-Vázquez, L.H., N. Calderón-Cortés y L. Zambrano. 2017. Fish population responses to hydrological variation in a seasonal wetland in southeast México. *Neotropical Ichthyology*. 15: e160129.
- Escalera-Vázquez, L.H., O. Domínguez-Domínguez, D. Hinojosa-Garro y L. Zambrano. 2016. Changes in diet, growth and survivorship of the native *Teuila Splitfin Zoogoneticus tequila* in co-occurrence with the non-native Shortfin Molly *Poecilia mexicana*. *Fundam. Appl. Limnol.* 188, 341-351.
- Gallina, S. y C. López-González. 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Vol. I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C. Querétaro, México. 377pp.
- 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.* 933-938.
- Gómez-Márquez, J. L., J. L. Guzmán-Santiago y A. Olvera-Soto. 1999. Reproducción y crecimiento de *Heterandria bimaculata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en la Laguna “El Rodeo”, Morelos, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 47: 581-592.
- Grisa A. M. C., Z. Mara y A. Muñoz. 2010. Análisis Multivariado de Parámetros Físicoquímicos del Relleno Sanitario de São Giacomo de Caxias do Sul, RS en la de Degradación de Polipropileno. 20: 159-164.
- Hernández, R. M., L. F. Bückle R. 2002. Temperature tolerance polygon of *Poecilia sphenops* Valenciennes (Pisces: Poeciliidae). *Journal of Thermal Biology*. 27: 0306-4565.
- Krebs, C. J. 1978. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*, 2d. ed. Harper y Row, New York.

- López-López, E., J. Paulo-Maya, A. Laura-Carvajal, E. Ortiz-Ordóñez, E. Uría-Galicia y E. Mendoza-Reynosa. 2001. Populations of the Butterfly Goodeid (*Ameca splendens*) in the Upper Rio Ameca Basin, Mexico, *Journal of Freshwater Ecology*. 19: 575-580.
- López-López E. y J. Paulo-Maya. 2001. Changes in the Fish Assemblages in the Upper Río Ameca, México. *Journal of Freshwater Ecology*. 16: 179-187.
- Maddern, M. G., H. S. Gill y D. L. Morgan. 2011. Biology and invasive potential of the introduced swordtail *Xiphophorus hellerii* Heckel (Poeciliidae) in Western Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 21: 282-291.
- Martínez, T.M. 1989. Contribución al conocimiento de la biología de *Poecilia sphenops* Valenciennes (Pisces: Poeciliidae) en la presa Zicuirán, Michoacán. *Bol. Univ. Michoacana de San Nicolás de Hidalgo* 2: 49-63.
- Mar-Silva V., Y. Herreras-Diego, M. Medina-Nava, J. P. Ramírez-Herrejón, L. Mendoza-Cuenca, R. Hernández-Morales y O. Domínguez-Domínguez. Spatial and seasonal structure of fish assemblages in a Mexican river affected by anthropogenic activity. En prensa.
- Miller, R.R., W.L. Minckley y S. M. Norris. 2005. *Freshwater fishes on Mexico*. The University of Chicago Press. 559 pp.
- Muñoz-González, Z. A. 2015. Inventario de la avifauna del sitio arqueológico Guachimontones y sus alrededores Teuchitlán, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. pp. 332.
- Ramírez-García, A., J. P. Ramírez-Herrejón., M. Medina-Nava., R. Hernández-Morales y O. Domínguez-Domínguez. 2017. Reproductive biology of the invasive species *Pseudoxiphophorus bimaculatus* and *Poecilia sphenops* in the Teuchitlán River, México. *J. Appl. Ichthyol.* 00: 1-10.
- R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing [Computer software manual - Internet]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2014. Available from: <https://www.rproject.org/>

- Rivera-Gutierrez J. V. Evaluación de la materia orgánica en el río Frío soportada en el QUAL2k versión 2.07. 2011. *Dyna*. 169, 131-139.
- Sanguinetti, J y H. Pastore. 2016. Abundancia poblacional y manejo del jabalí (*Sus scrofa*): una revisión global para abordar su gestión en la Argentina. *Mastozoología Neotropical*. 23: 305-323.
- Trujillo-Jiménez, P. y H. Toledo-Beto. 2007. Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia sphenops* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Rev. Biol. Trop.* 55: 603-615.
- Vargas, M.J. y A. de Sostoa. 1996. Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 341: 215-224.
- Warburton, K. y C. Madden. 2003. Behavioural Responses of two native Australian fish species (*Melanotaenia duboulavi* and *Pseudomugil signifer*) to introduced Poeciliids (*Gambusia holbrooki* and *Xiphophorus hellerii*) in controlled conditions, *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, 124: 115-124.
- Webb, S.A. y R.R. Miller. 1998. *Zoogoneticus tequila*, a new goodeid fish (Cyprinodontiformes) from the ameca drainage of Mexico, and a rediagnosis of the genus. *Museum of Zoology, The University of Michigan, Ann Arbor*. 48109-1079
- Winemiller, K. O. 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 872-885.
- Witterberng, R. y M. J. W. Cock. 2001. *Especies exóticas invasoras: Una guía sobre las mejores prácticas de prevención y gestión*. CAB Internacional, Wallingford, Oxon, Reino Unido, XVII – 228 pp.
- Zúñiga-Vega, J. J., A.L. Hernández-Rosas, A. Molina-Moctezuma, H.A. Pérez-Mendoza, F. R. Rodríguez-Reyes, Y.M. Bravo-Espinosa y H. Espinosa-Pérez. 2012. Population abundance and sex ratio of the viviparous freshwater fish *Poeciliopsis baenschi* (Poeciliidae) throughout its range in Western Mexico. *Western North American Naturalist*. 72: 357-368.

Lista de Cuadros del capítulo 1

Cuadro 1: Resultados del GENMOD de la variación espacio-temporal en la abundancia de las clases de talla, para cada sexo de las poblaciones de *P. sphenops* y *X. hellerii*.

Sexo	<i>Poecilia sphenops</i>				<i>Xiphophorus hellerii</i>			
	Fuente	df	χ^2	Pr- χ^2	Fuente	df	χ^2	Pr- χ^2
Hembras	Mes	11	8.94	0.63	Sitio	4	56.16	<.0001
	Sitio	4	30.63	<.0001	Talla	2	191.77	<.0001
	Talla	2	84.19	<.0001				
	Mes*talla	22	20.88	0.53				
	Sitio*talla	8	29.37	0.0003				
	Fuente	df	χ^2	Pr-χ^2	Fuente	df	χ^2	Pr-χ^2
Machos	Mes	11	19.58	0.05	Mes	11	17.28	0.09
	Sitio	4	114.46	<.0001	Sitio	4	68.88	<.0001
	Talla	2	154.57	<.0001	Talla	2	125.46	<.0001

Cuadro 2: Descripción de los valores de las variables fisicoquímicas de los sitios de recolecta en el río Teuchitlán. Las variables que se presentan en este cuadro fueron las seleccionadas después de llevar a cabo la depuración de las variables.

Sitio	Estadístico	Temperatura del agua °C	Solidos sedimentados ml/l	Oxígeno disuelto mg/l	Clorofila a ug/l	Cloruros mg/l	DBO5 mg/l	Fosforo total mg/l	Nitratos mg/l	Coliformes fecales NMP/100l
S1	Media	26.97	0.04	6.05	0.36	17.58	1.86	0.19	1.13	2527.60
	Desviación estandar	0.69	0.02	0.27	0.28	3.38	1.09	0.08	0.23	1527.55
	Máximo	28.00	0.06	6.29	0.71	21.24	3.55	0.32	1.52	4107.92
	Mínimo	26.00	0.00	5.59	0.05	12.83	0.55	0.10	0.83	4107.92
S2	Media	26.94	0.22	5.24	3.90	21.28	3.38	0.21	1.07	1549.21
	Desviación estandar	1.01	0.23	1.27	4.57	8.11	1.85	0.08	0.19	1536.45
	Máximo	28.50	0.58	6.15	12.26	36.57	6.53	0.32	1.38	4107.92
	Mínimo	25.50	0.03	2.70	0.38	13.12	1.62	0.10	0.86	4107.92
S3	Media	25.73	0.97	4.18	2.48	18.24	3.34	0.28	1.20	2026.65
	Desviación estandar	1.80	1.14	1.10	0.99	4.17	1.95	0.13	0.46	1297.96
	Máximo	28.50	2.75	5.54	3.80	23.33	6.74	0.50	1.96	4107.92
	Mínimo	23.60	0.07	2.53	1.38	12.42	1.42	0.17	0.76	4107.92
S4	Media	25.67	0.60	4.21	1.09	20.63	3.13	0.23	2.09	1946.40
	Desviación estandar	2.16	1.32	1.03	0.61	3.02	1.98	0.13	0.80	1493.56
	Máximo	28.50	3.30	5.47	2.05	25.41	6.44	0.40	3.15	4107.92
	Mínimo	23.00	0.04	2.48	0.48	15.93	0.58	0.11	1.26	4107.92
S5	Media	26.15	3.78	3.93	6.18	25.86	3.58	0.54	1.72	2273.93
	Desviación estandar	2.51	8.54	0.98	6.09	7.63	1.26	0.58	0.52	1228.32
	Máximo	28.50	21.20	5.17	16.67	38.11	6.06	1.54	2.36	4107.92
	Mínimo	21.67	0.05	2.54	1.62	17.50	2.43	0.17	1.00	4107.92

Leyendas de las figuras del capítulo 1

Figura 1: Ubicación geográfica del río Teuchitlán, Jalisco. Donde se encuentran las poblaciones de *P. sphenops* y *X. hellerii*. Las figuras muestran los sitios de recolecta.

Figura 2: Diagrama del análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas tomadas por sitio y por mes en el área de estudio. Los componentes principales uno y dos representan la mayor varianza explicada.

Figura 3: Diferencias de medias de los mínimos cuadrados, para el análisis espacial de la abundancia de las poblaciones de, a) *P. sphenops*, b) *X. hellerii*. Las barras con letras iguales muestran los sitios que presentaron abundancias similares. Las líneas sobre las barras representan el error estándar.

Figura 4: Diferencias de medias de los mínimos cuadrados, obtenidas del GENMOD de la interacción sitio*mes de la población de *P. sphenops*, el gráfico solo representa el sitio cinco. Las barras con letras iguales muestran los meses que presentaron abundancias similares. Las líneas sobre las barras representan el error estándar.

