

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v73i1.59797>


## Dinámica poblacional y morfometría del acocil *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) introducido en el centro de México

Cristian Alberto Espinosa-Rodríguez<sup>1\*</sup>;  <http://orcid.org/0000-0002-3951-3618>

Ivan Manuel Saavedra-Martínez<sup>1</sup>;  <http://orcid.org/0009-0005-0660-976X>

Laura Peralta-Soriano<sup>1</sup>;  <http://orcid.org/0000-0002-1853-8234>

Ligia Rivera-De la Parra<sup>2</sup>;  <http://orcid.org/0000-0002-7303-6798>

Alfonso Lugo-Vázquez<sup>1</sup>;  <http://orcid.org/0000-0002-0974-9814>

1. Grupo de Investigación en Limnología Tropical (GILT), Unidad de Investigación Interdisciplinaria en Ciencias de la Salud y la Educación, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla de Baz CP 54090, Estado de México, México; caer\_atl@iztacala.unam.mx (\*Correspondencia); ivansaavedrarobot@gmail.com; sorial@unam.mx; lugov@unam.mx
2. Laboratorio de Fisiología Vegetal, L-204, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. De los Barrios 1, Col. Los Reyes Iztacala, Tlalnepantla de Baz, CP 54090, Estado de México, México; ligia.lrp@gmail.com

Recibido 06-V-2024. Corregido 19-XI-2024. Aceptado 04-III-2025.

### ABSTRACT

#### Population dynamics and morphometry of the crayfish *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae) introduced in Central Mexico

**Introduction:** *Procambarus clarkii* is an invasive species introduced to central Mexico that threatens biodiversity.

**Objective:** To analyze monthly, during an annual cycle, the demographic and morphometric changes of *P. clarkii* concerning environmental variation in a reservoir (Taxhimay, State of Mexico).

**Methods:** Abundance, sex ratio, fecundity, and nutrition in females were determined using the hepatopancreatic (HSI) and gonadosomatic (GSI) indices.

**Results:** The PCA showed that phycocyanin, chlorophyll *a*, and pH explained 80.7 % of the environmental variation and grouped the sample sites into October-February, March-April, May-July, and August-September. A total of 464 individuals were captured; 198 (43 %) were females, and 266 (57 %) were males, of which 26 were non-reproductive form II. Abundance was positively correlated with phycocyanin and chlorophyll *a* and negatively correlated with transparency and depth. The highest abundance of organisms occurred in April at the end of the dry season. According to HSI and GSI, two reproductive seasons were recorded in June-September and January-March. Morphometric variables statistically different between males and females were cephalothorax width, length and width of chelae, and dactylus. In addition, it was recorded that the average length of *P. clarkii* in the Taxhimay reservoir is larger than that reported in its natural distribution area and other places where it has been introduced into Mexican territory and Europe.

**Conclusion:** The environmental conditions of the Taxhimay reservoir are conducive to the establishment and growth of *P. clarkii*, thereby endangering native species in central Mexico.

**Keywords:** Crustacea; morphometry; invasive species; sex ratio; red swamp crayfish; seasonality.



## RESUMEN

**Introducción:** *Procambarus clarkii* es una especie invasora introducida en el centro de México, donde representa una amenaza para la biodiversidad.

**Objetivo:** Se analizaron cambios demográficos y morfométricos mensuales de *P. clarkii* durante un ciclo anual en el embalse Taxhimay (Estado de México) considerando la variación ambiental.

**Métodos:** Se determinó la abundancia, proporción sexual, así como la fecundidad y nutrición en hembras mediante los índices hepatopancreático (HSI) y gonadosomático (GSI).

**Resultados:** El PCA explicó el 80.7 % de la variación de los datos ambientales y agrupó los sitios de muestreo en octubre-febrero, marzo-abril, mayo-julio y agosto-septiembre; donde la ficocianina, la clorofila *a* y el pH explicaron el mayor porcentaje de variación. Se capturaron 464 individuos de los que 198 (43 %) fueron hembras y 266 (57 %) machos, de los cuales 26 eran no reproductores forma II. La abundancia se correlacionó positivamente con ficocianina y clorofila *a* y negativamente con la transparencia y profundidad. Al final de la época de secas, en abril, se presentó la mayor abundancia de organismos. De acuerdo con el HSI y el GSI se registraron dos temporadas reproductivas en junio-septiembre y enero-marzo. Las variables morfométricas estadísticamente diferentes entre machos y hembras fueron el ancho del cefalotórax, longitud y ancho de quelas y dactilopodios. Además, se registró que las tallas promedio de *P. clarkii* en el embalse Taxhimay son mayores que aquellas reportadas en su zona de distribución natural y en otras zonas donde se ha introducido en territorio mexicano y en Europa.

**Conclusión:** El embalse Taxhimay cuenta con las características ambientales favorables para el establecimiento y desarrollo de *P. clarkii*, por lo que representa una amenaza para las especies nativas de la zona central de México.

**Palabras clave:** Crustacea; morfometría; especie invasora; proporción de sexos; acocil rojo de pantano; estacionalidad.

## INTRODUCCIÓN

*Procambarus clarkii* (Girard, 1852) es una especie que se distribuye naturalmente en el sur de Estados Unidos y el noreste de México (Campos & Rodríguez-Almaraz, 1992; Hernández et al., 2008; Rodríguez-Almaraz et al., 1993; Rodríguez-Almaraz & Campos, 1994) en los estados de Chihuahua, Coahuila, Nuevo León y Tamaulipas (Torres & Álvarez, 2012). Presenta una elevada plasticidad fenotípica, rápido crecimiento somático, altas tasas reproductivas (Scalici et al., 2010; van Kuijk et al., 2021), una elevada tolerancia a la variación ambiental (Piersanti et al., 2018) y resistencia a diversas enfermedades (Ren et al., 2022). Además, tiene alta calidad nutricional como alimento (Li et al., 2021), por lo que se han desarrollado varios suplementos alimenticios que lo incluyen como ingrediente (Franco, 2014). Algunos de sus componentes se han utilizado en aplicaciones biomédicas para la reducción de tumores, como antiinflamatorio (Pu et al., 2011) y como promotores del proceso de cicatrización, por lo que se ha considerado un organismo con alto interés para la acuicultura (Jin et al., 2019;

Loureiro et al., 2015). Debido a su alto valor comercial y facilidad de cultivo, esta especie se ha introducido en casi todos los continentes, excepto Australia y la Antártida (Oficialdegui, 2020). Ha sido catalogada dentro de las 100 especies exóticas con mayores efectos negativos sobre los ecosistemas en Europa (Mistri et al., 2019), por ser considerada una especie bastante agresiva que reduce la abundancia de moluscos, macrófitas, anfibios, insectos acuáticos y crustáceos nativos (Alcorlo et al., 2004; Gherardi, 2006; He et al., 2021), desplaza competitivamente a otras especies de acociles limitando su alimento y refugio (Álvarez et al., 2014; Hernández et al., 2008; O'Shaughnessey & Keller, 2019; Rodríguez-Almaraz & Campos, 1994). También es portador de parásitos de vertebrados (Sánchez & Angeler, 2006) y vector del oomiceto *Aphanomyces astaci* que provoca una alta mortalidad en acociles nativos (Aquiloni et al., 2011). Además, por su forma de alimentación y hábitos de excavación, remueve constantemente los sedimentos, acelerando el proceso de eutrofización y promoviendo el cambio de un estado de agua clara a un estado turbio en los cuerpos de agua someros (Angeler

et al., 2001; Rodríguez et al., 2003); por todo lo anterior, representa un gran riesgo para la biodiversidad y la conservación de los servicios ecosistémicos en los sitios donde se ha introducido (Álvarez et al., 2014; Lodge et al., 2012; Souty-Grosset et al., 2016).

El acocil rojo de pantano *P. clarkii* juega un papel importante en los ecosistemas como especie clave, ya que regula el flujo energético entre niveles tróficos y genera cambios en la organización y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Franco, 2014; Rangel, 2009). Posee una alta capacidad de dispersión en el ambiente debido a que tiene una dieta generalista-opportunista (Gherardi & Barbaresi, 2008), aunque su abundancia también puede estar regulada por variables ambientales como la disponibilidad de recursos, temperatura, altitud y tasa de residencia del agua (Gil-Sánchez & Alba-Tercedor, 2002; Mistri et al., 2019; Scalici et al., 2010). Sin embargo, hay poca información acerca de la dinámica de su población en embalses tropicales de elevada altitud, por lo que el entendimiento de sus atributos poblacionales puede tener fuertes implicaciones para determinar los factores que pueden afectar su abundancia y distribución (Scalici et al., 2010). Por su parte, los análisis morfométricos se pueden utilizar para determinar el efecto de diversas variables ambientales sobre el desarrollo de los organismos o el posible efecto que los organismos pueden tener sobre el ambiente; por ejemplo, la longitud de las quelas de los acociles sirve para determinar el éxito competitivo, ya que es una estructura que utilizan para defenderse y atacar (Hossain et al., 2019).

