

Artículo original

## Estructura poblacional y reproducción de cinco especies ícticas en un embalse neotropical

### Population structure and reproduction of five fish species in a Neotropical reservoir

✉ María Nelly Zapata-Londoño<sup>1</sup>, ✉ Edna J. Márquez<sup>2,\*</sup>, ✉ Natalia Restrepo-Escobar<sup>2</sup>,  
✉ María Isabel Ríos-Pulgarín<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Minas, Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias, Escuela de Biociencias, Laboratorio de Biología Molecular y Celular, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Medellín, Colombia

<sup>3</sup> Programa de Ingeniería Ambiental, Grupo de investigación en Limnología y Recursos Hídricos, Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Antioquia, Colombia

## Resumen

Aun cuando el conocimiento de la estructura poblacional y los aspectos reproductivos de los peces permite diseñar estrategias adecuadas de manejo, su estudio ha sido escaso en embalses colombianos generadores de energía. Este estudio evaluó ambos aspectos en los principales recursos pesqueros del embalse Peñol-Guatapé, Antioquia, Colombia, entre 2013 y 2014 (*Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*, *Coptodon rendalli*, *Caquetaia kraussii* y *Kronoheros umbrifer*). Los datos se recolectaron de la pesca artesanal, deportiva y turística que se realiza con trasmallos de superficie, atarraya, anzuelo con carnada viva, chinchorro de arrastre y varas de pesca. Los análisis de 9.151 individuos incluyeron métodos estándar para establecer la estructura de las tallas, el dimorfismo sexual de tamaño, la relación longitud-peso y su biología reproductiva (tallas de madurez, proporción sexual, fecundidad y periodos de madurez gonádica). Los resultados evidenciaron dimorfismo sexual de tamaño en *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussii*, crecimiento alométrico negativo en *M. salmoides*, *C. kraussii* y en los machos de *C. carpio*, así como crecimiento isométrico en *C. rendalli*, *K. umbrifer* y hembras de *C. carpio*. La talla media de madurez sexual difirió de las descritas en otros estudios, excepto en *M. salmoides* y *K. umbrifer*. Todas las especies mostraron una proporción mayor o igual de hembras y periodos de madurez gonádica concordantes con los periodos reproductivos descritos previamente. Esta información sirve de base para el monitoreo posterior del crecimiento y la reproducción de las cinco especies estudiadas y los lineamientos necesarios para su explotación sustentable en el embalse Peñol-Guatapé.

**Palabra clave:** *Caquetaia kraussii*; *Coptodon rendalli*; *Cyprinus carpio*; *Kronoheros umbrifer*; *Micropterus salmoides*; Fecundidad.

## Abstract

Although the knowledge about the population structure and reproductive aspects of fish facilitates the design of management strategies, such information is scarce for Colombian reservoirs designed for electric energy production. This study evaluated both aspects of the main fishery resources of the reservoir Peñol-Guatapé, Antioquia, Colombia, from 2013 to 2014 (*Cyprinus carpio*, *Micropterus salmoides*, *Coptodon rendalli*, *Caquetaia kraussii*, and *Kronoheros umbrifer*). Data was collected from artisanal, sport, and touristic fishery performed by gillnet, cast nets, live-bait hook, seine net, and fishing rod. The analyses of the 9,151 individuals collected included standard methods for determining size frequencies, sexual size dimorphism, length-weight relationships per sex, and reproductive biology (sizes and sexual mature indexes, sex ratio, fecundity, and spawning period). Our results showed sexual size dimorphism in *C. carpio*, *M. salmoides*, and *C. kraussii*, negative

**Citación:** Zapata-Londoño MN, Márquez EJ, Restrepo-Escobar N, Ríos-Pulgarín MI. Estructura poblacional y reproducción de cinco especies ícticas en un embalse neotropical. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 44(171):622-638, abril-junio de 2020. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1049>

**Editor:** Nelson Aranguren

**\*Correspondencia:**

Edna J. Márquez; [ejmarque@unal.edu.co](mailto:ejmarque@unal.edu.co); [ejmarque@gmail.com](mailto:ejmarque@gmail.com)

**Recibido:** 26 de octubre de 2019

**Aceptado:** 26 de mayo de 2020

**Publicado:** 30 de junio de 2020



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

allometric growth in *M. salmoides*, *C. kraussii*, and *C. carpio* males, as well as isometric growth in *C. rendalli*, *K. umbrifer*, and *C. carpio* females. Mean sizes of sexual maturity differed from other studies except in *M. salmoides* and *K. umbrifer*. All species showed a higher ratio of females and periods of gonadal maturity concordant with reproductive periods previously described. This information is useful as baseline data for further monitoring the growth and reproduction of the five studied species and establishing guidelines on their sustainable exploitation in the Peñol-Guatapé reservoir.