Lista de Figuras del capítulo 1

Figura 1

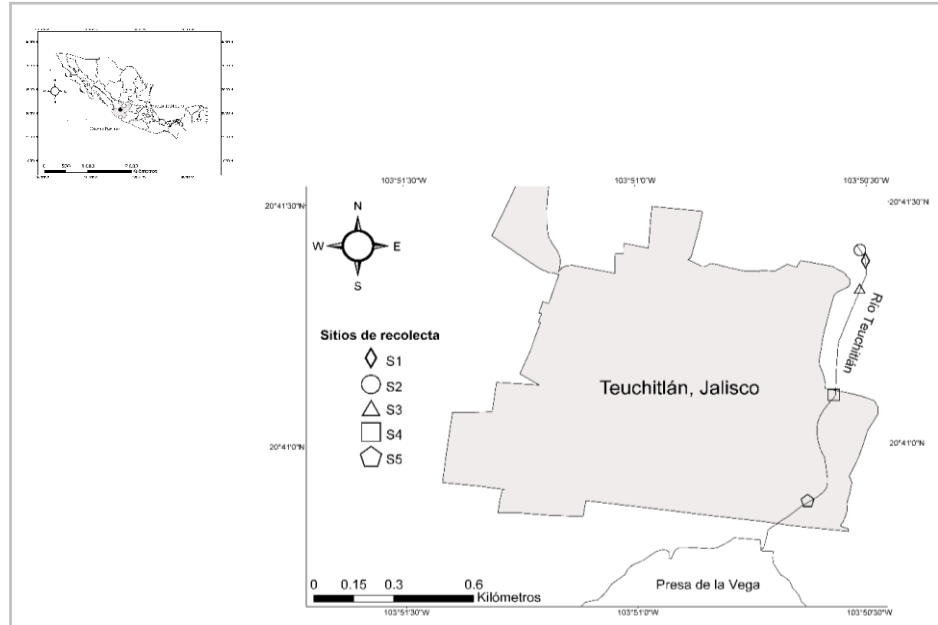


Figura 2

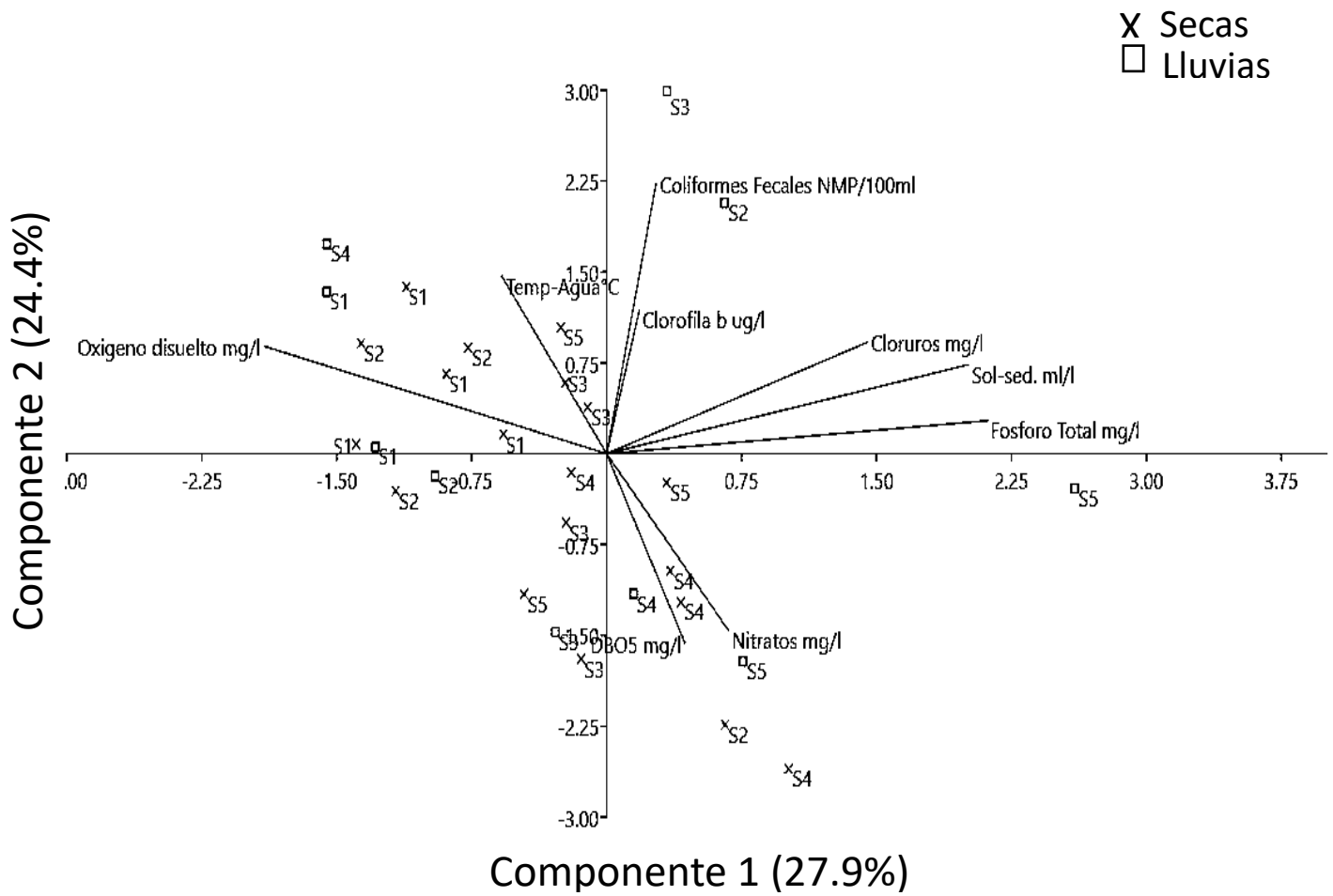


Figura 3

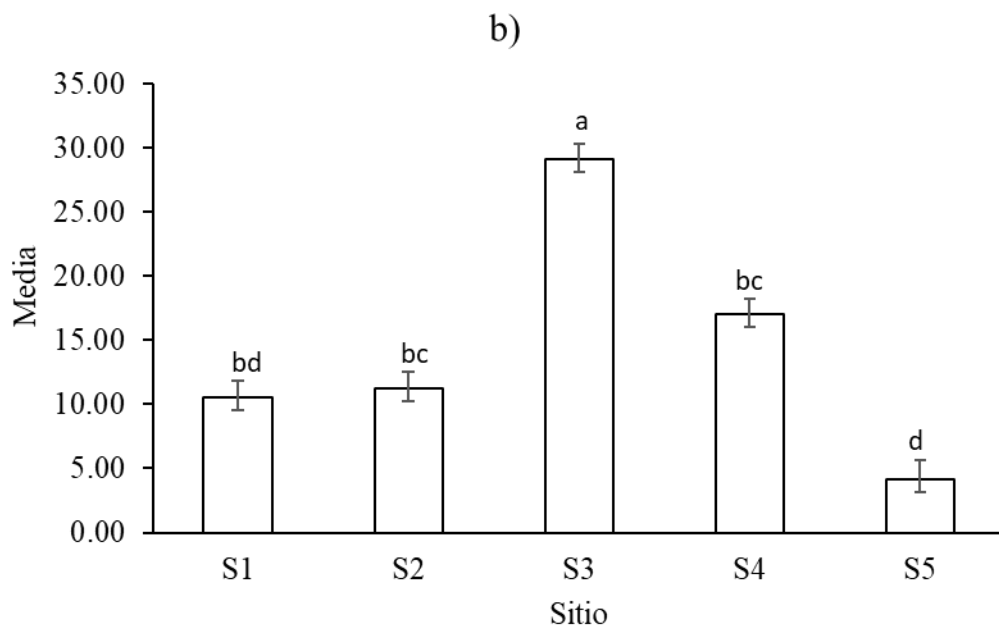
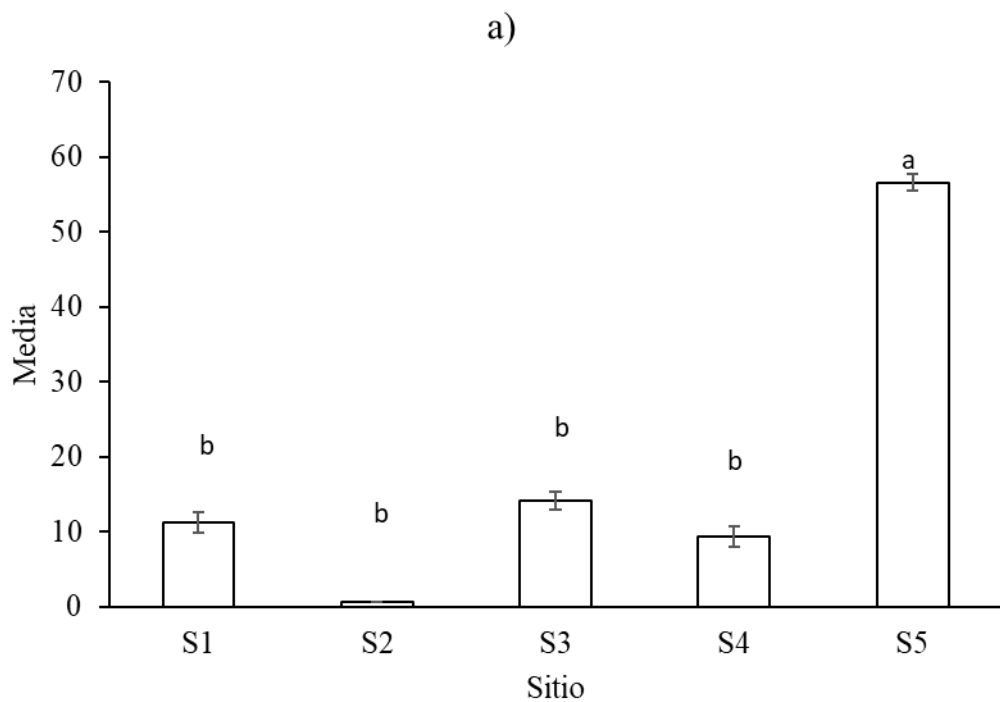
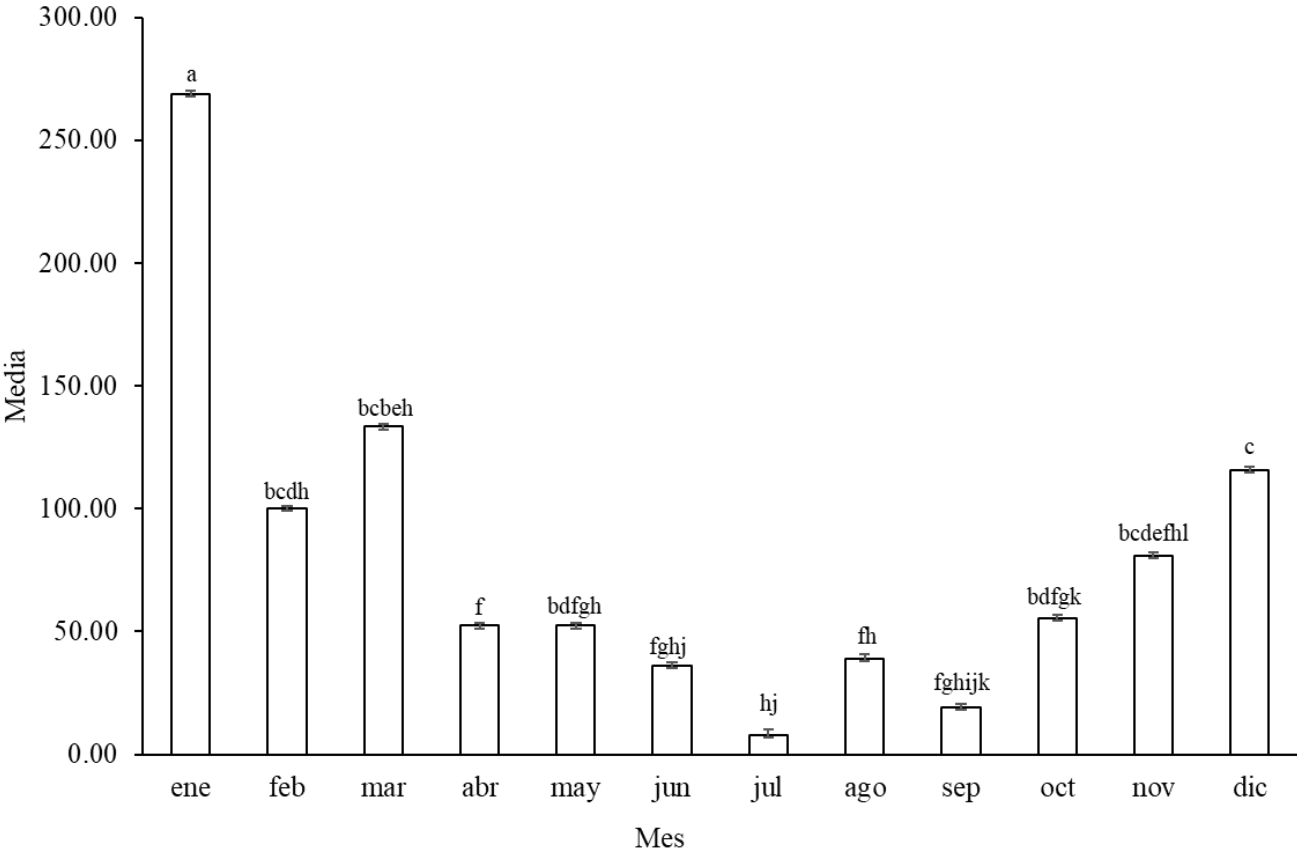


Figura 4



CAPÍTULO 2

Determinación de las tasas vitales y de las propiedades secundarias de la especie exótica *Pseudoxiphophorus bimaculatus* Heckel, 1848 (Teleostei: Poeciliidae), en el centro occidente de México

Avila-Morales, O. G¹., Y. Herrerías-Diego^{3,5}, M. Medina-Nava², L. H. Escalera-Vázquez⁴, y O. Domínguez-Domínguez^{2,5}.

¹Programa Institucional de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.

²Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, UMSNH, 58030, Morelia, Michoacán, México.

³Laboratorio de Vida Silvestres, Facultad de Biología, UMSMH, 58030, Morelia, Michoacán, México.

⁴CONACyT – Instituto de Investigaciones Sobre los Recursos Naturales, UMSNH, 58330, Morelia, Michoacán, México.

⁵Laboratorio Nacional de Síntesis Ecológica, UNAM –UAGro-UMSNH, Antigua Carretera a Pátzcuaro, 8701, Ex hacienda de San José de la Huerta.

Autor de correspondencia: Dra. Yvonne Herrerías Diego yonediego@gmail.com. Laboratorio de vida silvestre. Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán, México. Correo electrónico: mnava0424@gmail.com

Resumen

La introducción de organismos no nativos ha sido un problema en diversos ecosistemas, ya que pueden causar alteraciones en estos. En el río Teuchitlán se han introducido especies de la familia Poeciliidae que pueden generar competencia con los organismos nativos. Un ejemplo es *Pseudoxiphophorus bimaculatus*, el cual está catalogado como especie invasora. Los estudios demográficos, son de gran importancia para proponer estrategias de control, sin embargo, estos estudios son escasos en especies no nativas. Por lo cual, el presente estudio tiene como objetivo determinar las tasas vitales y las propiedades secundarias de la población de *P. bimaculatus* en el río Teuchitlán. Se realizaron muestreos mensuales por tres días consecutivos de octubre de 2016 a octubre de 2017, en cinco sitios distribuidos a lo largo del río, en los cuales se tomaron variables fisicoquímicas y se utilizaron trampas nasa para capturar a los organismos. Posteriormente los organismos fueron medidos (mm), pesados (g), sexados y marcados con implantes de elastómero. Se estimaron las tasas de supervivencia (ϕ), reclutamiento (f) y la tasa

de crecimiento poblacional (λ), mediante la implementación de modelos Pradel, por otra parte, se establecieron tres clases de talla tanto para hembras como para machos y se estimaron las proporciones sexuales aplicando una prueba de χ^2 . Se determinó si existían diferencias significativas en el número de organismos de las clases de talla. Se marcaron un total de 8233 organismos de los cuales se obtuvo solo un 14% de recapturas. Las probabilidades de reclutamiento y supervivencia presentaron variaciones en el tiempo, cuando estas fueron bajas, la tasa de crecimiento poblacional presentó un decremento. La clase de talla que presentó mayor número de organismos en todos los sitios fue la clase II, a pesar de que, el mayor número de organismos se obtuvo en los sitios con mayor productividad primaria, por otro lado, las proporciones sexuales estuvieron sesgadas hacia las hembras. La población de *P. bimaculatus* presentó variación en la abundancia a lo largo del año. Estas fluctuaciones pueden ser causa de la heterogeneidad en las variables fisicoquímicas que presentaron los sitios, sin embargo, *P. bimaculatus*, puede recuperarse debido a su capacidad de resistir condiciones que quizás para otras especies son desfavorables. La Población de *P. bimaculatus* es muy exitosa en el río Teuchitlán, ya que puede tolerar las condiciones y aprovechar los recursos que se presentan en el río.

Palabras clave: *P. bimaculatus*, río Teuchitlán, Población.