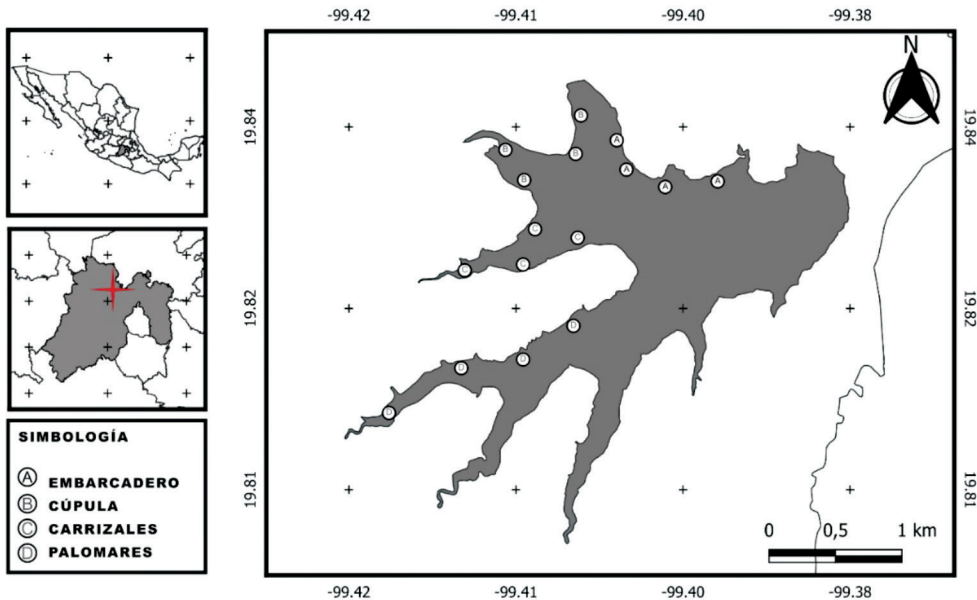
Muchas de las introducciones de especies en ambientes acuáticos han sido planeadas como programas de producción como en el caso de *P. clarkii*; sin embargo, estas actividades han provocado una expansión en su distribución (Azofeifa-Solano et al. 2023; Hernández et al., 2008). En México, se ha reportado su presencia en los estados de Chihuahua, Nuevo León, Sonora, Coahuila, Durango, Tamaulipas, Baja California, Baja California Sur y al sur del país en Chiapas (Campos & Rodríguez-Almaraz, 1992; Hernández et al., 2008;

Rodríguez et al., 2003; Rodríguez-Almaraz et al., 1993; Rodríguez-Almaraz & Campos, 1994). Recientemente, reconocimos que esta especie se encuentra distribuida en el centro de México en los estados de México e Hidalgo, lo que representa una amenaza para las especies nativas y endémicas, en particular para el acocil nativo *Cambarellus montezumae*, por lo que el objetivo de este estudio fue determinar si las condiciones ambientales del embalse Taxhimay son propicias para el establecimiento de *P. clarkii*, así como caracterizar los cambios en su abundancia, proporción de sexos, fecundidad y variación morfológica a lo largo de un ciclo anual.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El embalse Taxhimay (Fig. 1) se encuentra a 2 200 m.s.n.m. sobre el Eje Neovolcánico Transmexicano en la cuenca del río Pánuco entre las coordenadas geográficas 19°48'32"-19°50'28" N & 99°23'01"-99°25'09" W en el área natural protegida de jurisdicción estatal "Santuario del agua y forestal Presa Taxhimay". Es un embalse de 365 ha, con una longitud máxima de 4.1 Km y profundidades menores a 25 m que se recarga principalmente de escurrimientos provenientes de afloramientos de manantiales de las zonas más elevadas que llevan el agua por los ríos San Luis, Palomas y Las Moras. Su uso es principalmente para la irrigación y recreación, mientras que las zonas aledañas son de uso forestal, agrícola y pecuario con bosques de coníferas y de encino con pastizales y matorrales inducidos (Instituto de Información e Investigación Geográfica y Catastral del Estado de México, 2015).

**Metodología de campo:** El registro de las variables ambientales se realizó en 4 áreas donde se recolectó *P. clarkii* y corresponden a: Embarcadero (A), Cúpula (B), Carrizales (C) y Palomares (D) (Fig. 1). Estas áreas fueron muestreadas mensualmente durante el periodo de agosto 2018 a julio 2019 donde se registró la temperatura, oxígeno disuelto y conductividad específica (YSI 85); transparencia con el disco

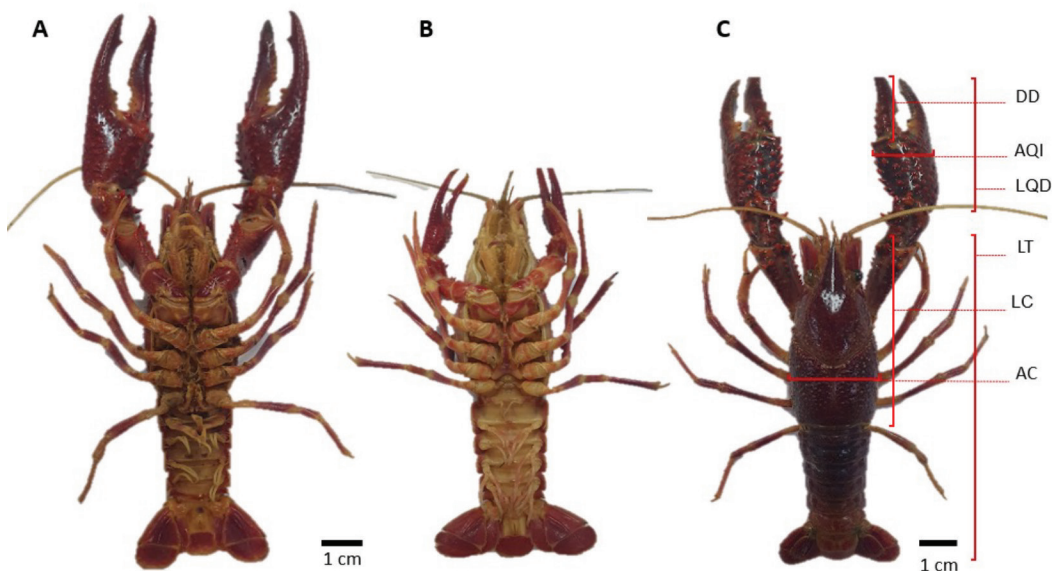


**Fig. 1.** Áreas de muestreo. Embarcadero (A), Cúpula (B), Carrizales (C) y Palomares (D) de *Procambarus clarkii* en el embalse Taxhimay, Estado de México. De cada área se consideraron cuatro sitios de muestreo. / **Fig. 1.** Location of the sampling areas. Embarcadero (A), Cúpula (B), Carrizales (C), and Palomares (D) of *Procambarus clarkii* in the Taxhimay reservoir, State of Mexico. From each area four sampling point were considered.

de Secchi, pH (Conductronic PH10), alcalinidad, dureza total (Clesceri et al., 1998), clorofila *a*, ficocianinas *in vivo* en campo (fluorómetro Turner Designs, Aquafluor), turbidez en unidades nefelométricas con un turbidímetro Cole-Parmer y profundidad con una ecosonda Hondex Digital. En laboratorio, la clorofila *a* fue cuantificada con un fluorómetro Turner Designs modelo 10AU, de acuerdo con el método de Arar y Collins (1997). Para la determinación de nutrientes (fósforo reactivo disuelto y nitratos) se utilizó un espectrofotómetro marca HACH modelo DREL/2000 siguiendo los métodos estandarizados (Hach Company, 1993).

**Monitoreo y caracterización de *Procambarus clarkii*:** Se utilizaron trampas cilíndricas de doble cono de 50 cm de longitud y diámetro de abertura en los extremos de 5 cm que fueron elaboradas con malla camaronesa de 1 cm de abertura de malla. Se distribuyeron cuatro trampas por área de muestreo dando un total de 16 trampas por mes. Se colocó cebo

en cada trampa y se sujetó a un flotador a una distancia de 2-3 m de la orilla a una profundidad de entre 0.5 y 2.5 m. Se ubicaron por la tarde entre las 17:00 y 19:00 h y se recogieron al día siguiente entre las 10:00 y 13:00 h. Los organismos recolectados fueron cuantificados por sexo (Fig. 2A y Fig. 2B), para determinar el tipo de macho, se identificó el desarrollo de los procesos apicales del primer par de pleópodos y de los ganchos bien formados en los isquios del 3er y 4to par de pereópodos; posteriormente, se tomaron nueve medidas morfométricas con la ayuda de un vernier digital con calibrador electrónico de 12 / 300 mm, las cuales fueron: longitud total (LT), longitud y ancho del cefalotórax (LC y AC) y longitud y ancho de las quelas derecha e izquierda (LQD, AQD, LQI y AQI), dactilopodio derecho e izquierdo (DD y DI) (Fig. 2C) (Sedik et al., 2018). Al terminar, los organismos fueron fijados en alcohol al 70 %, etiquetados y transportados al laboratorio; algunos ejemplares fueron depositados en la Colección Nacional de Crustáceos (Instituto



**Fig. 2.** *Procambarus clarkii*. **A.** Vista ventral del macho, **B.** Vista ventral de la hembra, **C.** Variables morfométricas; longitud total (LT), longitud del cefalotórax (LC), ancho del cefalotórax (AC), longitud de la quela derecha (LQD), ancho de la quela derecha (AQI) y dactilopodio derecho (DD). / **Fig. 2.** *Procambarus clarkii*. **A.** Ventral view of male, **B.** Ventral view of female, **C.** Morphometrical variables; total length (LT), cephalothorax length (LC), cephalothorax width (AC), right chela length (LQD), right chela width (AQI), and right dactilopodia length (LDI).

de Biología, UNAM) con número de registro CNCR 36860. Para determinar los índices de fecundidad y nutrición, las hembras fueron pesadas en una balanza analítica marca Sartorius modelo CP124S; posteriormente, se les realizó una disección para extraer y pesar las gónadas y la hepatopáncreas para el cálculo de los índices gonadosomático (GSI) y hepatopancreático (HSI), los cuales se calcularon con la técnica de Jin et al. (2019).

$$\text{GSI} = 100 \times \frac{P_g}{P_c}$$

$$\text{HSI} = 100 \times \frac{P_h}{P_c}$$

Donde  $P_g$  corresponde al peso de la gónada,  $P_c$  al peso del cuerpo y  $P_h$  al peso de la hepatopáncreas.