Summary

The introduction of non-native organisms has been a problem in diverse ecosystems, since they can cause alterations in these. In the Teuchitlán River species of the Poeciliidae family have been introduced that can generate competition with native organisms. An example is *Pseudoxiphophorus bimaculatus*, which is listed as an invasive species. Demographic studies are of great importance to propose control strategies; however, these studies are scarce in non-native species. Therefore, the present study aims to determine the vital rates and secondary properties of the population of *P. bimaculatus* in the Teuchitlán River. The samplings were carried out for three consecutive days from October 2016 to October 2017, in five sites distributed along the river, in which physicochemical variables were taken and minnow traps were used to capture the organisms. Subsequently the organisms were measured (mm), were weighed (g) the sex was recorded and they were marked with elastomer implants. Survival (ϕ), recruitment (f) and population growth rates (λ) were estimated, through the implementation of

Pradel models, on the other hand, three size classes were established for both females and males and the sexual proportions were estimated applying a test of χ^2 . It was determined if there were significant differences in the number of organisms of the size classes. A total of 8233 organisms were marked, of which only 14% were recaptured. The probabilities of recruitment and survival presented variations in time, when these were low, the population growth rate showed a decrease. The class of size that presented the highest number of organisms in all the sites was class II, but the greatest number of organisms was they was obtained in the sites that presented highest primary productivity, on the other hand, the sexual proportions were biased towards the females. The population of *P. bimaculatus* shows a variation in abundance throughout the year. These fluctuations can be caused by the heterogeneity in the physicochemical variables presented by the sites, however, *P. bimaculatus* can recover due to its ability to withstand conditions that may be unfavorable for other species. The population of *P. bimaculatus* is very successful in the Teuchitlán River, since its population remains stable or growing at different times of the year.

Key words: *P. bimaculatus*, Teuchitlán river, Population.

Introducción

Actualmente las especies no nativas son un problema para diversos ecosistemas, causando daños irreversibles. En la mayoría de los casos, la introducción de especies no nativas se realiza de manera intencional, ya sea como fuente de alimento, organismos para control biológico, especies de ornato y pesca deportiva (Lasso-Alcalá y Posada, 2010). En la cuenca del Ameca se han introducido especies no nativas desde 1976 (López-López y Paulo-Maya, 2011), las especies de peces que más comúnmente son introducidas en los cuerpos de agua dulce pertenecen a la familia Poeciliidae, actualmente, en el río Teuchitlán, habita la especie no nativa *Pseudoxiphophorus bimaculatus*, Heckel, 1848, la cual es considerada una especie invasora en varios cuerpos de agua dulce (Gaspar-Dillanes, 1987; Contreras-MacBeath *et al.*, 2014). Es originaria de América Central y se distribuye en la Vertiente del Atlántico, se puede encontrar desde el nivel del mar hasta 1430 msnm (Miller *et al.*, 2005).

Los estudios demográficos son de gran utilidad para gestionar el manejo de especies en peligro (Zúñiga-Vega *et al.*, 2008), del mismo modo, son útiles para implementar planes de

manejo en especies no nativas, ya que gracias a estos podemos determinar la variación a lo largo del tiempo en las tasas demográficas vitales de las poblaciones (la supervivencia y reclutamiento por nacimientos o emigración), que contribuyen a las tasas de crecimiento poblacional (λ), con la cual podemos evaluar la viabilidad de las poblaciones (Ancona *et al.*, 2017), para llevar a cabo un manejo adecuado. Con los parámetros secundarios es posible determinar la estructura de las clases de edad o talla describiendo los números de los individuos desde los más jóvenes hasta los más viejos, esta estructura explica cómo es que cada una de las clases influye en las demás y en la población (Silvertown y Lovett-Doust, 1993).

Los modelos de marcaje-recaptura, son utilizados para determinar los parámetros demográficos de las poblaciones, en estos modelos los organismos son capturados, marcados, liberados y capturados en ocasiones diferentes, con la finalidad de obtener el mayor número de recapturas (Crespin y Lima, 2006). Los conteos de las capturas y recapturas se recopilan en seguimientos llamados historias de encuentro, donde los individuos marcados son representados con “1” cuando son capturados y con un “0” cuando el organismo no se encontró, con las cuales se pueden realizar diferentes análisis y una gran cantidad de modelos (Cooch y White, 2017).

Estos métodos se utilizan en poblaciones demográficamente cerradas y abiertas, pero bajo supuestos diferentes. En el primer caso se espera que en el momento del muestreo no hay emigración ni inmigración, de igual forma supone que no hay nacimientos ni muertes. Mientras que en el segundo caso se asumen la magnitud del reclutamiento, las muertes y las migraciones (Santos-Moreno *et al.*, 2007), sin embargo, la estimación de la abundancia en poblaciones abiertas suele ser un poco imprecisa por la entrada y salida de especies, producto del movimiento natural de los individuos. Los modelos Pradel son una alternativa para explorar la dinámica de la población, ya que es posible determinar la tasa de crecimiento poblacional (λ), por medio de la probabilidad de supervivencia (ϕ) y reclutamiento (f), sin los problemas asociados con la estimación de la abundancia.

Los modelos de marcaje y recaptura han sido utilizados en diferentes grupos de organismos para estimar las tasas vitales de las poblaciones, con la finalidad de evaluar el estado de estas, y promover estrategias de protección (Troyer *et al.*, 2014; Ancona *et al.*, 2017; Pradel *et al.*, 1997). Sin embargo, las evaluaciones de las poblaciones de peces mediante modelos de marcaje y recaptura son muy escasas. Un ejemplo es un estudio llevado a cabo con la población

de esturiones del río Suwannee, donde evaluaron la tasa de crecimiento poblacional a largo plazo, para promover un aprovechamiento sustentable (Pine y Allen, 2001). Del mismo modo, se han aplicado en investigación pesquera, con la finalidad de gestionar de mejor manera las poblaciones de peces (Pine *et al.*, 2003). Para el caso de la familia Poeciliidae, se ha reportado que la variación de las tasas demográficas depende de las características del hábitat, evaluando la mortalidad, proporciones sexuales y la abundancia (Zuñiga-Vega *et al.*, 2012; Molina-Moctezuma *et al.*, 2013; Johnson y Zúñiga-Vega *et al.*, 2009; Zuñiga-Vega *et al.*, 2012), además, estos estudios solo se han llevado a cabo en poblaciones de especies nativas con fines de conservación.

Respecto a las propiedades secundarias de las poblaciones de la familia Poeciliidae, se ha reportado que las proporciones sexuales están sesgadas hacia las hembras, (Reza y Díaz, 1994; Contreras-McBeath y Ramírez, 1996; Snelson, 1984; Vargas y Sostoa, 1996), así mismo se ha determinado que las poblaciones de esta familia están estructuradas por juveniles y adultos (Gómez-Márquez *et al.*, 1999; Elías-Fernández *et al.*, 2006). Sin embargo, es escasa la información que se tienen sobre otros atributos poblacionales y sobre todo en lugares donde se reconoce su reciente introducción como especies no nativas.

Por lo que, en el presente estudio se optó por estudiar la población de *P. bimaculatus*, la cual representa una de las especies que en los últimos años ha logrado distribuirse en casi todos los ríos del centro del país, representando un problema serio a las poblaciones nativas, debido no sólo a que ha podido aclimatarse a varios sistemas, sino que presenta poblaciones abundantes (Warburton y Madden, 2003, Contreras-MacBeath *et al.*, 2014, Mar Silva *et al.*, en prensa). Por lo que el presente estudio tiene como objetivo determinar las tasas vitales (supervivencia (ϕ), recaptura (p), reclutamiento (f) y la tasa de crecimiento poblacional (λ)), así como las propiedades secundarias de la población de *P. bimaculatus*, en el río Teuchitlán.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El río Teuchitlán, se encuentra en el centro de México, a una altitud de 1300 msnm (Figura 1). La vegetación se caracteriza por bosque de galería (e.i. *Taxodium mucronatum*, *Salix bonplandiana*, *Baccharis salicifolia* y *Heimia salicifolia*), y especies de vegetación acuática (e.i.

Eichornnia crassipes, *Pistia stratiotes* y *Scirpus californicus*) (Morrilla-Meneses *et al.*, 2014). Presenta clima semiseco y semicálido, con temperatura media anual de 21°C, con máxima de 29°C y mínima de 13°C, la precipitación media anual es de 1,008.5 mm, con lluvias entre julio y principios de octubre (De la Mora-Orozco *et al.*, 2014; Muñoz-González, 2015).

En río Teuchitlán es considerado un sistema exorreico, con una longitud de 1.5 km desde la cabecera (manantiales) hasta la desembocadura en la presa de la Vega, y un promedio de 29.6 m de anchura (Mar-Silva, en prensa). Este río presenta modificaciones por el impacto humano, principalmente para promover actividades turísticas y con la finalidad de abastecer de agua a la población.

Diseño de muestreo

Se realizaron 11 muestreos mensuales de octubre de 2016 a octubre de 2017, por tres días consecutivos. Para realizar las recolectas se seleccionaron cinco sitios con hábitats y modificaciones (impactos humanos) diferentes a lo largo de río, con la finalidad de abarcar la heterogeneidad presente en el área. En los cuales se determinaron las características fisicoquímicas del agua (Temperatura °C, pH, Salinidad (g/l), Oxígeno disuelto(mg/l), %ODO, Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), Profundidad (m) y el potencial de oxido-reducción (ORP mV)), con una sonda Ysi exo2. En cada uno de los sitios se tomaron tres registros en cada uno de los meses muestreados. Para capturar a los organismos se utilizaron trampas nasa de aluminio, con abertura de malla de 2 mm, orificio de entrada de 22 mm de diámetro, 190 mm de diámetro central, 120 mm de diámetro externo y 419 mm de largo. Se colocaron cinco trampas por sitio por un periodo de una hora. Las trampas se colocaron en los mismos sitios por las mismas personas para todas las colectas, con la finalidad de no modificar el área muestreada.

Los organismos capturados fueron transportados en recipientes de 10 litros para ser procesados, posteriormente se depositaron en recipientes de 20 litros con aireación, separados por sitio y por trampa. Seguidamente, se registró la longitud patrón con un vernier digital (marca Trupper) en mm (Lp) y el peso con una balanza digital (marca Scout Pro-Ohaus, modelo SP402) en g, así mismo, se determinó el sexo mediante la estructura de reproducción (gonopodio) presente en los machos.

Marcaje

El marcaje se realizó mediante la selección de seis ubicaciones, cinco en el dorso y la sexta en la parte ventral del cuerpo del pez (1: pedúnculo caudal, 2: parte media de la cola, 3: parte inicial de la cola, 4: parte media del tronco, 5: parte final de la cabeza y 6: pedúnculo caudal), donde se inyectaron implantes de elastómero con la finalidad de obtener etiquetas individuales para cada organismo, las etiquetas se conformaron por la combinación de colores, las cuales fueron obtenidas con el programa VIE Color Code Generator 1.0 de Northwest Marine Technology, Inc. Una vez marcados los individuos se liberaron en los mismos puntos de colecta. Este procedimiento se siguió por tres días consecutivos. En cada muestreo las mismas personas realizaron las mediciones y el marcaje, garantizando la mayor sobrevivencia y reduciendo el error entre mediciones. El procedimiento fue el mismo cada mes, por periodo de un año.

Análisis de datos

Los datos de las variables fisicoquímicas fueron depurados mediante la realización de correlaciones múltiples entre las mismas, se seleccionaron las variables que presentaron un valor de correlación menor o igual a $r=0.4$ (Cuadro 1). Seguidamente se realizó un auto escalado (Grisa *et al.*, 2010) (a cada variable se le resta la media de esta y se divide por la desviación estándar) de las variables con la finalidad de tener todos los datos en la misma escala y evitar darles mayor peso a las variables con valores numéricos superiores. Posteriormente se llevó a cabo un análisis de componentes principales (PCA) en el programa R 3.4.2 (R Development Core Team, 2014), esto con la finalidad de caracterizar los sitios a lo largo del tiempo.

Para analizar los datos obtenidos con el modelo de captura-marcaje-recaptura, se utilizó el programa Mark (White y Burnham, 1999), el cual se basa en modelos de máxima verosimilitud. Se empleo el modelo Pradel (Pradel Survival and Recruitment) con la finalidad de estimar, la probabilidad de supervivencia (ϕ), recaptura (p), reclutamiento (f) y la tasa de crecimiento poblacional (λ). Para correr modelos con mayor número de parámetros, es necesario tener más de 20% de recapturas, lo cual no se logró en el presente estudio. Por lo tanto, se probó el modelo nulo donde ϕ , p y f son constantes (.) y el modelo donde existe un efecto temporal (t), λ fue estimada como un parámetro derivado.

Para seleccionar el mejor modelo se utilizó el criterio de información de Akaike (AICc) (Anderson *et al.*, 1998). El modelo con el menor valor AICc será el que mejor explique la

variación de los datos usando el menor número de parámetros, es decir, el más parsimonioso y verosímil (Cooch y White, 2017). Así mismo, se calculó el peso W AICc, el cual nos indica el apoyo relativo para cada modelo en los datos de marcaje y recaptura (Cooch y White, 2017). Los modelos que presentan diferencias de AICc <2, serán considerados como modelos estadísticamente idénticos (Crespin y Lima, 2006), por lo tanto, si tienen una diferencia de AICc >2, tendrán un gran soporte para determinar que existe diferencia entre los modelos (Zúñiga-Vega, 2001). También se calcularon los promedios ponderados para ϕ , p , f y λ , utilizando los modelos que tuvieron W AICc.

Adicionalmente, se estimó el tamaño de la población (N_i) para cada ocasión i con las probabilidades de recaptura (p_i) y el número de organismos capturados (n_i) de cada ocasión (Zúñiga-Vega, 2011; Armstrong *et al.*, 2005), utilizando la siguiente ecuación: $N_i = n_i/p_i$. Las estimaciones de N_i sólo se pudieron llevar a cabo para las ocasiones 2 a 10, debido a que no se tenían las estimaciones de p de las ocasiones 1 y 11. El error estándar (SE) de N_i se estimó por medio de la siguiente ecuación: $SE(N_i) = (n_i \times \frac{SE[p_i]}{p_i})$. Los intervalos de confianza (95%) se determinaron como $1.96 \times SE(N_i)$ ($N_i \pm SE$) (Zuñiga-Vega *et al.*, 2012).

Para determinar las propiedades secundarias de la población, se establecieron tres clases de talla, las cuales fueron determinadas mediante la media (\bar{X}) y la desviación estándar (σ) de la distribución de frecuencias de la Lp. Todos los organismos que tuvieron una Lp inferior a la diferencia de \bar{X} y σ fueron considerados de la clase I. Los organismos que presentaron una Lp entre los valores de la diferencia y la suma de la \bar{X} y σ se clasificaron en la clase II. Por el contrario, los organismos que tuvieron una Lp superior a la suma de la \bar{X} y σ fueron considerados de la clase III. Esto se realizó tanto para hembras como para machos. Con base en las tallas de primera madures reportadas para la especie (Ramírez-García *et al.*, 2017), se determinó que la clase I corresponde a juveniles, la II a reproductores y la III a senescentes.