**Análisis de datos:** Los datos de las variables ambientales se transformaron (excepto el pH)  $\text{Log}_{10}(x + 1)$  y se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con el programa CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer, 1998)

para determinar los patrones y relación entre las variables ambientales y los sitios de muestreo (Legendre & Legendre, 2012). También se determinaron los valores promedios con desviación estándar para cada variable ambiental en cada mes de recolecta. Posteriormente, se realizó un análisis de correlación de Pearson utilizando las variables que explicaban el mayor porcentaje de variación ambiental en el PCA (ficocianinas, clorofila *a*, pH, transparencia de Secchi, pH y profundidad) y la abundancia de machos y hembras. Para los índices de fecundidad y nutrición se realizó un ANOVA de una vía para determinar la diferencia entre los meses de muestreo (Sokal & Rohlf, 2000) con el programa Sigma Plot 12.0 (Systat Software, Erkrath, Alemania). Para las variables morfométricas, se calcularon los valores promedios con desviación estándar para cada mes, fueron categorizados por sexos (hembras y machos) y se compararon entre machos y hembras con una prueba de U de Mann-Whitney para datos no paramétricos. Además, se analizó la relación



entre la longitud total de machos y hembras y la longitud de sus quelas para determinar la relación entre las tallas y sexos de acuerdo con Hamasaki et al. (2020).

## RESULTADOS

**Parámetros ambientales:** En la Tabla 1 se muestra que la temperatura promedio varió entre  $16.43 \pm 0.55$  °C en diciembre y  $23.28 \pm 0.68$  °C en junio. La conductividad osciló entre  $109.17 \pm 17.83$   $\mu$ S/cm en agosto y  $145.33 \pm 2.38$   $\mu$ S/cm en junio. El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto promedio fluctuó entre  $56.57$  y  $97.33$  % en diciembre y febrero, respectivamente, mientras que la concentración de oxígeno disuelto cambió de  $5.27$  mg/l a  $9.06$  mg/l en mayo y febrero, respectivamente. Los valores promedio de pH fueron menores en junio ( $6.92 \pm 0.07$ ) y mayores en agosto ( $8.9 \pm 0.12$ ). La alcalinidad total registró un valor promedio mínimo de  $30.5 \pm 0.71$  mg/l de CaCO<sub>3</sub> en junio y un valor máximo de  $110.75 \pm 9.0$  mg/l de CaCO<sub>3</sub> en agosto.

En la Tabla 2 se muestra que la dureza total promedio varió entre  $29.66 \pm 6.95$  mg/l de CaCO<sub>3</sub> en febrero y  $115.50 \pm 21.0$  mg/l de CaCO<sub>3</sub> en diciembre. La transparencia del disco de Secchi mostró el valor promedio más bajo de  $43.75 \pm 22.98$  cm durante en julio, mientras que el más alto de  $141.88 \pm 14.33$  cm en diciembre. Para los pigmentos fotosintéticos, la ficocianina varió entre  $0.83 \pm 0.10$  en agosto y  $119.8 \pm 9.35$  en marzo; la clorofila *a* fluctuó entre  $30.23 \pm 4.10$   $\mu$ g/l en diciembre y  $250.98 \pm 33.30$   $\mu$ g/l en abril. Los nutrientes en forma de N-NO<sub>3</sub> variaron entre  $0.65 \pm 0.07$  mg/l en julio y  $3.16 \pm 1.78$  mg/l en agosto; el valor promedio más bajo de P-PO<sub>4</sub> fue de  $0.01 \pm 0.0$  mg/l que se registró en seis meses, mientras que el más alto fue de  $1.0 \pm 0.08$  mg/l en enero.

El primer eje del análisis de componentes principales explicó el 49.7 %, mientras que el segundo eje explicó el 31 % de la variación ambiental registrada durante el año de muestreo. La ficocianina, la clorofila *a* y el pH fueron las principales variables que explicaron el mayor porcentaje de variación y se relacionaron positivamente con marzo (3) y abril (4), mientras

**Tabla 1**

Variables ambientales registradas en el embalse Taxhimay durante el periodo de agosto 2018 a julio 2019. / **Table 1.** Environmental variables registered in the Taxhimay reservoir during the period from August 2018 to July 2019.

Meses	Temperatura (°C)	Conductividad ( $\mu$ S/cm)	% O <sub>2</sub>	OD (mg/l)	pH	Alc. total (mg/l)
Agosto 2018	$21.83 \pm 0.37$	$109.17 \pm 17.83$	$70.07 \pm 1.05$	$6.30 \pm 0.16$	$8.9 \pm 0.12$	$110.75 \pm 9$
Septiembre 2018	$21.78 \pm 0.40$	$118.75 \pm 2.49$	$72.63 \pm 2.92$	$6.38 \pm 0.20$	$8.28 \pm 0.22$	$95.5 \pm 10.38$
Octubre 2018	$19.97 \pm 1.16$	$119.25 \pm 1.37$	$59.62 \pm 9.72$	$5.42 \pm 0.77$	$7.63 \pm 0.38$	$49.00 \pm 26.0$
Noviembre 2018	$18.12 \pm 0.16$	$128.00 \pm 4.08$	$58.27 \pm 3.02$	$5.54 \pm 0.28$	$7.58 \pm 0.03$	$42.00 \pm 4.00$
Diciembre 2018	$16.43 \pm 0.55$	$125.67 \pm 2.11$	$56.57 \pm 3.39$	$5.53 \pm 0.28$	$7.38 \pm 0.15$	$40.00 \pm 0.00$
Enero 2019	$17.11 \pm 0.53$	$127.25 \pm 3.98$	$65.69 \pm 2.14$	$5.82 \pm 0.22$	$7.39 \pm 0.19$	$37.58 \pm 1.02$
Febrero 2019	$18.31 \pm 0.89$	$125.58 \pm 1.57$	$97.33 \pm 2.25$	$9.06 \pm 0.22$	$8.00 \pm 0.20$	$37.80 \pm 3.90$
Marzo 2019	$20.03 \pm 0.16$	$131.33 \pm 1.83$	$79.29 \pm 6.03$	$7.33 \pm 0.37$	$7.79 \pm 0.14$	$45.25 \pm 1.50$
Abril 2019	$22.22 \pm 0.77$	$138.75 \pm 5.74$	$91.33 \pm 1.65$	$7.95 \pm 0.26$	$8.84 \pm 0.05$	$46.75 \pm 0.50$
Mayo 2019	$22.81 \pm 0.10$	$143.78 \pm 12.33$	$60.18 \pm 9.62$	$5.27 \pm 0.93$	$7.19 \pm 0.36$	$53.60 \pm 4.80$
Junio 2019	$23.28 \pm 0.68$	$145.33 \pm 2.83$	$64.22 \pm 0.78$	$5.47 \pm 0.00$	$6.92 \pm 0.07$	$36.50 \pm 2.12$
Julio 2019	$22.83 \pm 0.38$	$142.00 \pm 1.89$	$67.63 \pm 1.13$	$5.88 \pm 0.02$	$7.02 \pm 0.14$	$30.50 \pm 0.71$

Valores promedio  $\pm$  desviación estándar de la temperatura, conductividad, porcentaje de oxígeno disuelto (% O<sub>2</sub>), concentración de oxígeno disuelto (OD), pH y alcalinidad (Alc. total). Los datos promedio son resultado de cuatro mediciones. / Average values  $\pm$  standard deviation of the temperature, conductivity, percentage of dissolved oxygen (% O<sub>2</sub>), concentration of dissolved oxygen (OD), pH, and total alkalinity (Alc. total). The average data is based on four measurements.

**Tabla 2**

VARIABLES ambientales registradas en el embalse Taxhimay durante el periodo de agosto 2018 a julio 2019. / **Table 2.** Environmental variables registered in the Taxhimay reservoir during the period from August 2018 to July 2019.

Mes	Dureza (mg/l)	Transparencia (cm)	Ficocianina	Clorofila <i>a</i> (µg/l)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	P-PO <sub>4</sub> (mg/l)
Agosto 2018	67.99 ± 2.09	118.17 ± 14.02	0.83 ± 0.10	42.16 ± 11.6	3.16 ± 1.78	0.34 ± 0.02
Septiembre 2018	50.47 ± 11.85	82.38 ± 6.70	1.75 ± 0.31	49.70 ± 6.00	1.00 ± 0.00	0.50 ± 0.60
Octubre 2018	42.69 ± 13.38	94.96 ± 8.68	1.33 ± 0.35	45.75 ± 9.78	0.98 ± 0.05	0.05 ± 0.10
Noviembre 2018	72.22 ± 13.78	127.92 ± 5.29	1.44 ± 0.68	39.27 ± 9.11	1.57 ± 0.39	0.08 ± 0.04
Diciembre 2018	115.50 ± 21.0	141.88 ± 14.33	0.85 ± 0.35	30.23 ± 4.10	0.83 ± 0.10	0.01 ± 0.00
Enero 2019	52.08 ± 0.51	125.52 ± 15.36	1.58 ± 0.48	33.90 ± 3.69	0.85 ± 0.13	1.00 ± 0.08
Febrero 2019	29.66 ± 6.95	98.96 ± 12.10	2.28 ± 0.66	39.59 ± 0.74	1.33 ± 0.10	0.01 ± 0.00
Marzo 2019	42.00 ± 1.48	90.21 ± 6.57	119.80 ± 9.35	48.38 ± 3.28	0.73 ± 0.13	0.01 ± 0.00
Abril 2019	37.62 ± 0.51	83.96 ± 5.46	66.91 ± 9.45	250.98 ± 33	1.20 ± 0.08	0.02 ± 0.01
Mayo 2019	46.20 ± 2.78	74.17 ± 14.14	41.97 ± 15.04	95.34 ± 18.6	0.90 ± 0.10	0.01 ± 0.01
Junio 2019	38.85 ± 8.91	50.42 ± 0.59	66.78 ± 5.14	122.52 ± 23	1.15 ± 0.07	0.01 ± 0.00
Julio 2019	49.35 ± 7.42	43.75 ± 22.98	101.7 ± 46.91	145.80 ± 12	0.65 ± 0.07	0.01 ± 0.00

Valores promedio ± desviación estándar de la dureza, transparencia del disco de Secchi, turbidez, ficocianina, clorofila *a*, nitrógeno como N-NO<sub>3</sub> y fósforo como P-PO<sub>4</sub>. Los datos promedio son resultado de cuatro mediciones. / Average values ± standard deviation of Secchi disk transparency, turbidity, phycocyanin, chlorophyll *a*, nitrogen as N-NO<sub>3</sub> and phosphorus as P-PO<sub>4</sub>. Average data is based on four measurements.

que octubre (10), noviembre (11), diciembre (12) y enero (1) se relacionaron inversamente con estas variables. También se observa que en mayo (5), junio (6) y julio (7) se agruparon en otro cuadrante, mientras que agosto (8) y septiembre (9) formaron otro grupo (Fig. 3).

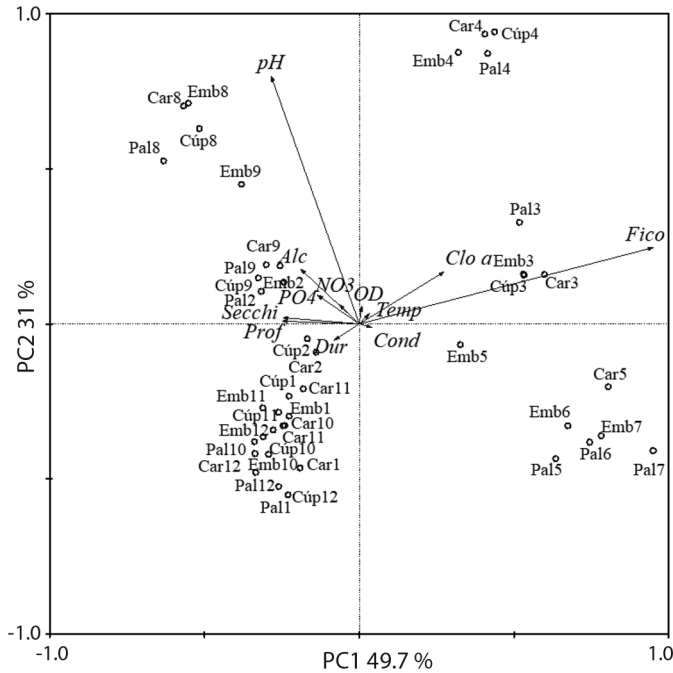
#### Abundancia y distribución de *P. clarkii*:

La abundancia de *P. clarkii* incrementó conforme avanzó el ciclo de muestreo de agosto 2018 a julio 2019 y se observa una relación inversa entre la profundidad promedio y la abundancia de *P. clarkii*. También se observa que los machos presentaron mayor abundancia en la mayoría de los meses con valores mínimos de cinco individuos en agosto y diciembre y valores máximos de 46 individuos en junio. Para las hembras se presentaron valores mínimos de cinco individuos en agosto y valores máximos de 45 individuos en mayo (Fig. 4A). La abundancia de *P. clarkii* fue mayor en la zona del Embarcadero con 92 machos y 60 hembras, seguido de Palomar con 85 machos y 53 hembras. La zona que presentó menor abundancia fue Cúpula con 34 machos y 36 hembras

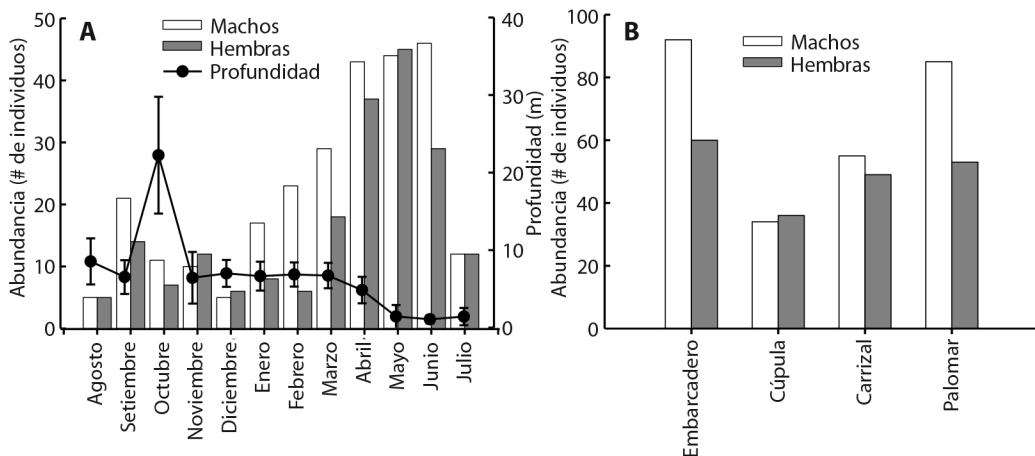
(Fig. 4B). Durante el muestreo se cuantificaron 240 machos reproductores forma I, 26 no reproductores forma II y 198 hembras.

El análisis de correlación de Pearson mostró una relación positiva entre ficocianina y la clorofila *a* vs la abundancia de machos ( $r = 0.63$ ,  $p < 0.001$  y  $r = 0.57$ ,  $p < 0.001$ , respectivamente) y hembras ( $r = 0.62$ ,  $p < 0.001$  y  $r = 0.52$ ,  $p < 0.001$ , respectivamente). La transparencia de Secchi, y la profundidad mostraron una correlación negativa para machos ( $r = -0.50$ ,  $p < 0.001$  y  $r = -0.49$ ,  $p < 0.001$ , respectivamente) y hembras ( $r = -0.46$ ,  $p < 0.01$  y  $r = -0.37$ ,  $p < 0.05$ , respectivamente), mientras que el pH no mostró correlación en ningún caso ( $p > 0.05$ ).

**Morfometría de *P. clarkii*:** La Tabla 3 muestra los valores de las variables morfométricas de 266 machos y 198 hembras recolectados a lo largo del año. La longitud total y la longitud del cefalotórax fueron similares ( $U$ ,  $p > 0.05$ ) entre machos y hembras. La longitud y ancho de las quelas ( $p < 0.001$ ), el ancho del cefalotórax ( $p < 0.05$ ) y los dactilopodios fueron mayores en los machos ( $U$ ,  $p < 0.001$ ).



**Fig. 3.** Análisis de componentes principales (PCA) de las variables ambientales registradas en las cuatro áreas de muestreo en el Embarcadero (Emb), Cúpula (Cúp), Carrizales (Car) y Palomares (Pal) del embalse Taxhimay (Estado de México). Los meses se refieren consecutivamente comenzado en enero (1) y terminando en diciembre (12). / **Fig. 3.** Principal component analysis (PCA) of the environmental variables recorded at the four sampling areas at the Embarcadero (Emb), Cúpula (Cúp), Carrizales (Car) and Palomares (Pal) of the (Car) and Palomares (Pal) of the Taxhimay Reservoir (State of Mexico). The months referred to consecutively starting in January (1) and ending in December (12).



**Fig. 4. A.** Cambios en profundidad y abundancia de machos y hembras de *P. clarkii*, **B.** Distribución de machos y hembras *P. clarkii* en las cuatro áreas de muestreo registrados de agosto 2018 a julio 2019 en el embalse Taxhimay. / **Fig. 4. A.** Changes in depth and abundance of *P. clarkii* males and females recorded from August 2018 to July 2019 in the Taxhimay reservoir, **B.** Distribution de males and females of *P. clarkii* at the four sampling areas in the Taxhimay Reservoir.



**Tabla 3**

Medidas morfométricas de machos y hembras de *Procambarus clarkii* registradas entre agosto 2018 y julio 2019 en el embalse Taxhimay. / **Table 3.** Morphometric measurements of males and females of *Procambarus clarkii* registered from August 2018 to July 2019 in the Taxhimay Reservoir.

Variable	Sexo	Mín.	Máx.	Prom.	n	Valor U	p
Peso (g)	Machos	-	-	-	-		
	Hembras	4.3	46.5	23.3 ± 8.0	-		
LT (mm)	Machos	47.7	131	92.3 ± 10.9	258	22 847	0.22
	Hembras	34.4	114.2	92.9 ± 1.3	190		
LC (mm)	Machos	22.9	59.1	45.3 ± 7.1	258	22 052	0.07
	Hembras	27.7	56.6	45.1 ± 4.8	190		
AC (mm)	Machos	9.8	28.8	21.3 ± 3.7	258	21 297	0.018
	Hembras	12.6	27.2	21.1 ± 2.4	190		
LQD (mm)	Machos	9.9	61	40.7 ± 10.2	258	13 977	< 0.001
	Hembras	13.9	51.2	31.5 ± 6.2	190		
AQD (mm)	Machos	2.6	21.4	13.5 ± 3.8	258	16 710	< 0.001
	Hembras	4	17.5	11.4 ± 2.5	190		
DD (mm)	Machos	5.5	44.8	23.9 ± 6.1	258	11 568	< 0.001
	Hembras	7.5	28.3	18.6 ± 3.9	190		
LQI (mm)	Machos	10.9	62.7	41.2 ± 9.7	258	12 344	< 0.001
	Hembras	14.4	52.5	30.7 ± 6.4	190		
AQI (mm)	Machos	2.9	21.6	13.7 ± 3.7	258	15 046	< 0.001
	Hembras	4.2	19.9	11.0 ± 2.7	190		
DI (mm)	Machos	5.8	44.3	24.0 ± 6.2	258	10 503	< 0.001
	Hembras	6.7	31.3	18.4 ± 4.0	190		

Valor mínimo (mín.), máximo (máx.) y promedio (prom.) ± desviación estándar del peso, longitud total (LT), longitud del cefalotórax (LC), ancho del cefalotórax (AC), longitud de la quela derecha (LQD), ancho de la quela derecha (AQD), dactilopodio derecho (DD), longitud de la quela izquierda (LQI), ancho de la quela izquierda (AQI) y dactilopodio izquierdo (DI). Las diferencias estadísticas entre machos y hembras fueron calculadas con una prueba de U de Mann-Whitney. / Minimum (mín.), maximum (máx.) and average (prom.) ± standard deviation values of weight, total length (LT), cephalotorax length (LC), cephalotorax width (AC), right chela length (LQD), right chela width (AQD), right dactylus (DD), left chela length (LQI), left chela width (AQI), and left dactylus (DI). Statistical differences between males and females were calculated with a Mann-Whitney U test.