Las hembras se agruparon en las clases, I entre 9.1 y 29.9 mm, II entre 30.0 y 49.8 mm y III entre 49.9 y 94.6 mm de Lp. Los machos se agruparon en las clases, I entre 10.1 y 24.8 mm, II entre 24.9 y 37.2 mm y III entre 37.3 y 84.1 mm.

Se determinó el número de organismos para cada clase de talla, por sitio y por mes. Para determinar si existían diferencias significativas en el número de organismos entre clases de talla,

clases de talla-sitio y clases de tallas-mes, se realizó un ANOVA en el programa R 3.4.2 (R Development Core Team, 2014).

Las proporciones sexuales por especie se determinaron mediante el número de hembras entre el número de machos. Se obtuvo el grado de significancia aplicando una prueba de χ^2 para cada sitio y cada mes (Tagliafico *et al.*, 2008). Siendo la proporción esperada 1:1 hembras y machos.

Resultados

En el análisis de componentes principales se obtuvo una acumulación de 57.4% de la varianza explicada, representada en los componentes uno (31.6%) y dos (25.8%). La temperatura, pH y el oxígeno disuelto fueron predominantes en el componente uno, mientras que la salinidad y el ORP predominaron en el componente dos (Figura 2). En general, los sitios uno y dos en los meses de abril, mayo, julio, septiembre y octubre de 2017 están asociados a la temperatura, pH y Oxígeno disuelto, en octubre 2016, noviembre y febrero se asocian al ORP. Por otra parte, los sitios tres, cuatro y cinco, en los meses de noviembre, febrero y abril, estuvieron asociados al ORP, estos mismos sitios se asociaron a la salinidad en los meses de mayo, junio, julio, septiembre. Sin embargo, el sitio tres y cuatro se asociaron más al componente uno en julio y septiembre (Figura 2).

Se obtuvieron un total de 8233 organismos de *P. bimaculatus* con 14% de recapturas. Con los datos de marcaje-recaptura se corrieron un total de ocho modelos. Con respecto a los resultados de marcaje-recaptura, el modelo con mejor ajuste y más parsimonioso, obtuvo un apoyo de 99%, (0.99) señalando que ϕ , p y f tienen un efecto temporal, el segundo modelo con mejor ajuste presentó un $\Delta AICc > 2$, así mismo obtuvo un peso muy bajo (< 0.01) (Tabla 1).

Con los promedios ponderados de los modelos Paradel con mejor ajuste del modelo de marcaje-recaptura (Cuadro 2), se estimaron las probabilidades de ϕ , p y f . Las estimaciones solo se realizaron para las ocasiones dos a 11 debido a que no se tenía organismos previamente marcados.

Los organismos de la población de *P. bimaculatus* tuvieron mayor probabilidad de ϕ en noviembre (0.82, 95% IC= 0.61-0.93), siendo menor en febrero (0.29, 95% IC=0.24-0.36) (Figura 3). Las probabilidades de recaptura fueron muy bajas (Figura 3), septiembre fue el mes con mayor probabilidad (0.15, 95% IC=0.10-0.20) y noviembre presento una probabilidad muy

baja de p (0.06, 95% IC=0.05-0.07). Con respecto a las probabilidades de f , solo se pudieron estimar para febrero (0.15, 95% IC=0.07-0.29), marzo (0.28, 95% IC=0.09-0.59), julio (0.19, 95% IC=0.06-0.45), septiembre (0.34, 95% IC=0.13-0.64) (Figura 3), las demás ocasiones no pudieron ser estimadas porque los datos de marcaje-recaptura no tuvieron convergencia dentro de la función de máxima verosimilitud.

Con base en la probabilidad de recaptura (p), el tamaño de la población de *P. bimaculatus* tuvo fluctuaciones a lo largo del tiempo, siendo mayor en noviembre ($N_i=16508$), seguido de diciembre ($N_i=15847$). Por el contrario, julio ($N_i=6157$) y septiembre ($N_i=5147$), fueron los meses con menor tamaño poblacional (Figura 4).

Las tasas de crecimiento poblacional < 1 indican que la población disminuyó en un periodo de tiempo determinado, por el contrario, si es >1 la población aumentó y si es $=1$ se mantiene estable. Con base en los resultados obtenidos mediante los promedios ponderados de los modelos mejor apoyados, se obtuvo que la población aumenta de febrero a marzo de 2017 ($\lambda=1.05$, 95% IC=0.68-1.41), de marzo a abril de 2017 ($\lambda=1.86$, 95% IC=1.16-2.56) y de mayo a junio de 2017 ($\lambda=1.59$, 95% IC=0.88-2.29), manteniéndose estable de noviembre a diciembre 2016 ($\lambda=1.00$, 95% IC=0.98-1.02) (Figura 5).

Con respecto a las propiedades secundarias de la población, se determinó que las proporciones sexuales están fuertemente sesgadas hacia las hembras, se obtuvieron hasta cinco hembras por macho. Sólo en el S1 las proporciones fueron 1:1 en noviembre, diciembre, mayo y junio, y en el S2 en octubre de 2017, todos los demás sitios y ocasiones de muestreo tuvieron valores de $P < 0.05$ en la prueba de χ^2 (Figura 6).

El número de organismos presentó diferencias significativas entre clases de talla. La clase II fue la que presentó mayor número de individuos seguida de la clase I, tanto para hembras (df=2, F=83.46, $p < 0.01$), cómo para machos (df=2, F=134.57, $p < 0.01$). Del mismo modo, la interacción entre el sitio y la clase de talla obtuvo variación significativa en el número de organismos por clases de talla, para ambos sexos, (df=4, F=14.46, $P < 0.01$) (df=4, F=10.90, $p < 0.01$) machos y hembras respectivamente. Para las hembras, la clase de talla II fue la que presento mayor número de organismos en el S3, este sitio fue significativamente diferente de los demás ($p < 0.05$), la clase I obtuvo mayor número de organismos en el S5 y la clase III en el S4. Para los machos, la clase II presentó mayor número de organismos en el S3 y S4, estos dos

sitios fueron significativamente diferentes de los demás ($p < 0.05$), la clase I obtuvo mayor número de organismos en el S5 y la clase III en el S4 (Figura 7). No se encontraron diferencias significativas a lo largo del tiempo en el número de organismos de las clases de talla.

Discusión

Generalmente en poblaciones de animales es complicado conseguir porcentajes altos de recapturas, sobre todo cuando presentan distribución muy amplia en el sitio donde habitan, como es el caso de *P. bimaculatus* que está ampliamente distribuida en el área de estudio (Mar-Silva *et al.*, en prensa). Sin embargo, se obtuvo un porcentaje de recapturas, que permitieron estimar las tasas vitales de la población de *P. bimaculatus* en el río Teuchitlán. Con la información obtenida en el presente estudio es posible a generar estrategias de manejo para la población de *P. bimaculatus* en el área de estudio, así mismo, esta información es relevante, ya que los estudios sobre parámetros demográficos por medio de modelos de marcaje-recaptura para la familia Poeciliidae son escasos.

Se determinó que existen variaciones en el tamaño de la población de *P. bimaculatus* en el área de estudio, estas fluctuaciones pueden estar relacionadas con la época reproductiva que reportan Ramírez-García y colaboradores (2017), ya que mencionan que en el río Teuchitlán, *P. bimaculatus* presenta la mayor fertilidad en julio y la más baja en mayo, adicionalmente se ha reportado que la gestación de las hembras de la familia Poeciliidae varían de cuatro a seis semanas (Ponce de León-García, 2012). Lo cual se ve reflejado en el tamaño poblacional obtenido en el presente estudio, ya que noviembre y diciembre son los meses cuando el tamaño de la población de *P. bimaculatus* es más alto, por el contrario, la época con menor fertilidad para *P. bimaculatus* es en mayo, por lo cual en los meses de julio y septiembre el tamaño de la población disminuye.

Migraciones ocasionadas por la variaciones ambientales, competencia con adultos, etc. Mortalidad además se observan alrededor de 6 meses después cuando ya son individuos reproductivos, esto puede explicar el pico de noviembre diciembre

Los estudios sobre las tasas de crecimiento poblacional de especies de la familia Poeciliidae son escasos, sin embargo, existen trabajos con otros grupos de organismos que mencionan que esta tasa presenta decrementos relacionados con el clima, la destrucción del hábitat, las interacciones y disponibilidad de recursos (Croxall *et al.*, 2012; Wooller *et al.* 1992),

del mismo modo, se debe a las bajas probabilidades de la supervivencia y el reclutamiento (Ancona *et al.*, 2017). En el presente estudio se determinó que la población de *P. bimaculatus*, presenta variaciones a lo largo del tiempo en el reclutamiento y supervivencia, además que, cuando estas probabilidades son bajas se genera un decremento en la tasa de crecimiento poblacional. Esto puede ser causado por la variación estacional presente en el área de estudio, ya que el PCA sugiere que el río tiene una gran variación a lo largo del tiempo tanto física como química, modificando la disponibilidad de recursos.

Está reportado que los organismos no nativos de la familia Poeciliidae presentan gran tolerancia a las condiciones de los sitios donde habitan (Favari-Perozzi *et al.*, 2003; Elías-Fernández *et al.*, 2006; Hernández y Bückle, 2002), y tienen la capacidad de resistir a condiciones adversas en su hábitat natural (Escalera-Vázquez *et al.*, 2017). *P. bimaculatus* presenta esta capacidad en el área de estudio, puesto que su población se mantiene estable o en crecimiento a lo largo del tiempo, aunque el río presente variabilidad temporal en las variables fisicoquímicas. La capacidad para aumentar su población, también se relaciona a las proporciones sexuales que están fuertemente sesgadas hacia las hembras, del mismo modo, la clase de talla que obtuvo mayor número de organismos fue la clase de los reproductores, la cual se encarga de contribuir al crecimiento de la población (Krebs, 1978), así mismo Ramírez-García y colaboradores (2017), mencionan que la biología reproductiva, contribuye al crecimiento poblacional.

Esta reportado que el embalse de los ríos afecta su dinámica fluvial, debido a que causa una disminución en el flujo de la corriente, esto conlleva a la acumulación de nutrientes y materia orgánica (Montes *et al.*, 2013; Ollero-Ojeda *et al.*, 2006). Gran parte del río Teuchitlán presenta aguas embalsadas, por lo tanto se genera acumulación de nutrientes y floraciones de algas promoviendo productividad primaria alta (Capítulo 1), lo cual sugiere que existe una gran cantidad de recursos disponibles en el área, pudiendo ser aprovechados por *P. bimaculatus*, puesto que es una especie omnívora (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007; Mar-Silva *et al.*, en prensa), Olinger y colaboradores (2016), mencionan que *P. bimaculatus* en su hábitat nativo, presenta mayor número de crías cuando existe gran disponibilidad de recursos, lo cual puede estar sucediendo en el río Teuchitlán, contribuyendo al aumento de la población.

Otra consecuencia que presentan las partes con embalses de agua en el río Teuchitlán es la acumulación de fósforo, sólidos sedimentados y nitratos (Capítulo 1), esta acumulación sugiere que esta parte del río presenta contaminación, la cual genera un declive en la diversidad de especies nativas (Ollero-Ojeda *et al.*, 2006; Ramírez-Carillo y Macías-García, 2014). Debido a la capacidad de aclimatación, colonización y tolerancia que presenta *P. bimaculatus* puede ocupar los espacios que las especies más sensibles dejan libres, del mismo modo las especies no nativas son más exitosas en ambientes modificados por el impacto humano (Mejía-Mojica *et al.*, 2014; Dudgeon *et al.*, 2006). Este puede ser otro factor por el cual la población de *P. bimaculatus*, se mantiene estable y en crecimiento a lo largo del tiempo, en el río Teuchitlán.

Las proporciones sexuales de la población de *P. bimaculatus*, estuvieron sesgadas hacia las hembras lo que concuerda con investigaciones realizadas con poblaciones de la familia Poeciliidae (Bronikowski *et al.*, 2002; Gómez-Márquez *et al.* 1999; Ramírez-García *et al.*, 2017). La proporción sexual se puede atribuir a la sobrevivencia diferencial entre sexos, debido a que los machos son de menor tamaño al momento de nacer, por lo tanto, son más susceptibles a factores patógenos y depredación, así mismo los machos presentan colores más brillantes y realizan actividades de cortejo causando que sean más susceptibles a depredadores (Bronikowski *et al.*, 2002; Navarro del Toro, 2007; Arevalo-Rivera *et al.*, 2010).

Por otra parte, el número de organismos de la clase de talla II para hembras y machos fue significativamente mayor en los sitios donde se produce una mayor cantidad de productividad primaria, ya que esto genera mayor disponibilidad de recursos.

La especie no nativa *P. bimaculatus* es muy exitosa en el río Teuchitlán, debido a que se encuentra ampliamente distribuida en todo el río, además de que la población se mantiene estable y aumenta en diferentes ocasiones a lo largo del tiempo, así mismo, tiene la capacidad de tolerar las condiciones y aprovechar los recursos que se presentan en el área de estudio.

Para llevar un manejo adecuado de la población de la especie no nativa *P. bimaculatus* en el río Teuchitlán, es recomendable llevar a cabo extracciones masivas de diciembre a febrero, abril a mayo y de junio a julio, ya que en estos meses la población tiende a disminuir, evidenciado por los valores de lambda menores a uno, por lo tanto las extracciones pueden generar mayor impacto en la población en este período de tiempo. Así mismo, es necesario generar estrategias que permitan mejorar la calidad del agua en el área de estudio, ya que las condiciones actuales

del río pueden estar beneficiando la población de *P. bimaculatus*, debido a que los valores de la tasa de crecimiento poblacional son iguales o mayores a uno indicando que la población de *P. bimaculatus* se encuentra estable o en crecimiento en diferentes ocasiones del tiempo.

Bibliografía

- Ancona, S., H. Drummond, C. Rodríguez y J. J. Zúñiga-Vega. 2017. Long-term population dynamics reveal that survival and recruitment of tropical boobies improve after a hurricane. *Journal of Avian Biology*. 48: 320-332.
- Anderson, D. R., K. P. Burnham y G. C. White. 1998. Comparison of Akaike information criterion and consistent Akaike information criterion for model selection and statistical inference from capture-recapture studies. *Journal of Applied Statistics*. 25: 263-282.
- Armstrong, D. P., R. S. Davidson, J. K. Perrott, J. Roygard y L. Buchanan. 2005. Density-dependent population growth in a reintroduced population of North Island saddlebacks. *Ecology*. 74: 160-170.
- Cooch, E. y G. White. 2017. Program MARK. Analysis of Data from Marked Individuals. A Gentle Introduction. 2d. ed. Ithaca, New York. 1159 pp.
- Contreras-McBeath, T. y H. E. Ramírez. 1996. Some aspects of the Reproductive Strategy of *Poeciliopsis gracilis* (Osteichthyes: Poeciliidae) in the Cuautla River, Morelos, México, 1. *Freshwater Eco*. 11: 327-338.
- Contreras-MacBeath, T., M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos y H. Mejía-Mojica. 2014. Peces invasores en el centro de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 413-424.
- Crespin, L., y M. Lima. 2006. Supervivencia adulta y dinámica poblacional del lauchón orejudo *Phyllotis darwini* en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*. 79: 295-308.

- Croxall, J. P., S. H. M. Butchart, B. Lascellers, A. J. Stattersfield, B. Sullivan, A. Symes y P. Taylor. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*. 22:1-34.
- De la Mora-Orozco, C. Flores-López, J. A. Ruíz-Corral, A. A. Chávez-Durán y A. Figueroa-Montaño. 2014. Impacto del cambio climático en las tendencias de la evaporación en la presa de La Vega, Teuchitlán, Jalisco, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*. Esp. 10: 1993-2005.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny y C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81:163-182.
- Elías-Fernández, N. A., N. A. Navarro-Salgado, J. L. Fernández-Guzmán y G. Contreras-Rivero. 2006. Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* en el lago urbano del parque Tezozomoc de la Ciudad de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Ambientales*. 12, 155-159.
- Escalera-Vázquez, L.H., N. Calderón-Cortés y L. Zambrano. 2017. Fish population responses to hydrological variation in a seasonal wetland in southeast México. *Neotropical Ichthyology*. 15, e160129.
- Favari-Perozzi, L., M. Madrigal-Ortiz, E. López-López. 2003. Efecto del agua del embalse De la Vega en la lipoperoxidación y los niveles de la acetilcolinesterasa en el hígado y en el músculo de *Xiphophorus hellerii*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 3: 145-155.
- Gómez-Márquez, J. L., J. L. Guzmán-Santiago y A. Olvera-Soto. 1999. Reproducción y crecimiento de *Heterandria bimaculata* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en la Laguna “El Rodeo”, Morelos, Mexico. *Rev. Biol. Trop.*, 47, 581-592.
- Grisa A. M. C., Z. Mara y A. Muñoz. 2010. Análisis Multivariado de Parámetros Físicoquímicos del Relleno Sanitario de São Giacomo de Caxias do Sul, RS en la de Degradación de Polipropilene. 20, 159-164.

- Hernández, R. M., L. F. Bückle R. 2002. Temperature tolerance polygon of *Poecilia sphenops* Valenciennes (Pisces: Poeciliidae). *Journal of Thermal Biology*. 27, 0306-4565.
- Johnson J. B. y J. J. Zúñiga-Vega. 2009. Differential mortality drives life-history evolution and population dynamics in the *Brachyrhaphis rhabdophora*. *Ecology*. 9.8: 2243-52.
- Krebs, C. J. 1978. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*, 2d. ed. Harper y Row, New York.
- Lasso-Alcalá, O. M., y J. M. Posada. 2010. Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions* 1: S53-S59.
- López-López, E. y J. Paulo-Maya. 2001. Changes in the Fish Assemblages in the Upper Río Ameca, México. *Journal of Freshwater Ecology*. 16: 179-187.
- Mar-Silva V., Y. Herrerías-Diego, M. Medina-Nava, J. P. Ramírez-Herrejón, L. Mendoza-Cuenca, R. Hernández-Morales y O. Domínguez-Domínguez. Spatial and seasonal structure of fish assemblages in a Mexican river affected by anthropogenic activity. En prensa.
- Miller, R.R., W.L. Minckley y S. M. Norris. 2005. *Freshwater fishes on Mexico*. The University of Chicago Press. 559 pp.
- Molina-Moctezuma, A., J. J. Zúñiga-Vega y H. Espinosa-Pérez. 2013. Tasas de mortalidad en dos poblaciones del pez vivíparo *Poeciliopsis baenschi* (Teleostei: Poeciliidae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 3:994-998.
- Montes, R. R., I. Navarro, R. Domínguez y B. Jiménez. 2013. Modificación de la capacidad de autodepuración del río Magdalena ante el cambio climático. *Tecnología y Ciencias del Agua*. 5: 71-83.
- Morris, JR. J. A., J. L. Akins, A. Barse, D. Cerino, D. W. Freshwater, S. J. Green, R. C. Muñoz, C. Paris y P. E. Whitfield. 2009. Biology and ecology of the invasive lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. 29: 409-414.

- Muñoz-González, Z. A. 2015. Inventario de la avifauna del sitio arqueológico Guachimontones y sus alrededores Teuchitlán, Jalisco, México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara. pp. 332.
- Olinger, C. T., B. K. Peoples y E. A. Frimpong. 2016. Reproductive life history of *Heterandria bimaculata* (Heckel, 1848) (Poeciliinae: Poeciliidae) in the Honduran interior highlands: trait variation along an elevation gradient. *Neotropical Ichthyology*. 14: e150050.
- Ollero-Ojeda, A., D. Ballarín-Ferrer y D. Mora-Mur. 2006. Cambios en el cauce y el llano de la inundación del río Ebro (Aragón) en los últimos 80 años. *Geographicalia*. 50: 87-109.
- Pine, W. E. y Allen M. S. 2001. Population Viability of the Gulf of Mexico Sturgeon: Inferences from Capture-Recapture and Age-Structured Models. *Transaction of the American Fisheries Society*. 130: 1164-1174.
- Pine, W.E, K. H. Pollock, J. E. Hightower, T. J. Kwak y J. A. Rice. 2003. A Review of Tagging Methods for Estimating Fish Population Size and Components of Mortality. *Fisheries*, 28: 10-23.
- Pradel, R. 1996. Utilization of Capture-Mark-Recapture for Study of Recruitement an Population Growth Rate. *Biometrics*. 52: 703-709.
- Pradel, R., J. E. Hines, J. D. Lebreton y J. D. Nichols. 1997. Capture-Recapture Survival Models Taking Account of Transients. *Biometrics*. 53: 60-72.
- Ramírez-Carrillo, E. y C. Macías-García. 2015. Limited options for native goodeid fish simultaneously confronted to climate change and biological invasions. *Biological invasions*, 17: 245-256.
- R Development Core Team. R: a language and environment for statistical computing [Computer software manual - Internet]. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2014. Available from: <https://www.rproject.org/>
- Santos-Moreno, A., M. A. Briones-Salas y R. López-Wilchis. 2007. Diferencias en algunos parámetros demográficos de *Oryzomys chapmani* (rodentia: muridae) asociadas a tres estados sucesionales de bosque mesófilo de montaña en Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 23: 123-137.

- Snelson, F. F. Jr. 1984. Seasonal maturation and growth of males in natural population of *Poecilia latipinna*. *Copeia*. 1: 252-255.
- Siivertown, J. W. y J. Lovett-Doust. 1993. Introduction to plant population biology. *Annals of Botany*. 75: 101-103.
- Tagliafico, A., L. W. González y N. Eslava. 2008. Estimación de los parámetros de crecimiento y reproducción de la sardina (*Sardinella aurita*) del Sureste de la Isla Margarita, Venezuela. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*. 37: 0122-9761.
- Troller, E. M., S. E. Cameron-Devitt, M. E. Sunquist, V. R. Goswami y M. K. Oli. 2014. Survival, Recruitment, and Population Growth Rate of an Important Mesopredator: The Northern Raccoon. *Plos One*. 9: e98535.
- Vargas, M.J. y A. de Sostoa. 1996. Life history of *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae) in the Ebro delta (NE Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 341, 215-224.
- Warburton, K. y C. Madden. 2003. Behavioural Responses of two native Australian fish species (*Melanotaenia duboulavi* and *Pseudomugil signifer*) to introduced Poeciliids (*Gambusia holbrooki* and *Xiphophorus hellerii*) in controlled conditions, *Proceedings of the Linnean Society of New South Wales*, 124, 115-124.
- White, G. C. and Burnham, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: S120–S139.
- Wooller, R. D., J. S. Bradley y J. P. Croxall. 1992. Long-term Population Studies of Seabirds. *Trends Ecol. Evol.* 7:111-114.
- Zúñiga-Vega, J. J. 2011. Estimating potential reproductive costs in the survival of a xenosaurid lizard. *Herpetological Journal*. 21: 117-129.
- Zúñiga-Vega, J. J., F. R. Méndez-de la Cruz y O. Cuellar. 2008. Demography of the lizard *Sceloporus grammicus*: exploring temporal variation in population dynamics. *Can. J. Zool.* 86: 1397-1409.
- Zúñiga-Vega, J. J., A.L. Hernández-Rosas, A. Molina-Moctezuma, H.A. Pérez-Mendoza, F. R. Rodríguez-Reyes, Y.M. Bravo-Espinosa y H. Espinosa-Pérez. 2012. Population

abundance and sex ratio of the viviparous freshwater fish *Poeciliopsis baenschi* (Poeciliidae) throughout its range in Western Mexico. *Western North American Naturalist*. 72: 357-368.

Zúñiga-Vega, J.J., F. R. Rodríguez-Vega, C. Olivera-Tlahuel, R. J. Maceda-Cruz, C. M. Molina-Zuluaga y J. B. Johnson. 2012. Intraespecific variation in mortality rates of the livebearing fish *Poeciliopsis baenschi*. *Environ. Biol. Fish.* 95: 259-273.

Lista de cuadros del capítulo 2

Cuadro 1: Descripción de las variables fisicoquímicas tomadas por sitio y por mes en el río Teuchitlán, los símbolos \bar{x} y σ , indican el valor de media y la desviación estándar, respectivamente. Las variables presentadas en el cuadro fueron seleccionadas después de llevar a cabo la depuración.