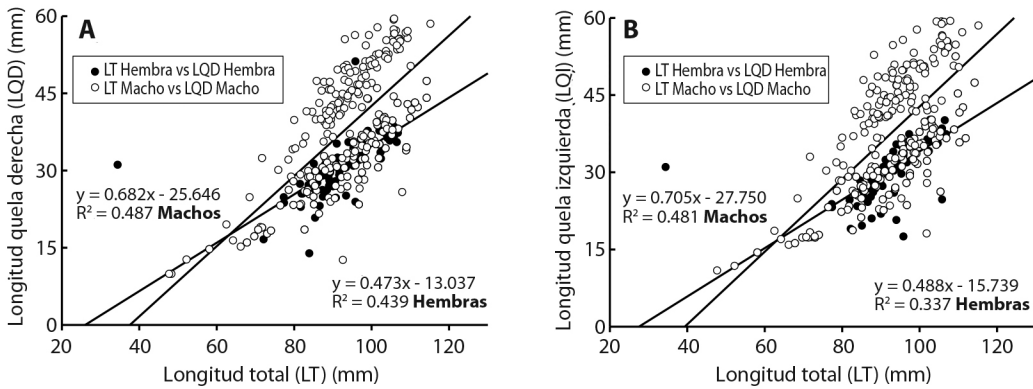
La regresión lineal para la longitud total de machos y de longitud de la quela derecha fue  $y = 0.682x - 25.646$ ,  $R^2 = 0.487$ ,  $p < 0.001$  la longitud total de hembras y de longitud de la quela derecha fue de  $y = 0.473x - 13.037$ ,  $R^2 = 0.439$ ,  $p < 0.001$  (Fig. 5A). La longitud total de machos y de longitud de la quela izquierda fue  $y = 0.705x - 27.750$ ,  $R^2 = 0.481$ ,  $p < 0.001$  y la longitud total de hembras y de longitud de la quela izquierda fue  $y = 0.488x - 15.739$ ,  $R^2 = 0.337$ ,  $p < 0.001$  (Fig. 5B).

**Fecundidad y nutrición:** Los meses que presentaron mayor índice gonadosomático (GSI) fueron septiembre, junio y julio; el menor valor se presentó en abril, mayo y noviembre (Fig. 6A). De acuerdo con la prueba de ANOVA

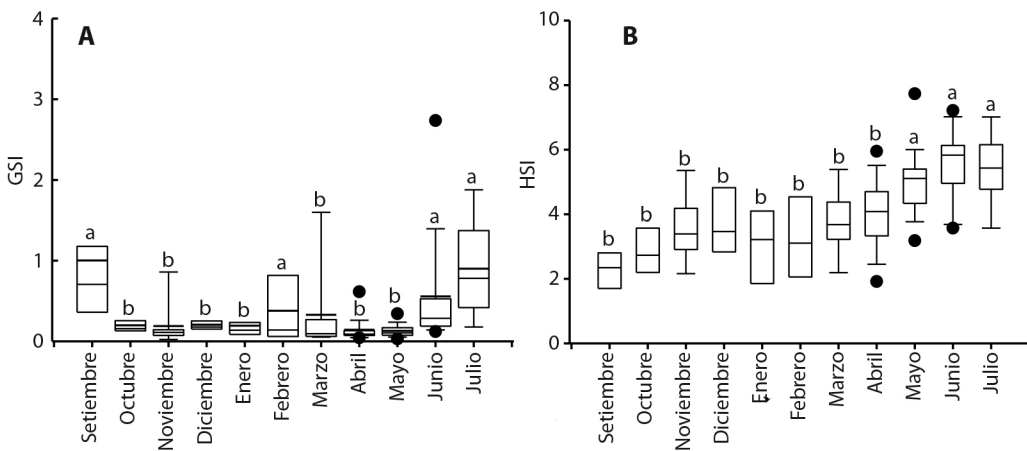
y *post hoc* Tukey, los meses que presentaron un valor promedio superior fueron septiembre, febrero, junio y julio ( $p < 0.001$ ). Los meses que presentaron mayor índice hepatopancreático (HSI) fueron junio, julio y mayo, mientras que diciembre, octubre y noviembre presentaron los menores valores (Fig. 6B). De acuerdo con la prueba de ANOVA y *post hoc* Tukey, los meses que presentaron un valor promedio superior fueron mayo, junio y julio ( $p < 0.001$ ).

## DISCUSIÓN

Se ha reportado que *Procambarus clarkii* es una especie que tiene un amplio intervalo de tolerancia ambiental, lo que ha contribuido a su exitosa colonización de nuevos ambientes



**Fig. 5. A.** Relación longitud total-longitud de quela derecha en machos y hembras de *P. clarkii*, **B.** Relación longitud total-longitud de quela izquierda en machos y hembras de *P. clarkii*. / **Fig. 5. A.** Total length-right chela length relationship in males and females of *P. clarkii*, **B.** Total length-left chela length relationship in males and females of *P. clarkii*.



**Fig. 6. A.** Índice gonadosomático (GSI), **B.** Índice hepatopancreático (HSI) de las hembras de *P. clarkii* registradas de septiembre 2018 a julio 2019. Meses con diferencias significativas ( $p < 0.001$ ) marcados con las letras a y b. La línea horizontal representa la mediana, las barras indican la variabilidad fuera de los cuartiles excluyendo los valores atípicos (puntos). / **Fig. 6. A.** Gonadosomatic index (GSI), **B.** Hepatopancreatic index (HSI) of *P. clarkii* females recorded from September 2018 to July 2019. Months with significant differences ( $p < 0.001$ ) marked with letters a and b. The horizontal line inside the box represents the median, whiskers indicate variability outside the quartiles excluding outliers (dots).

(Gherardi, 2006; Gherardi, 2007; Oficialdegui, 2020; Scalici et al., 2010) donde los estadios juveniles son los más susceptibles a los cambios ambientales (Angeler et al., 2001; Jin et al., 2019; Rodríguez, 2001; Torres & Álvarez, 2012). Entre las variables físicas y químicas con mayor efecto en el desarrollo de esta especie encontramos la temperatura; Sánchez-Saavedra et al. (1993) estimaron que la temperatura

óptima para un buen crecimiento va de 14 a 18 °C, mientras Gutiérrez-Yurrita et al. (1998) refieren un intervalo óptimo entre los 18-19 °C; Jin et al. (2019) entre los 19 y 20 °C, mientras que Ahmadi (2018) reporta un amplio rango que va de 16 a 28 °C. En este estudio, se registraron valores que van desde  $16.43 \pm 0.55$  °C en diciembre y  $23.28 \pm 0.68$  °C en junio, por lo que la temperatura es adecuada para el desarrollo de

*P. clarkii*. Para el oxígeno disuelto, se ha reportado que la concentración de oxígeno debe ser mayor a 3 mg/l (Issa et al., 1999); el valor mínimo promedio registrado en este trabajo fue de  $5.27 \pm 0.93$  °C, lo cual concuerda con los valores referidos por Ahmadi (2018) y Jin et al. (2019). Gutiérrez-Yurrita et al. (1998) reportan que la temperatura y el oxígeno disuelto pueden afectar la tasa metabólica de *P. clarkii* y, por lo tanto, en su actividad a lo largo de un día.

El valor promedio mensual del pH estuvo entre  $6.92 \pm 0.07$  y  $8.9 \pm 0.12$  unidades, lo que concuerda con Sánchez-Saavedra et al. (1993) y Gutiérrez-Yurrita et al. (1998). Los intervalos de tolerancia para la dureza y la alcalinidad del agua van desde los 50 a 400 mg/l de  $\text{CaCO}_3$  (Gutiérrez-Yurrita & Montes, 2004). A lo largo del muestreo, estas medidas se encontraron cercanas a estos intervalos; por su parte, la alcalinidad presentó valores mínimos de  $30.5 \pm 0.71$  mg/l y valores máximos de  $110.75 \pm 9$  mg/l. La dureza presentó valores entre  $29.66 \pm 6.95$  mg/l y valores máximos de  $115.5 \pm 21$  mg/l. Con técnicas de modelado de nicho, Azofeifa-Solano et al. (2023) encontraron que *P. clarkii* tiene una alta probabilidad de invasión en las zonas de montaña y mesetas de la región Mesoamericana y del Caribe.