Sitio	Mes	Temp °C				pH				ORP mV				Salinidad (gr/l)				Oxígeno disuelto mg/l			
		\bar{x}	σ	Máximo	Mínimo	\bar{x}	σ	Máximo	Mínimo	\bar{x}	σ	Máximo	Mínimo	\bar{x}	σ	Máximo	Mínimo	\bar{x}	σ	Máximo	Mínimo
S1	oct-16	26.73	0.03	26.76	26.70	7.42	0.04	7.47	7.40	295.08	0.14	295.25	295.00	0.10	0.00	0.10	0.10	3.61	0.06	3.67	3.56
	nov-16	26.84	0.07	26.90	26.77	7.32	0.01	7.34	7.31	339.94	1.25	340.67	338.50	0.10	0.00	0.10	0.10	4.35	0.05	4.40	4.29
	feb-17	26.55	0.08	26.65	26.51	7.26	0.03	7.28	7.23	334.77	60.15	390.50	271.00	0.10	0.00	0.10	0.10	4.13	0.17	4.31	3.98
	mar-17	26.50	0.22	26.67	26.26	7.32	0.01	7.33	7.30	246.49	54.05	284.49	184.61	0.12	0.00	0.12	0.12	4.93	0.10	5.02	4.82
	abr-17	26.46	0.13	26.54	26.31	7.36	0.05	7.41	7.31	194.11	31.07	229.07	169.64	0.12	0.00	0.12	0.12	4.82	0.11	4.95	4.74
	may-17	26.55	0.02	26.57	26.53	7.42	0.02	7.44	7.41	101.68	57.63	146.52	36.68	0.13	0.00	0.13	0.13	6.09	0.02	6.11	6.08
	jun-17	26.71	0.26	27.01	26.52	7.48	0.01	7.48	7.47	115.48	27.15	144.21	90.25	0.13	0.00	0.13	0.13	6.24	0.13	6.37	6.12
	jul-17	26.59	0.01	26.60	26.58	7.51	0.03	7.55	7.49	183.07	40.73	229.82	155.20	0.14	0.00	0.14	0.14	6.21	0.00	6.22	6.21
	sep-17	26.83	0.29	27.16	26.61	7.56	0.04	7.60	7.52	97.32	77.53	185.32	39.08	0.14	0.00	0.14	0.14	6.35	0.12	6.47	6.24
	oct-17	26.64	0.09	26.73	26.56	12.27	0.55	12.87	11.79	150.68	33.85	186.34	119.00	0.14	0.00	0.14	0.14	6.27	0.10	6.38	6.19
S2	oct-16	26.60	0.13	26.75	26.52	7.40	0.02	7.42	7.39	175.86	12.32	189.25	165.00	0.10	0.00	0.10	0.10	3.84	0.05	3.90	3.81
	nov-16	26.89	0.05	26.95	26.86	7.36	0.00	7.37	7.36	187.36	11.39	199.75	177.33	0.10	0.00	0.10	0.10	4.54	0.04	4.59	4.51
	feb-17	25.46	0.99	26.10	24.32	7.09	0.39	7.36	6.64	248.91	57.79	303.80	188.60	0.10	0.00	0.10	0.10	4.15	0.19	4.35	3.96
	mar-17	26.35	0.07	26.41	26.27	7.33	0.01	7.34	7.32	130.37	45.17	175.21	84.88	0.12	0.00	0.12	0.12	4.67	0.50	5.02	4.10
	abr-17	26.15	0.07	26.19	26.07	7.34	0.03	7.38	7.32	92.98	50.05	135.11	37.65	0.12	0.00	0.12	0.12	4.54	0.09	4.61	4.44
	may-17	26.15	0.24	26.41	25.93	7.43	0.03	7.45	7.40	-9.07	27.30	7.00	-40.60	0.13	0.00	0.13	0.13	5.47	0.12	5.60	5.36
	jun-17	26.64	0.32	26.99	26.36	7.42	0.01	7.43	7.41	-34.09	18.43	-16.92	-53.56	0.13	0.00	0.13	0.13	5.50	0.02	5.53	5.49
	jul-17	25.68	0.14	25.83	25.54	7.53	0.02	7.56	7.51	108.64	11.32	120.14	97.50	0.14	0.00	0.14	0.14	5.31	0.11	5.40	5.18
	sep-17	26.78	0.41	27.24	26.51	7.55	0.04	7.59	7.52	11.70	15.01	24.44	-4.84	0.14	0.00	0.14	0.14	6.19	0.22	6.42	5.99
	oct-17	26.47	0.11	26.59	26.37	12.75	0.68	13.39	12.04	55.95	50.25	113.70	22.22	0.14	0.00	0.14	0.14	6.15	0.05	6.19	6.10
S3	oct-16	25.32	0.24	25.60	25.16	7.35	0.06	7.40	7.29	196.69	11.31	208.33	185.75	0.10	0.00	0.10	0.10	3.79	0.11	3.92	3.71
	nov-16	23.72	0.12	23.84	23.59	7.32	0.01	7.34	7.31	170.19	12.89	181.67	156.25	0.10	0.00	0.11	0.10	3.26	0.23	3.52	3.09
	feb-17	22.36	0.97	23.32	21.38	7.08	0.09	7.16	6.99	220.26	16.07	232.67	202.10	0.10	0.00	0.10	0.10	2.86	0.54	3.37	2.29
	mar-17	23.50	0.17	23.67	23.33	7.12	0.03	7.16	7.10	123.61	48.62	167.32	71.24	0.53	0.70	1.34	0.12	2.00	0.17	2.20	1.90
	abr-17	23.36	0.73	23.79	22.52	7.19	0.10	7.27	7.07	115.70	21.30	128.73	91.12	0.12	0.00	0.13	0.12	2.41	0.89	2.96	1.38
	may-17	25.38	0.99	26.51	24.72	7.10	0.05	7.15	7.06	-47.02	17.80	-29.28	-64.88	0.14	0.00	0.14	0.14	1.12	0.54	1.75	0.74
	jun-17	25.77	0.32	26.13	25.57	7.20	0.03	7.22	7.17	-48.29	19.55	-31.93	-69.94	0.15	0.01	0.17	0.14	1.07	0.52	1.45	0.47
	jul-17	25.15	0.06	25.19	25.08	7.42	0.06	7.47	7.35	70.77	31.37	93.16	34.92	0.14	0.00	0.14	0.14	3.69	0.37	3.91	3.27
	sep-17	23.36	3.07	25.35	19.82	6.95	0.89	7.47	5.92	48.59	15.54	58.16	30.66	0.16	0.02	0.17	0.14	3.84	0.61	4.34	3.17
	oct-17	24.64	0.10	24.75	24.55	12.57	0.31	12.93	12.37	82.59	56.98	145.80	35.18	0.15	0.00	0.15	0.15	4.92	0.05	4.97	4.88
S4	oct-16	24.55	0.03	24.58	24.52	7.32	0.01	7.33	7.31	233.56	5.05	239.33	230.00	0.12	0.00	0.12	0.12	3.27	0.12	3.41	3.19
	nov-16	23.90	0.09	23.97	23.80	7.43	0.10	7.54	7.37	203.69	3.67	207.33	200.00	0.13	0.00	0.13	0.13	3.89	0.04	3.92	3.85
	feb-17	20.98	0.55	21.33	20.34	7.19	0.08	7.27	7.12	244.47	23.73	264.80	218.40	0.12	0.00	0.12	0.12	3.40	0.25	3.58	3.12
	mar-17	22.84	0.52	23.22	22.25	7.24	0.02	7.26	7.22	156.55	11.80	167.91	144.36	0.14	0.01	0.14	0.13	2.70	0.39	2.99	2.26
	abr-17	21.83	0.90	22.36	20.79	7.20	0.03	7.23	7.18	136.42	11.71	143.51	122.90	0.13	0.00	0.14	0.13	2.00	0.11	2.07	1.88
	may-17	25.31	2.04	27.66	23.95	7.21	0.05	7.26	7.15	-47.89	4.67	-44.04	-53.08	0.15	0.00	0.15	0.15	2.59	0.69	3.12	1.82
	jun-17	26.70	1.11	27.98	25.97	7.25	0.03	7.27	7.22	-49.03	8.28	-43.90	-58.58	0.15	0.00	0.15	0.15	2.02	0.30	2.20	1.67
	jul-17	25.12	0.22	25.29	24.87	7.32	0.07	7.38	7.24	30.35	49.70	78.70	-20.60	0.17	0.01	0.17	0.16	2.14	0.07	2.21	2.07
	sep-17	24.73	0.56	25.11	24.09	7.39	0.01	7.40	7.39	56.02	4.42	60.26	51.44	0.21	0.00	0.22	0.21	2.63	0.25	2.92	2.47
	oct-17	24.58	0.41	25.05	24.25	12.45	0.27	12.75	12.22	64.76	48.44	120.14	30.26	0.19	0.01	0.19	0.18	3.99	0.20	4.17	3.78
S5	oct-16	23.85	0.10	23.94	23.75	7.51	0.10	7.62	7.42	254.69	6.20	259.67	247.75	0.12	0.00	0.12	0.12	4.33	0.56	4.94	3.84
	nov-16	24.50	0.29	24.78	24.20	7.99	0.33	8.29	7.64	223.52	25.86	247.67	196.23	0.12	0.00	0.12	0.12	6.07	0.87	6.98	5.25
	feb-17	21.76	0.56	22.37	21.27	7.27	0.13	7.41	7.16	237.61	47.91	292.50	204.22	0.12	0.00	0.12	0.12	3.45	0.19	3.62	3.24
	mar-17	22.90	0.25	23.06	22.62	7.15	0.16	7.32	7.00	66.00	20.74	82.39	42.68	0.15	0.00	0.15	0.14	0.90	0.19	1.05	0.68
	abr-17	22.50	1.20	23.55	21.19	7.07	0.07	7.13	7.00	91.86	61.81	160.20	39.86	0.14	0.01	0.15	0.13	1.34	0.06	1.41	1.29
	may-17	24.86	1.23	26.28	24.08	7.16	0.05	7.20	7.11	-73.45	12.91	-58.64	-82.38	0.18	0.01	0.19	0.17	1.29	0.25	1.58	1.13
	jun-17	32.81	3.13	36.43	30.97	7.21	0.10	7.28	7.09	-80.70	17.38	-67.88	-100.48	0.18	0.02	0.20	0.17	2.28	1.08	3.30	1.14
	jul-17	26.52	0.71	27.29	25.90	7.35	0.14	7.50	7.23	-61.58	43.59	-12.42	-95.54	0.23	0.05	0.28	0.19	1.99	0.94	3.06	1.26
	sep-17	23.06	3.70	25.38	18.80	6.95	0.86	7.45	5.96	-13.10	28.59	19.86	-31.20	0.22	0.03	0.23	0.18	2.16	0.22	2.33	1.91
	oct-17	24.60	0.30	24.94	24.41	12.30	0.31	12.64	12.03	39.06	9.14	45.28	28.56	0.17	0.01	0.18	0.16	3.56	0.29	3.89	3.32

Cuadro 2: Modelos obtenidos de la población de *P. bimaculatus*. Se probó el modelo nulo donde todo es constante (.) y el efecto temporal (t) de ϕ , p y f . AICc se refiere al modelo de información Akaike, el modelo con menor valor de AICc es el que mejor se ajusta a los datos. Modelos con $\Delta AICc > 2$ no tienen apoyo, W AICc se refiere al peso que obtuvo cada modelo en la función de máxima verosimilitud, solo se presentaron modelos con pesos mayores a 0, también se muestra la devianza de cada modelo.

Modelo	AICc	Δ AICc	W AICc	N° Par.	Devianza
Phi(t) p(t) f(t)	46992.24	0.00	0.99999	31	223.12
Phi(t) p(t) f(.)	47014.78	22.54	0.00001	22	263.77
Phi(t) p(.) f(t)	47041.71	49.47	0	21	292.71
Phi(.) p(t) f(t)	47051.45	59.21	0	22	300.44
Phi(.) p(.) f(t)	47067.63	75.40	0	12	336.71
Phi(.) p(t) f(.)	47076.52	84.29	0	13	343.59
Phi(t) p(.) f(.)	47178.19	185.95	0	12	447.26
Phi(.) p(.) f(.)	47253.83	261.59	0	3	540.93

Leyenda de Figuras del capítulo 2

Figura 1: Ubicación geográfica del río Teuchitlán, Jalisco. Donde se encuentra la población de *P. bimaculatus*. Las figuras muestran los sitios de recolecta.

Figura 2: Diagrama del análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas tomadas por sitio y por mes en el área de estudio. Los componentes principales uno y dos representan la mayor varianza explicada.

Figura 3: a) Probabilidades de supervivencia (ϕ), b) probabilidad de recaptura (p) y c) probabilidad de reclutamiento (f) de *P. bimaculatus*. Obtenidos con el promedio ponderado de los modelos Pradel del modelo de marcaje-recaptura. Las barras muestran los intervalos de confianza del 95%.

Figura 4: Tamaño poblacional de *P. bimaculatus* a partir de la segunda ocasión de muestreo, estimada por medio de p y n . Las barras representan los intervalos de confianza de 95%.

Figura 5: Tasas de crecimiento poblacional (λ) de *P. bimaculatus*, estimada como un parámetro derivado mediante los promedios ponderado de los modelos mejor apoyados (tabla 1). Las barras de muestran los intervalos de confianza de 95%.

Figura 6: Proporciones sexuales para cada ocasión de muestreo por sitio, de la población de *P. bimaculatus*. Los números arriba de las barras indican la proporción de hembras respecto a los machos (h:m). El símbolo (*) indica las ocasiones de muestreo que obtuvieron un valor de $p < 0.05$ en la prueba de χ^2 .

Figura 7: Diferencia de medias del número de organismos de cada clase de talla por sitio, a) hembras y b) machos. Las líneas arriba de las barras representan el error estándar. Letras que no se repiten indican que son significativamente diferentes con $p < 0.05$.

Lista de figuras del capítulo 2

Figura 1

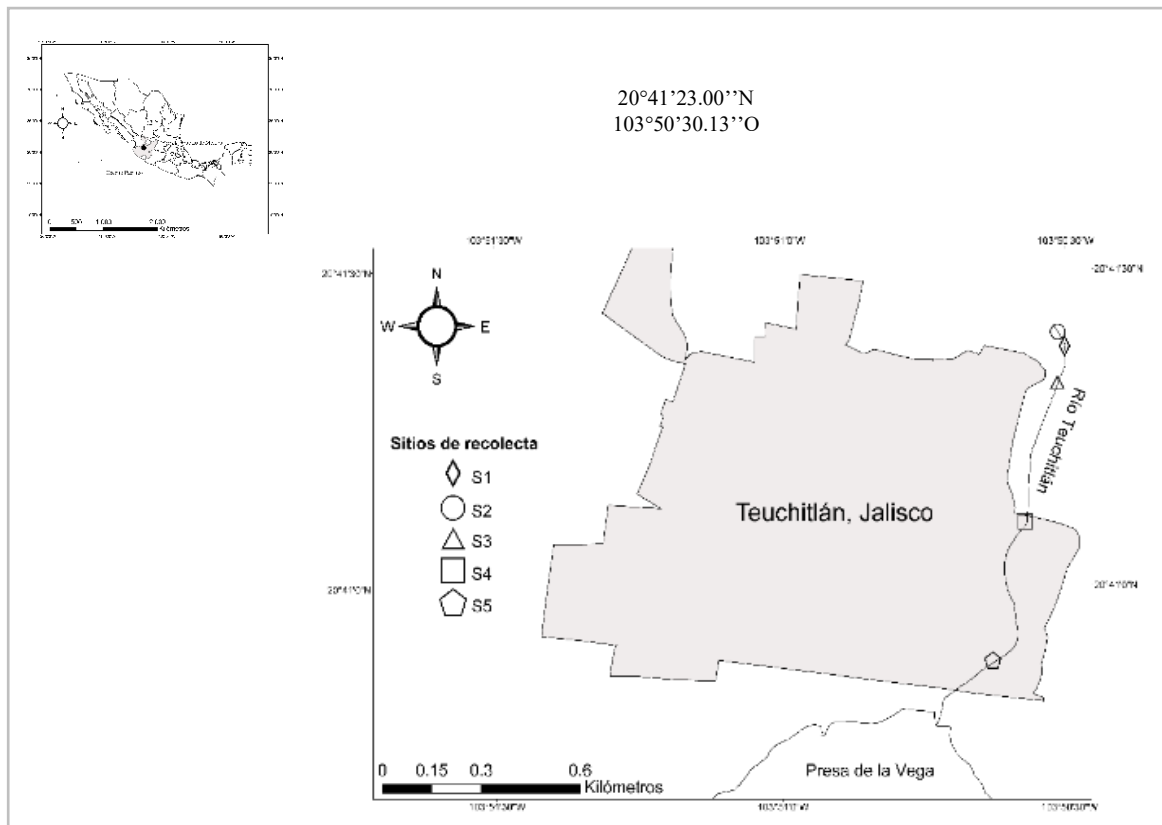


Figura 2

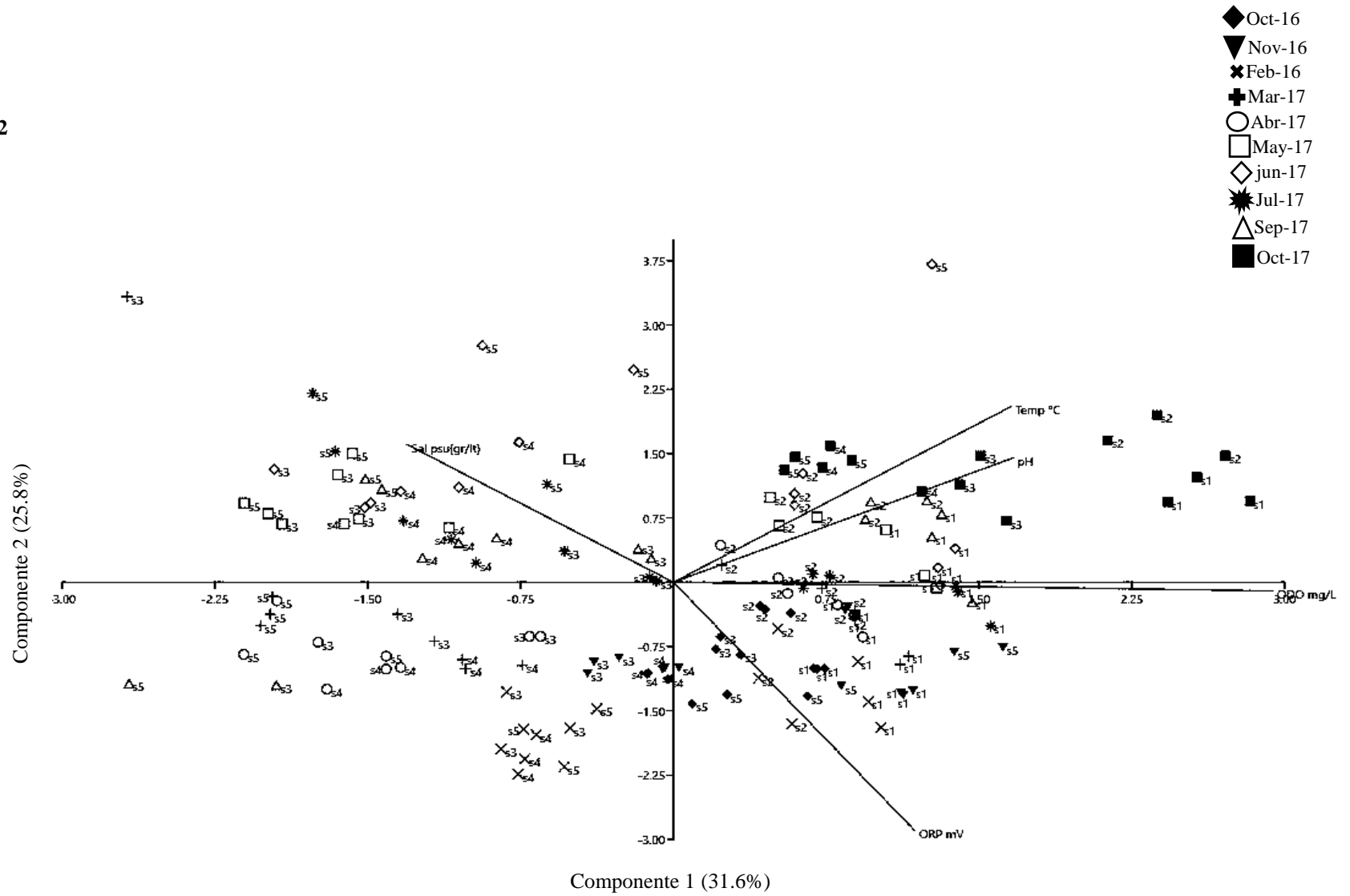


Figura 3

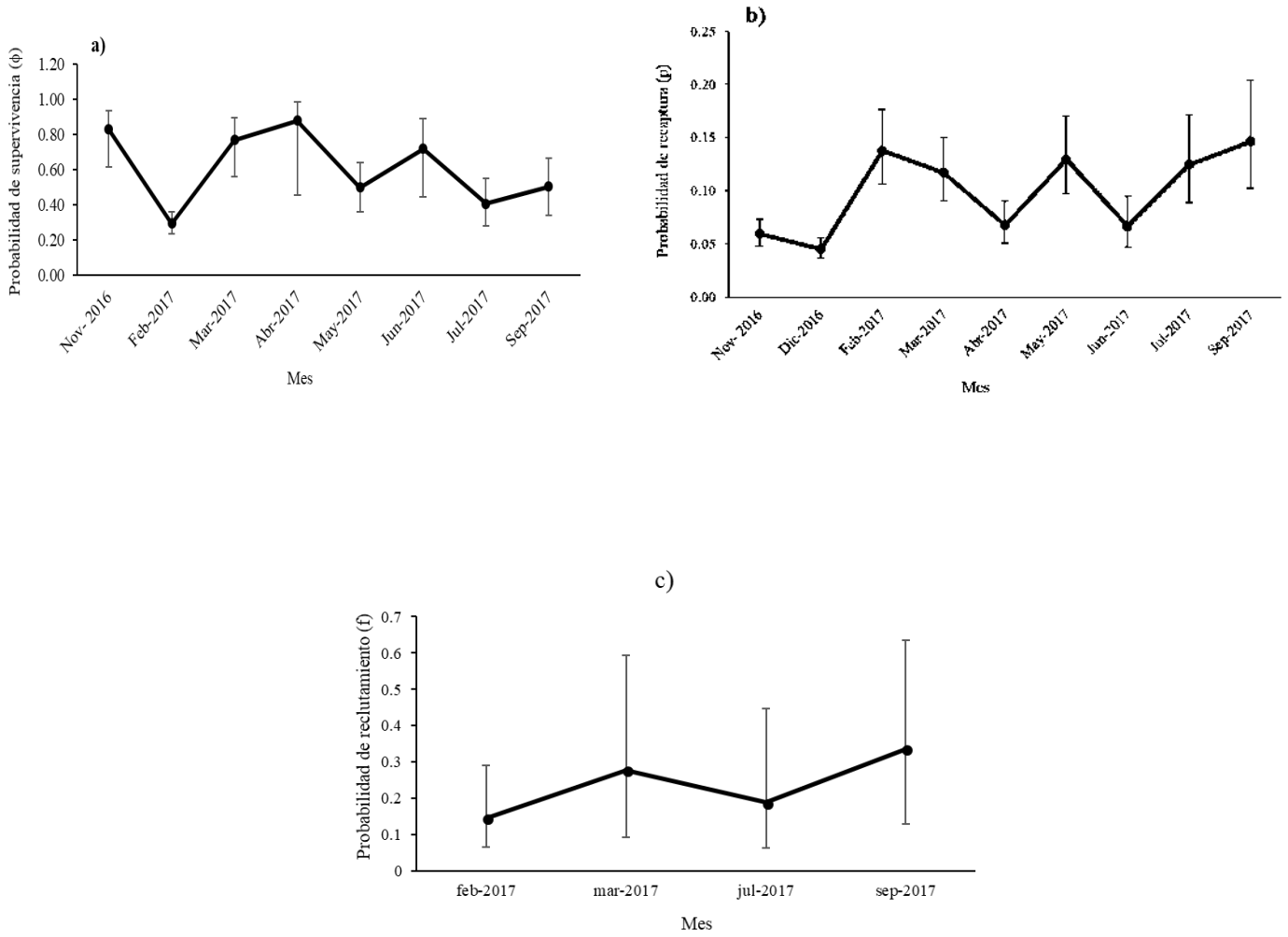


Figura 4

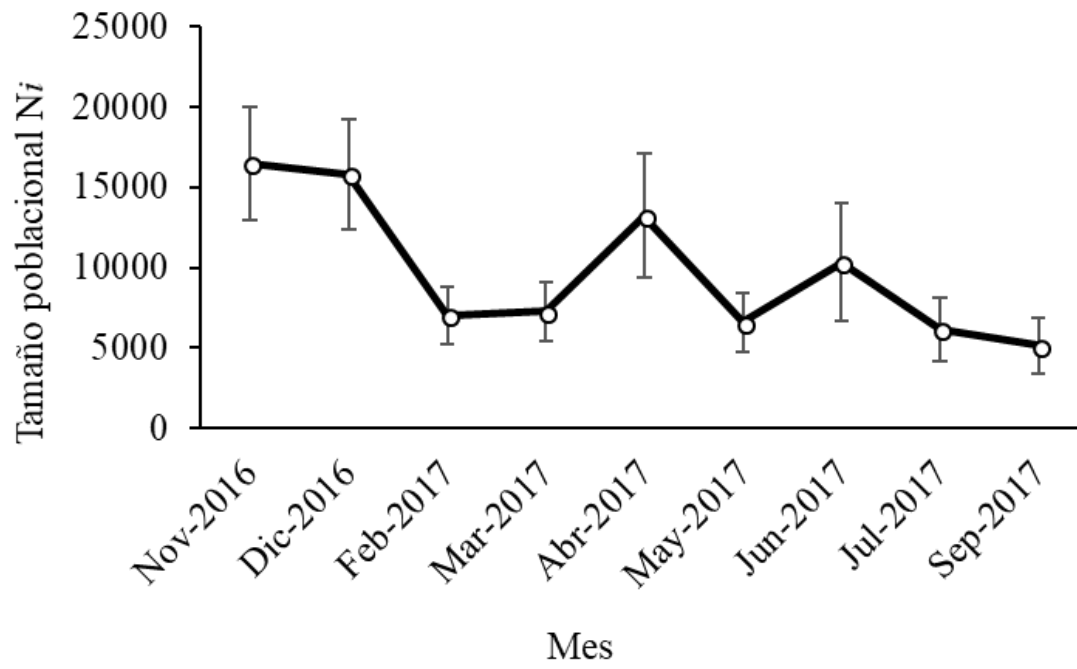


Figura 5

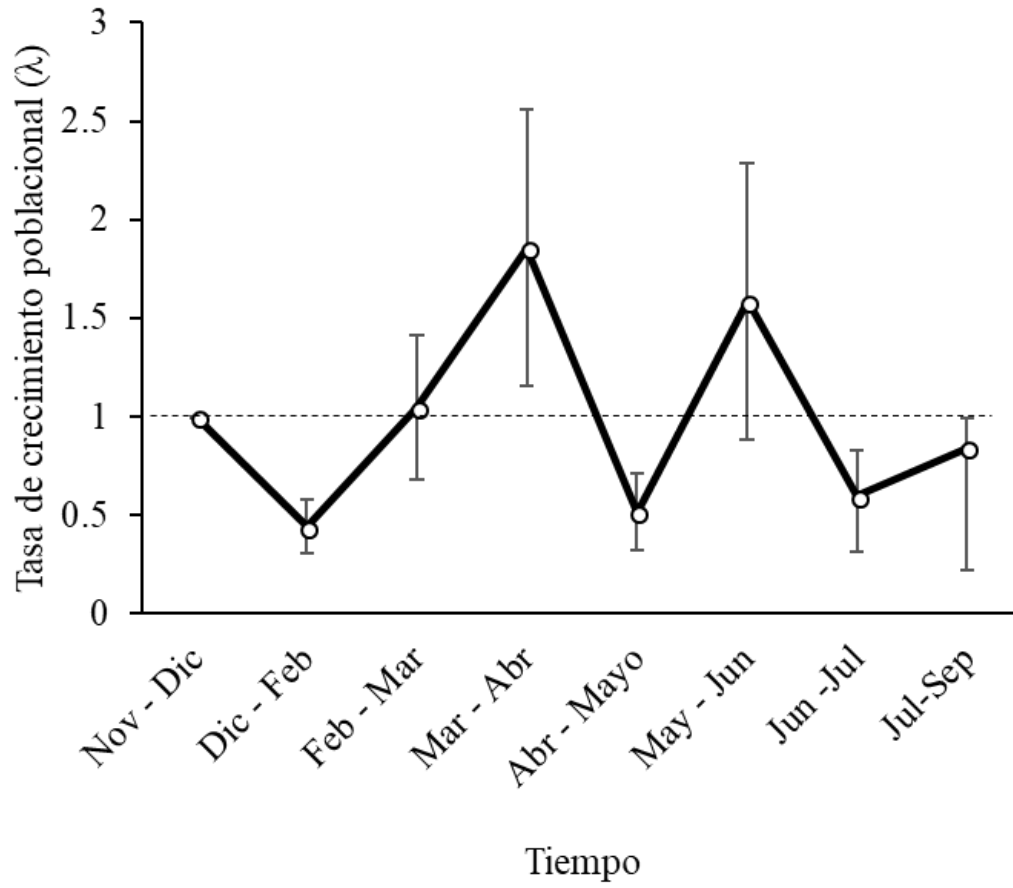


Figura 6

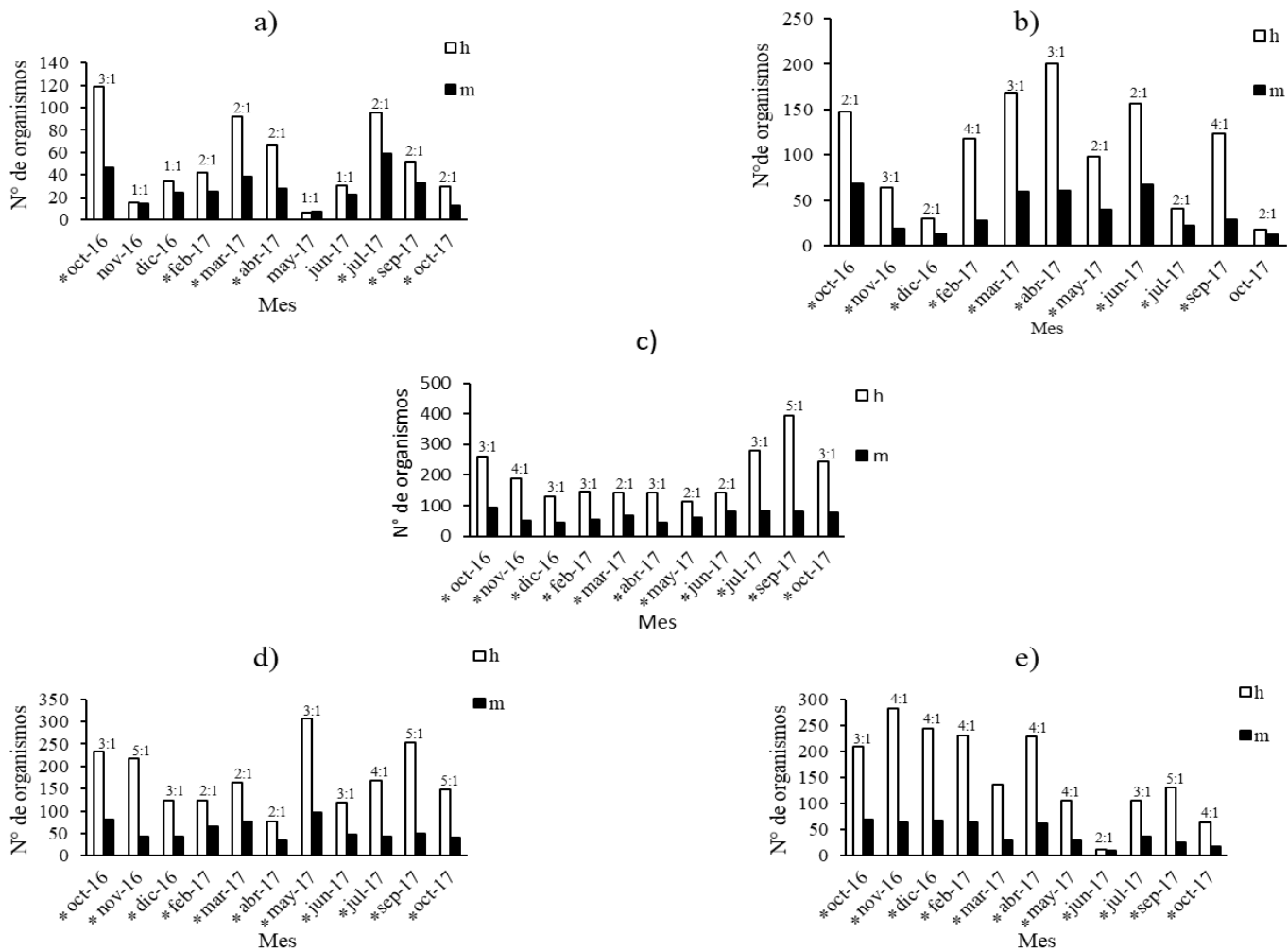
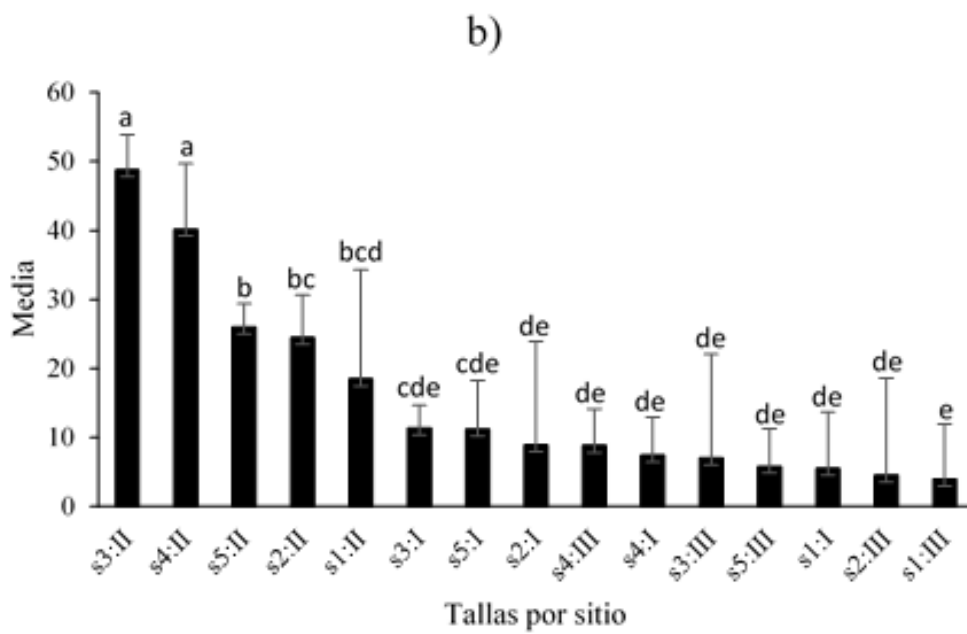
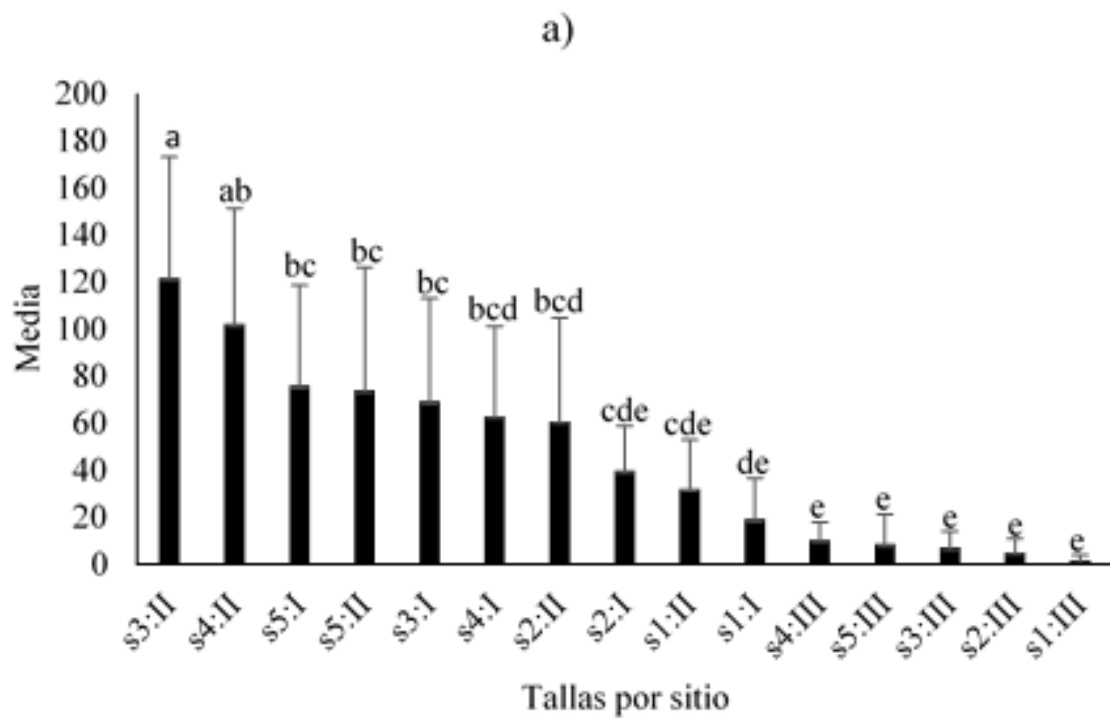


Figura 7



DISCUSIÓN GENERAL

Las tres poblaciones de especies no nativas *P. sphenops*, *X. hellerii* y *P. bimaculatus*, son muy exitosas en el río Teuchitlán, ya que presentan abundancias más altas que las especies nativas (Mar-Silva *et al.*, en prensa), del mismo modo, las proporciones sexuales sesgadas hacia y la mayor abundancia de la clase de los reproductores promueven el crecimiento de su población de estas especies no nativas. Por otra parte, la población de *P. bimaculatus* se encuentra estable y en crecimiento a lo largo del tiempo, evidenciado por los valores de lambda ($\lambda \geq 1$) obtenidos en el presente estudio, lo cual puede estar relacionado a la capacidad de colonización que presenta la familia Poeciliidae (Elías-Fernández *et al.*, 2006). Estas se encuentran distribuidas a lo largo del río, sin embargo, *P. bimaculatus* fue la más abundante, a causa de que esta especie es muy tolerante a las condiciones de los hábitats donde es introducida, además se alimenta de una mayor cantidad de artículos alimentarios a comparación de *P. sphenops* y *X. hellerii* (Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007; Mar-Silva *et al.*, en prensa; Mejía-Mojica *et al.*, 2014), por otra parte, está catalogada como especie oportunista, aprovechando los recursos que encuentre disponibles (Winemiller, 2005).

Por otra parte, *X. hellerii* es la especie más colorida, así mismo tienen una elongación en los radios inferiores de la aleta caudal (Arevalo-Rivera *et al.*, 2010), lo cual los hace más susceptibles a depredación, por lo tanto, habita en sitios con una gran cantidad de refugios, así mismo se ha reportado que las poblaciones no nativas de esta especie habitan en zonas que presentan una gran cantidad de vegetación acuática. *X. hellerii* es una especie tolerante a la contaminación, sin embargo, la contaminación puede afectar de manera crítica la reproducción y el reclutamiento, causando mortalidad de las crías (Favari-Perozzi *et al.*, 2003), es por esto que es más abundante en el S3, ya que este sitio es una de las porciones del río que presenta menor perturbación.

Aunque *P. sphenops* también está distribuida a lo largo del río, es más abundante en el S5, ya este sitio presenta una gran cantidad de nutrientes promoviendo alta productividad primaria, se ha reportado que esta especie se alimenta principalmente de artículos vegetales (Martínez, 1989; Trujillo-Jiménez y Toledo-Beto, 2007), por lo tanto esta puede ser la razón de que sea tan abundante en el S5, ya que este sitio le provee gran cantidad de recursos.

Las poblaciones de especies no nativas son más exitosas en ambientes modificados por el hombre (Contreras-MacBeath *et al.*, 2014), el río Teuchitlán es característico por presentar este tipo de modificaciones, por lo cual, es un hábitat adecuado para el establecimiento de especies no nativas, esto se ve reflejado en la variación de las variables fisicoquímicas que presenta el río en las partes donde el agua esta embalsada y en los sitios más cercanos a la desembocadura, ya que estos sitios presentan acumulación de nutrientes y materia orgánica.

Por otra parte, los ríos que son impactados por el humano presentan una gran homogenización en la diversidad biológica, en los cuales las especies menos tolerantes son afectadas negativamente (Ollero-Ojeda *et al.*, 2006; Ramírez-Carrillo y Macías-García, 2015). Los organismos tolerantes, como es el caso de las especies no nativas de la familia Poeciliidae, son capaces de ocupar los espacios que quedan disponibles en el hábitat.

Con los resultados obtenidos en la presente investigación, se pueden proponer estrategias de manejo adecuadas para las poblaciones de especies no nativas del río Teuchitlán, sin embargo, es necesario generar estrategias que ayuden a mejorar la calidad del agua, ya que esto puede ser un factor determinante para lograr que estas poblaciones disminuyan, del mismo modo evitar que otras especies no nativas se establezcan. El presente estudio puede servir de referencia para ser aplicado en las localidades donde habitan otras poblaciones de peces no nativas.