La amplia tolerancia ambiental y elevada capacidad de supervivencia de *P. clarkii* pueden ser adjudicadas a su alta plasticidad fenotípica (Gherardi, 2006; Gherardi, 2007; Oficialdegui, 2020) resultado de un tipo de genotipo basal o generalista, que le permite expresar caracteres según los cambios ambientales (Torres & Álvarez, 2012). Además, posee otras características que le garantizan la supervivencia y la dispersión como, el ser un organismo politrófico, oportunista, tener una gran capacidad de dispersión, incluso terrestre cuando la humedad del ambiente se lo permite, una alta tasa de reproducción y de agresividad (Armendáriz-Ortega, 2011; Barbaresi & Gherardi, 2000; Brown et al., 1992; Jin et al., 2019). Con estas características y las variables ambientales que se encuentran dentro de su intervalo de tolerancia, podemos decir que el embalse Taxhimay, cuenta con las condiciones físicas y químicas

necesarias para el establecimiento y desarrollo de la población de *P. clarkii*.

De acuerdo con el PCA, la ficocianina, clorofila *a* y pH tienen un importante efecto en la variación ambiental. Esto podría ser explicado por la alta fluctuación en el nivel del agua que sufre el embalse a lo largo del año. En marzo se registró un fuerte incremento en ficocianinas lo cual se podría atribuir al incremento en cianobacterias; sin embargo, en este mes se abre la compuerta para la irrigación, lo que provocó que el nivel del agua disminuyera entre 10 a 15 m lo cual favoreció una marcada reducción de ficocianinas en abril y un fuerte incremento en clorofila *a*. Valeriano-Riveros et al. (2014) refieren para el embalse de Valle de Bravo que la reducción en el nivel del agua provocó una disminución de cianobacterias y un incremento de diatomeas lo cual podría estar pasando también en Taxhimay. Posterior a estos meses, se cerró la compuerta e inició el llenado del embalse a través de los afluentes y el inicio de la época de lluvia, por lo cual se agruparon en el análisis los meses de junio y julio. Por otro lado, se agruparon los meses de agosto y septiembre cuando se presentó la mayor precipitación; el último grupo representó a los meses de estiaje y con menores temperaturas que corresponde al período entre octubre y enero de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2018).

Los cambios en la abundancia de *P. clarkii* se explican parcialmente con los cambios de nivel de agua. El embalse Taxhimay, así como otros embalses en el país, se encuentran azolvados, lo que ha reducido drásticamente su capacidad para almacenar agua a lo largo de los años, esto es debido a la carencia de un plan de manejo para los sedimentos y los elevados costos que conlleva un dragado (Sandoval, 2016). De este modo, los meses donde la profundidad fue menor debido al drástico descenso en el nivel del agua, se presentaron las mayores abundancias de este acócil. Torres y Álvarez (2012) reportan que *P. clarkii* es un organismo enmadrugador terciario; esto quiere decir que excava madrigueras en el sedimento que utiliza temporalmente para hábitos reproductivos



o para esconderse en condiciones adversas como sequías o bajas de temperatura, por lo que se presume que conforme el nivel de agua disminuía, la población de *P. clarkii* comenzó a desplazarse en busca de refugio, aumentando la captura lo cual se ve reflejado en el incremento de abundancia en los últimos meses del muestreo. Barbaresi y Gherardi (2000) mencionan que *P. clarkii* es una especie que se reproduce durante todo el año, pero posee un periodo marcado de incubación entre agosto y octubre. Esto concuerda con la tasa de captura de hembras en el presente trabajo, la cual entre agosto y octubre fue baja debido al proceso de resguardo para evitar la depredación y llevar a cabo la incubación de los huevos; posterior a estos meses, inició una mayor captura, debido a que termina este periodo. Una vez que pasa la incubación, las hembras reinician sus actividades para buscar alimento. En diciembre existe una baja captura en ambos sexos, lo cual podría deberse a las condiciones climáticas, ya que en este periodo predominan condiciones secas y frías (CONAGUA, 2018). Como reportan Gutiérrez-Yurrita et al. (1998) la temperatura afecta el metabolismo de *P. clarkii*, ocasionando una disminución de sus actividades y de su crecimiento. La captura de una mayor proporción de machos (proporción machos / hembras = 0.74) concuerda con lo expuesto por Ahmadi (2018) y Mistri et al. (2019) que tuvieron una mayor captura de machos. Gherardi (2006) atribuye una mayor actividad por parte de los machos debido a la búsqueda de una pareja para la reproducción, mientras que Jin et al. (2019) encontraron una mayor tasa de captura de machos, atribuido a las actividades reproductoras de las hembras que tienden a permanecer en madrigueras mayor tiempo para el cuidado parental, por lo que la probabilidad de ser atrapadas es menor. Sánchez-Saavedra et al. (1993) también reportan que cuando las hembras inician su reproducción, entran en estado de aletargamiento, donde reducen su consumo de alimento y buscan refugio para disminuir el riesgo de depredación. Así mismo, Hamasaki et al. (2023) refiere una menor reproducción y

perdida de huevos cuando la temperatura no es óptima para su desarrollo.

Los sitios que presentaron mayor abundancia fueron el embarcadero con 152 organismos, seguido de Palomar con 138, el que presentó la menor abundancia fue Cúpula con 70 organismos, seguida de Carrizal con 104. Esto podría estar relacionado con los cambios ocurridos en el embalse a lo largo del muestreo, ya que los sitios Embarcadero y Palomar, son más heterogéneos que Cúpula y Carrizal, debido a que tienen presencia de vegetación acuática (*Ludwigia peploides*), ya que puede brindarle refugio durante estadios más susceptibles a la depredación y también les provee una fuente de alimento (Gherardi, 2006; Ilhéu & Bernardo, 1995). Además, Wang et al. (2021) encontraron que los disturbios provocados por el hombre pueden facilitar la expansión de *P. clarkii* y exacerba los efectos negativos de las invasiones biológicas sobre las especies nativas, lo cual ayuda a explicar las mayores abundancias de esta especie en la zona de embarcadero, donde existe un mayor impacto antropogénico debido a las actividades turísticas que se realizan en esta área.

La longitud total y longitud del cefalotórax de *P. clarkii* no mostraron diferencias entre machos y hembras con valores de  $92.3 \pm 10.9$  y  $92.9 \pm 1.9$  mm, respectivamente (U de Mann-Whitney;  $p > 0.05$ ). En el 2014, Franco analizó los promedios de la medida morfométrica de longitud total (LT) de colecciones de *P. clarkii* pertenecientes a instituciones de la zona norte del país. Determinó que el promedio de LT de machos fue de 87 mm ( $n = 170$ ) y el promedio de LT en hembras fue 79 mm ( $n = 287$ ). Además, registró 270 puntos de muestreo en dos cuencas hidrológicas, la cuenca de Baja California (centro-este) y la de Rio Bravo, donde analizó los promedios de LT de los organismos colectados. Para la provincia de Baja California, el promedio de LT fue de 93.4 mm, mientras que para la cuenca de Rio Bravo (cuenca de distribución nativa) el promedio de LT fue de 63.8 mm. De acuerdo con esto, se observó que las tallas promedio de *P. clarkii* más grandes registradas en México, son las registradas para

el embalse Taxhimay. En otros países como China (Sedik et al., 2018), Italia (Dörr et al., 2021) y Costa Rica (Cabrera, 1994) se han registrado machos y hembras más pequeñas desde 64.4 hasta 115 mm, mientras que en este trabajo fue de 131 mm. Esto podría estar relacionado con la temperatura, de acuerdo con Hamasaki et al. (2023), la talla está determinada principalmente por la temperatura y la presencia de vegetación acuática, cuando los organismos son cultivados en aguas con temperatura entre los 18-20 °C, alcanzarían tallas superiores a los 72 mm LT pero poseen tiempos más largos de incubación, mientras que los organismos cultivados a 23-27 °C tienen menor talla pero alcanzan más rápido la edad reproductora y el tiempo de incubación se reduce. Esto concuerda con lo reportado por Montemayor et al. (2010) en donde especies como *P. regiomontanus* y *P. clarkii* cultivados entre los 25-29 °C alcanzan una talla promedio de  $65.4 \pm 8.98$  mm con periodos de desove cortos, mientras que la temperatura máxima del embalse Taxhimay no superó los 23 °C.

Por otro lado, el tamaño de las quelas difirió entre sexos, siendo los machos los que presentaron mayores tallas en quelas que en las hembras, tanto para la longitud, ancho y largo del dactilo. Sánchez-Saavedra et al. (1993) especifican que la competencia intraespecífica en machos durante la temporada reproductiva va a estar determinada por el tamaño de las quelas, ya que serán utilizadas para pelear con otros machos y facilitar la cópula con la hembra, usándolas para postrarlas sobre el sustrato y reproducirse; también mencionan que en caso de no tenerlas o tenerlas dañadas, podría verse afectada su eficiencia biológica. Sedik et al. (2018) determinaron que las medidas corporales de tipo alométrico se presentan principalmente en las quelas de los acociles, en donde una amplia gama de variables como la calidad del agua puede determinar este tipo de crecimiento, lo cual concuerda con Jin et al. (2019), quienes mencionan que los factores ambientales como la temperatura, presión antropogénica y la disponibilidad de alimento podrían ser determinantes para un

óptimo desarrollo de esta especie. Hamasaki et al. (2020) determinaron que *P. clarkii* tiene un tipo de crecimiento alométrico positivo en las quelas atribuido a que en machos es un carácter de dimorfismo sexual, y juega un papel importante en la reproducción. La diferencia en la talla de las quelas entre machos y hembras es claramente marcada, ya que las quelas funcionan como sus principales herramientas para defenderse de potenciales depredadores y competir eficazmente por recursos (Cabrera, 1994; Wang et al., 2021).