BIBLIOGRAFÍA GENERAL

- Bronikowski, A.M., M.E. Clark, F.H. Rood y D.N. Reznick. 2002. Population-dynamic consequences of predator-induced life history variation in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Ecology*. 83(8), 2194-2204.
- Cabral, J.A. y J.C. Marques. 1999. Life history, population dynamics and production of eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Pisces, Poeciliidae), in rice fields of the lower Mondego River Valley, western Portugal. *Acta Oecologica*. 20, 607-620.
- Contreras-MacBeath, T., M.T. Gaspar-Dillanes, L. Huidobro-Campos y H. Mejía-Mojica. 2014. Peces invasores en el centro de México, en R. Mendoza y P. Koleff (coords.), *Especies acuáticas invasoras en México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 413-424.
- Csirke B. J. 1989. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO, Documentos Técnicos de Pesca. N° 192, pp. 87.
- De la Vega-Salazar. 2003. Situación de los peces dulceacuícolas en México. *Ciencias* 72. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. 11 pp.
- Elías-Fernández, N.A., N.A. Navarro-Salgado, J.L. Fernández-Guzmán y G. Contreras-Rivero. 2006. Crecimiento, abundancia y biomasa de *Poecilia reticulata* en el lago urbano del parque Tezozomoc de la Ciudad de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Ambientales*. 12, 155-159.
- Favari-Perozzi, L., M. Madrigal-Ortiz, E. López-López. 2003. Efecto del agua del embalse De la Vega en la lipoperoxidación y los niveles de la acetilcolinesterasa en el hígado y en el músculo de *Xiphophorus hellerii*. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 3: 145-155.
- 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.* 933-938.

- Lasso-Alcalá, O. M., y J. M. Posada. 2010. Presence of the invasive red lionfish, *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758), on the coast of Venezuela, southeastern Caribbean Sea. *Aquatic Invasions* 1: S53-S59.
- López-López, E. y J. Paulo-Maya. 2001. Changes in the Fish Assemblages in the Upper Río Ameca, México. *Journal of Freshwater Ecology*. 16: 179-187.
- Maddern, M. G., H. S. Gill y D. L. Morgan. 2011. Biology and invasive potential of the introduced swordtail *Xiphophorus hellerii* Heckel (Poeciliidae) in Western Australia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 21: 282-291.
- Mandujano-Rodríguez, S. 2011. Ecología de poblaciones aplicada al manejo de Fauna Silvestre Cuatro conceptos (N λ MSY PE). Colección de Fauna Silvestre. Instituto Literario de Veracruz S. C. 104 p.
- Martínez, T.M. 1989. Contribución al conocimiento de la biología de *Poecilia sphenops* Valenciennes (Pisces: Poeciliidae) en la presa Zicuirán, Michoacán. *Bol. Univ. Michoacana de San Nicolás de Hidalgo* 2, 49-63.
- Miller, R.R., W.L. Minckley y S. M. Norris. 2005. *Freshwater fishes on Mexico*. The University of Chicago Press. 559 pp.
- Morris, JR. J. A., J. L. Akins, A. Barse, D. Cerino, D. W. Freshwater, S. J. Green, R. C. Muñoz, C. Paris y P. E. Whitfield. 2009. Biology and ecology of the invasive lionfishes, *Pterois miles* and *Pterois volitans*. *Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. 29: 409-414.
- Norstog, J. K., y J. T. Nicholls. 1997. *The Biology of the cycads*. Cornell University Press, United States of America.
- Ollero-Ojeda, A., D. Ballarín-Ferrer y D. Mora-Mur. 2006. Cambios en el cauce y el llano de la inundación del río Ebro (Aragón) en los últimos 80 años. *Geographicalia*. 50: 87-109.

Ramírez-Carrillo, E. y C. Macías-García. 2015. Limited options for native goodeid fish simultaneously confronted to climate change and biological invasions. *Biological invasions*, 17: 245-256.

Trujillo-Jiménez, P. y H. Toledo-Beto. 2007. Alimentación de los peces dulceacuícolas tropicales *Heterandria bimaculata* y *Poecilia sphenops* (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). *Rev. Biol. Trop.* 55, 603-615.

Winemiller, K. O. 2005. Life history strategies, population regulation, and implications for fisheries management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62, 872-885.

Recomendaciones

Es recomendable realizar estudios de las poblaciones de especies nativas, con la finalidad de conocer su dinámica poblacional, con lo cual los planes de manejo implantados con los resultados de la presente investigación pueden ser exitosos.