La fecundidad y nutrición calculada mediante los índices gonadosomático y hepatopancreático muestra que cuando los valores de GSI son mayores, los de HSI son menores y viceversa. Esto está relacionado con la inversión energética hacia la reproducción, nutrición y proceso de muda, ya que cuando los organismos entran en un estadio reproductor, la energía almacenada se destina a las gónadas (GSI mayor), cuando están en un estadio de reposo posterior a la reproducción o no reproductiva, la energía adquirida se almacena (HSI aumenta) para realizar los procesos de muda y entrar de nuevo en un estadio reproductivo, por lo tanto, podemos decir que tienen una relación negativa. De acuerdo con Jin et al. (2019), esto es debido a que cuando las hembras inician su estadio reproductivo, parte de la reserva energética de la hepatopáncreas es invertida en la producción de gametos y en la muda. Daniels et al. (1994) estimaron que la temperatura y el fotoperiodo determinan el tiempo de maduración de las gónadas y la producción de huevos, de este modo se obtuvieron los valores más altos de GSI cuando las hembras de *P. clarkii* eran sometidas a temperaturas constantes frías (20 °C) y a fotoperiodos cortos. Además, estimaron que la temporada reproductiva ocurre durante el verano entre agosto y septiembre (Alcorlo et al., 2009; Hamasaki et al., 2020; Hamasaki et al., 2023; Jin et al., 2019), lo cual concuerda con los resultados obtenidos en este estudio, donde septiembre presentó valores altos de GSI contra valores bajos de HSI. Rodríguez (2001) estimó que la temporada reproductiva de *P. clarkii* se da entre agosto y noviembre,



en donde los valores de GSI son los más altos, ya que en octubre el GSI disminuye e incrementa el HSI dando por finalizada la temporada reproductiva lo cual coincide parcialmente con nuestros datos donde registramos un valor alto de GSI durante septiembre. También esto concuerda por lo descrito por Dendy (1978) donde la época de desove generalmente empieza en agosto y termina en octubre, sin embargo, también menciona que se han registrado desoves esporádicos en noviembre y diciembre.

De todo lo anterior, resulta evidente que el embalse Taxhimay tiene las condiciones ambientales adecuadas para un correcto desarrollo de la población de *P. clarkii*. Esto resulta positivo si se considera que los habitantes de los poblados aledaños de escasos recursos han empezado a utilizar a esta especie, principalmente como alimento. Sin embargo, debe tomarse en cuenta que los cuerpos de agua de la parte central de México son ricos en especies endémicas de acociles (Armendáriz-Ortega, 2011), para muchas de las cuales el establecimiento de *P. clarkii* puede representar un riesgo importante. Por lo tanto, se debe buscar incentivar su erradicación mediante técnicas de extracción directa y llevar una constante capacitación con los pobladores locales para evitar la dispersión de esta especie. Concretamente, en las zonas aledañas al embalse Taxhimay habita naturalmente el acocil endémico *Cambarellus montezumae*, cuya talla adulta es considerablemente menor a la de *P. clarkii*, por lo que sus poblaciones podrían ser fácilmente desplazadas por *P. clarkii*, por la capacidad de adaptarse al ambiente y aprovechar recursos como el alimento y los refugios. Esta misma situación podría repetirse en otros cuerpos de agua de la zona si *P. clarkii* se dispersa y establece en ellos, comprometiendo severamente la diversidad y distribución de este grupo de crustáceos.

La presencia de *P. clarkii* en el embalse Taxhimay presenta mayores tallas que en otros sitios y es alarmante por la cercanía que esta población tiene con otros cuerpos de agua, ya que está ampliamente documentado los efectos negativos que genera en los ecosistemas acuáticos que coloniza, por lo que se

recomienda tomar medidas de mitigación para evitar su dispersión.

**Declaración de ética:** los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a S.S.S. Sarma, S. Nandini y al Laboratorio de Zoología Acuática por las facilidades para realizar este estudio y a Francisco Pineda y Kitze Pineda por su apoyo en el trabajo de campo.

## REFERENCIAS

- Ahmadi, A. (2018). Phototaxis mechanism and morphometric characteristic of American crayfish (*Procambarus clarkii*). *Journal of Fisheries and Life Sciences*, 3, 44-51.
- Alcorlo, P., Geiger, W., & Otero, M. (2004). Feeding preferences and food selection of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* in habitats differing in food item diversity. *Crustaceana*, 77, 435-453. <http://doi.org/10.1163/1568540041643283>
- Alcorlo, P., Geiger, W., & Otero, M. (2009). Reproductive biology and life cycle of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea: Decapoda) in diverse aquatic habitats of South-Western Spain: Implications for population control. *Fundamental and Applied Limnology*, 173(3), 197-212. <http://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0173-0197>
- Álvarez, F., Bortolini, J. L., Villalobos, J. L., & García, L. (2014). La presencia del acocil australiano *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) en México. En A. M. Low-Pfeng, P. A. Quijón, & E. Peters-Recagno (Eds.), *Especies invasoras acuáticas: casos de estudio en ecosistemas de México* (1a ed., pp. 603-622). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Angeler, D. G., Sánchez-Carrillo, S., García, G., & Alvarez-Cobelas, M. (2001). The influence of *Procambarus clarkii* (Cambaridae, Decapoda) on water quality and sediment characteristics in a Spanish floodplain

- wetland. *Hydrobiologia*, 464, 89-98. <https://doi.org/10.1023/A:1013950129616>
- Aquiloni, L., Martín, M. P., Gherardi, F., & Diéguez-Urbeondo, J. (2011). The North American crayfish *Procambarus clarkii* is the carrier of the oomycete *Aphanomyces astaci* in Italy. *Biological Invasions*, 13(2), 359-367. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9828-2>
- Arar, E. J., & Collins, G. B. (1997). *Method 445.0-In vitro determination of chlorophyll-a and pheophytin a in marine and freshwater algae by fluorescence*. U. S. Environmental Protection Agency.
- Armendáriz-Ortega, G. Y. (2011). *Patrones de distribución y riqueza de especies de los acociles (Decapoda: Cambaridae) de México* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional Autónoma de México. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/68226>
- Azofeifa-Solano, J. C., Villalobos-Rojas, F., & Romero-Chaves, R. & Wehrtmann, I. S. (2023). Modeling the habitat suitability of two exotic freshwater crayfishes in Mesoamerica and the Caribbean: *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) and *Procambarus clarkii* Girard, 1852 (Decapoda: Astacidea: Parastacidae, Cambaridae). *Journal of Crustacean Biology*, 43(4), 1-10. <https://doi.org/10.1093/jcblol/ruad059>
- Barbaresi, S., & Gherardi, F. (2000). The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. *Biological Invasions*, 2(3), 259-264. <https://doi.org/10.1023/A:1010009701606>
- Brown, P. B., Wetzel, J. E., Spacie, A., & Konopka, A. (1992). Evaluation of naturally-occurring organisms as food for juvenile crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 23(3), 211-216. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1992.tb00771.x>
- Cabrera, P. J. (1994). Morphometric relationships and yield in Costa Rican *Procambarus clarkii* (Decapoda: Cambaridae). *Revista de Biología Tropical*, 42(3), 734-744.
- Campos, E., & Rodríguez-Almaraz, G. A. (1992). Distribution of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Cambaridae) in Mexico: An update. *Journal of Crustacean Biology*, 12(4), 627-630. <https://doi.org/10.1163/193724092X00111>
- Clesceri, L. S., Greenberg, A. E., & Eaton, A. D. (1998). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (20th ed). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Comisión Nacional del Agua. (2018). *Resúmenes mensuales de lluvia y temperatura* [Base de datos]. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>
- Daniels, W. H., D'Abramo, L. R., & Graves, K. F. (1994). Ovarian development of female red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) as influenced by temperature and photoperiod. *Journal of Crustacean Biology*, 14(3), 530-537. <https://doi.org/10.2307/1548999>
- Dendy, J. S. (1978). Preliminary experiment with photoperiod to influence crawfish spawning. *Aquaculture*, 15, 379-382. [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(78\)90084-4](https://doi.org/10.1016/0044-8486(78)90084-4)
- Dörr, A. J. M., Scoparo, M., Cardinali, I., La Porta, G., Caldaroni, B., Magara, G., Pallottini, M., Selvaggi, R., Cenci-Goga, B., Goretti, E., Cappelletti, D., Lancioni, H., & Elia, A. C. (2021). Population ecology and genetic diversity of the invasive alien species *Procambarus clarkii* in Lake Trasimeno (Italy). *Biology*, 10, 1059. <https://doi.org/10.3390/biology10101059>
- Franco, S. K. M. (2014). *Morfometría, distribución actual y potencial en el norte de México del acocil rojo Procambarus clarkii (Girard, 1852) (Crustacea: Cambaridae)* [Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Nuevo León]. Colección Digital Universidad Autónoma de Nuevo León. <https://cd.dgb.uanl.mx/handle/201504211/16683>
- Gherardi, F. (2006). Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(3), 175-191. <https://doi.org/10.1080/10236240600869702>
- Gherardi, F. (2007). Understanding the impact of invasive crayfish. En F. Gherardi (Ed.), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats* (Vol. 2, pp. 507-542). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8\\_28](https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8_28)
- Gherardi, F., & Barbaresi, S. (2008). Feeding opportunism of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive species. *Freshwater Crayfish*, 16, 77-85.
- Gil-Sánchez, J. M., & Alba-Tercedor, J. (2002). Ecology of native and introduced crayfishes *Austropotamobius pallipes* and *Procambarus clarkii* in southern Spain and implications for conservation of native species. *Biological Conservation*, 105, 75-80. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00205-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00205-1)
- Gutiérrez-Yurrita, P. J., & Montes, C. (2004). Growth of juveniles of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) under controlled conditions. *Freshwater Crayfish*, 14, 144-155.
- Gutiérrez-Yurrita, P. J., Sancho, G., Bravo, M. A., Baltanas, A., & Montes, C. (1998). Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Donana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). *Journal of Crustacean Biology*, 18(1), 120-127. <https://doi.org/10.2307/1549526>
- Hach Company. (1993). *Advanced water quality laboratory: procedures manual USA*. Hach Company.
- Hamasaki, K., Osabe, N., Nishimoto, S., Dan, S., & Kitada, S. (2020). Sexual dimorphism and reproductive



- status of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Zoological Studies*, 59, 7. <http://doi.org/10.6620/ZS.2020.59-07>
- Hamasaki, K., Dan, S., & Kawai, T. (2023). Reproductive biology of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Decapoda: Astacidea: Cambaridae): A review. *Journal of Crustacean Biology*, 43(4), ruad057. <https://doi.org/10.1093/jcabi/ruad057>
- He, M., Liu, F., & Wang, F. (2021). Resource utilization, competition and cannibalism of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in integrated rice-crayfish culture without artificial diets. *Aquaculture Reports*, 20, 100644. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100644>
- Hernández, L., Maeda-Martínez, A. M., Ruiz-Campos, G., Rodríguez-Almaraz, G., Alonzo-Rojo, F., & Sainz, J. C. (2008). Geographic expansion of the invasive red crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea: Decapoda) in Mexico. *Biological Invasions*, 10(7), 977-984. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9175-0>
- Hossain, M. S., Kouba, A., & Buřič, M. (2019). Morphometry, size at maturity, and fecundity of marbled crayfish (*Procambarus virginalis*). *Zoologischer Anzeiger*, 281, 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.jcz.2019.06.005>
- Instituto de Información e Investigación Geográfica y Catastral del Estado de México. (2015). *Información para el plan de desarrollo, Villa del Carbón* [Informe técnico]. Gobierno del Estado de México.
- Ilhéu, M., & Bernardo, J. M. (1995). Trophic ecology of red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) preferences and digestibility of plant foods. *Freshwater Crayfish*, 10, 132-139.
- Issa, F. A., Adamson, D. J., & Edwards, D. H. (1999). Dominance hierarchy formation in juvenile crayfish *Procambarus clarkii*. *Journal of Experimental Biology*, 202(24), 3497-3506. <https://doi.org/10.1242/jeb.202.24.3497>
- Jin, S., Jacquín, L., Xiong, M., Li, R., Lek, S., Li, W., & Zhang, T. (2019). Reproductive pattern and population dynamics of commercial red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) from China: Implications for sustainable aquaculture management. *PeerJ*, 7, e6214. <http://doi.org/10.7717/peerj.6214>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012) *Numerical Ecology* (3rd ed.). Oxford Elsevier.
- Li, J., Huang, J., Li, C., Zhang, Y., Wang, Y., Hou, S., Cheng, Y., & Li, J. (2021). Evaluation of the nutritional quality of edible tissues (muscle and hepatopancreas) of cultivated *Procambarus clarkii* using biofloc technology. *Aquaculture Reports*, 19, 100586. <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100586>
- Lodge, D. M., Deines, A., Gherardi, F., Ye, D. C. J., Arcella, T., Baldrige, A. K., Barnes, M. A., Lindsay-Chadderton, W., Feder, J. L., Gantz, C. A., Howard, G. W., Jerde, C. L., Peters, B. W., Peters, J. A., Sargent, L. W., Turner, C. R., Wittmann, M. E., & Zeng, Y. (2012). Global introductions of crayfishes: Evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43, 449-472. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-111511-103919>
- Loureiro, T. G., Silva, G. A. P. M., Araujo, P. B., Souty-Grosset, C., & Pereira, A. M. (2015). Red swamp crayfish: Biology, ecology and invasion-an overview. *Nauplius*, 23, 1-19. <https://doi.org/10.1590/S0104-64972014002214>
- Mistri, M., Sfriso, A., Sfriso, A. A., & Munari, C. (2019). Distribution and population structure and dynamics of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in the eastern Po Valley and its Delta (northeastern Italy). *Biological Invasions Records*, 8(1), 142-153.
- Montemayor, L., Mendoza, R. E., Aguilera, C. J., & Rodríguez-Almaraz, G. A. (2010). Influencia de la alimentación sobre la reproducción y crecimiento del acocil regio (*Procambarus regiomontanus*), especie en peligro de extinción. *Ciencia UANL*, 13(3), 276-286.
- Oficialdegui, F. J. (2020). Conquering the world: The invasion of the red swamp crayfish. *Frontiers for Young Minds*, 8, 26 1-8.
- O'Shaughnessey, E. M., & Keller, R. P. (2019). When invaders collide: Competition, aggression, and predators affect outcomes in overlapping populations of red swamp (*Procambarus clarkii*) and rusty (*Faxonius rusticus*) crayfishes. *Biological Invasions*, 21, 3671-3683. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-02079-6>
- Piersanti, S., Pallottini, M., Salerno, G., Goretti, E., Elia, A. C., Dörr, A. J. M., & Rebora, M. (2018). Resistance to dehydration and positive hygrotaxis in the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 419, 36. <https://doi.org/10.1051/kmae/2018024>
- Pu, J., Bankston, J. D., & Sathivel, S. (2011). Production of microencapsulated crawfish (*Procambarus clarkii*) astaxanthin in oil by spray drying technology. *Drying Technology*, 29(10), 1150-1160. <https://doi.org/10.1080/07373937.2011.573155>
- Rangel, T. R. C. (2009). *Ecología poblacional de Cambarellus montezumae en Xochimilco, México, D.F* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional Autónoma de México. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/74110>
- Ren, X., Peng, G., Zhang, H., Peng, B., & Bai, X. (2022). Sex differences in the disease resistance of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Aquaculture*, 548, 737712. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737712>



- Rodríguez, A. G. A. (2001). *Fisiología reproductiva del acocil rojo Procamburus clarkii (Crustacea: Decapoda): Establecimiento del ciclo de maduración gonadal y evaluación de su potencial reproductivo* [Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Nuevo León]. Repositorio Institucional Universidad Autónoma de Nuevo León. <http://eprints.uanl.mx/id/eprint/5504>
- Rodríguez, C. F., Bécares, E., & Fernández-Aláez, M. (2003). Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procamburus clarkii*). *Hydrobiologia*, 506, 421–426. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008626.07042.87>
- Rodríguez-Almaraz, G. A., & Campos, E. (1994). Distribution and status of the crayfishes (Cambaridae) of Nuevo León, México. *Journal of Crustacean Biology*, 14(4), 729–735. <https://doi.org/10.1163/193724094X00696>
- Rodríguez-Almaraz, G. A., Coronado-Magdaleno, M. A., & Campos, E. (1993). Distribución y notas ecológicas de los acociles (Cambaridae: *Procamburus*) del estado de Tamaulipas, México. *The Southwestern Naturalist*, 38(4), 390–393. <https://doi.org/10.2307/3671625>
- Sánchez, A. I., & Angeler, D. G. (2006). A conceptual model of exotic crayfish (*Procamburus clarkii*) effects on charophyte propagule banks in wetlands. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 2, 17–23.
- Sánchez-Saavedra, P. M., Re-Araujo, A. D., & Voltolina, D. (1993). Tasa de crecimiento y contenido estomacal en una población natural de *Procamburus clarkii* (Crustacea: Cambaridae) de Baja California, México. *Revista de Biología Tropical*, 41(3), 591–597.
- Sandoval, G. A. X. (2016). *Dragado de lodos en la presa la Soledad para la construcción del canal desarenador y la nueva obra de toma de la presa la Soledad para incrementar la capacidad de la C.H. Mazatepec* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México]. Repositorio Institucional de la Universidad Nacional Autónoma de México. <https://repositorio.unam.mx/contenidos/3467774>
- Scalici, M., Chiesa, S., Scuderi, S., Celauro, D., & Gilbertini, G. (2010). Population structure and dynamics of *Procamburus clarkii* (Girard, 1852) in a Mediterranean brackish wetland (Central Italy). *Biological Invasions*, 12, 1415–1425. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9557-6>
- Sedik, Y., Rumahlatu, D., Irawan, B., & Soegianto, A. (2018). Morphometric characteristics of crayfish *Cherax gherardiae*, from Maybrat, West Papua, Indonesia. *Fisheries & Aquatic Life*, 26(4), 223–230. <http://doi.org/10.2478/aopf-2018-0025>
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. L. (2000). *Biometry*. W.H. Freeman & Co.
- Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Aquiloni, L., Banha, F., Choquer, J., Chucholl, C., & Tricarico, E. (2016). The red swamp crayfish *Procamburus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being. *Limnologica*, 58, 78–93. <http://doi.org/10.1016/j.limno.2016.03.003>
- ter Braak, C. J. F., & Šmilauer, P. (1998). *Canoco for Windows Version 4.0* [Software]. Center for Biometry Wageningen.
- Torres, E., & Álvarez, F. (2012). Genetic variation in native and introduced populations of the red swamp crayfish *Procamburus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea, Decapoda, Cambaridae) in Mexico and Costa Rica. *Aquatic Invasions*, 7(2), 235–241. <http://dx.doi.org/10.3391/ai.2012.7.2.009>
- Valeriano-Riveros, M. E., Vilaclara, G., Castillo-Sandoval, F. S., & Merino-Ibarra, M. (2014). Phytoplankton composition changes during water level fluctuations in a high-altitude, tropical reservoir. *Inland Waters*, 4(3), 337–348. <https://doi.org/10.5268/IW-4.3.598>
- van Kuijk, T., Biesmeijer, J. C., van der Hoorn, B. B., & Verdonshot, P. F. M. (2021). Functional traits explains crayfish invasive success in the Netherlands. *Scientific Reports*, 11, 2772. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-82302-4>
- Wang, Y., Tan, W., Li, B., Wen, L., & Lei, G. (2021). Habitat alteration facilitates the dominance of invasive species through disrupting niche partitioning in floodplain wetlands. *Diversity and Distributions*, 27, 1861–1871. <https://doi.org/10.1111/ddi.13376>