**Keywords:** *Caquetaia kraussii*; *Coptodon rendalli*; *Cyprinus carpio*; *Kronoheros umbrifer*; *Micropterus salmoides*; Fecundity.

## Introducción

En los sistemas acuáticos naturales las construcciones de embalses facilitan el establecimiento de peces exóticos que representan una amenaza a la estabilidad del ambiente por la alteración del hábitat de las especies nativas o por perturbación de los ecosistemas (Vilá, *et al.*, 2008). Sin embargo, estos embalses pueden aprovecharse para crear y mantener hábitats de desove, reclutamiento y maduración de poblaciones ícticas utilizadas en la producción pesquera (Hailu, 2013; Marmulla, 2001).

Los actuales programas de aprovechamiento pesquero en embalses reconocen la relación entre todos los componentes del sistema; consecuentemente, las especies y el hábitat deben considerarse en la toma de decisiones sobre el manejo adecuado de las pesquerías (Fernández, *et al.*, 2009) para mantener las características del ecosistema, salvaguardar la sostenibilidad ambiental y económica y mejorar las condiciones sociales de los pescadores (Martin & Pope, 2011; Rapp, *et al.*, 2008).

Para la adecuada implementación de estos planes de manejo pesquero es importante entender los mecanismos que intervienen en la estructura, la reproducción y los ciclos de vida de las poblaciones ícticas de importancia pesquera (Agostinho, *et al.*, 2004; Bayley & Petrere Jr., 1989), así como el comportamiento de las especies nativas en áreas donde se han establecido de forma exitosa las no nativas (Schüttler & Karez, 2008), para garantizar la producción continua de individuos en buenas condiciones y facilitar su adaptación a sistemas con intervenciones antrópicas (Probst, *et al.*, 2013).

En Latinoamérica la infraestructura de embalses se ha utilizado en el desarrollo de pesquerías con especies introducidas con el fin de incrementar la oferta de productos pesqueros para la población rural (Juárez-Palacios, 1987), contribuir a la seguridad alimentaria de las comunidades con alimento de bajo costo y alto contenido proteico y generar nuevas fuentes de empleo (Gómez-Ponce, *et al.*, 2011), especialmente en regiones donde la regulación de caudales ha disminuido la oferta de recursos pesqueros o ha cambiado la vocación económica del territorio.

Colombia es un ejemplo de la introducción de especies exóticas en embalses para aumentar la producción pesquera (Gracia, *et al.*, 2011) como una medida compensatoria del impacto ambiental y social (Palacio & Plazas, 1998; Jiménez-Segura, *et al.*, 2011). Sin embargo, la escasa información sobre las especies exóticas y nativas que comparten el mismo ecosistema dificulta determinar los riesgos de la introducción de especies y subsanar algunas deficiencias en el manejo (Álvarez-León & Gutiérrez-Bonilla, 2007).

Esta limitación es especialmente relevante para un embalse con más de 30 años de operación como el Peñol-Guatapé, en donde la rentabilidad económica de la pesquería se sustenta en la pesca artesanal y deportiva de especies introducidas entre 1978 y 1983 como la carpa común (*Cyprinus carpio*), la trucha Bass (*Micropterus salmoides*) y la tilapia mona (*Coptodon rendalli*), las cuales coexisten con las especies nativas de mojarra amarilla (*Caquetaia kraussii*) y mojarra negra (*Kronoheros umbrifer*) (Palacio & Plazas, 1998; Valderrama, 1986). En este contexto, el presente estudio determinó la estructura poblacional y los aspectos reproductivos de las cinco especies mencionadas, información que permitirá establecer lineamientos de manejo para una actividad pesquera sustentable.

## Materiales y métodos

### *Recolección de muestras biológicas*

Para el presente estudio se realizaron visitas mensuales de quince días entre marzo de 2013 y abril de 2014, periodo durante el cual se recolectaron peces frescos provenientes de la pesca artesanal, deportiva y turística con trasmallos de superficie, atarraya, anzuelo con carnada viva, chinchorro de arrastre y varas de pesca en el embalse Peñol-Guatapé, el cual fue construido en 1978 en la jurisdicción de los municipios de El Peñol, Guatapé, Alejandría, Concepción, San Vicente y San Rafael (**Aguirre-Ramírez, et al., 2007**).

Cada individuo se identificó en campo con base los estudios sobre *C. carpio* y *M. salmoides* (**FAO, 2004; Jiménez-Segura, et al., 2011; Skelton, 1993**) y las especies de la familia Cichlidae (**Miller & Norris, 1996**); se registraron la longitud total (cm), el peso total con vísceras (g), el sexo y el estadio de maduración identificados macroscópicamente siguiendo a **Vazzoler (1996)** como: A (inmaduro), B (en proceso de maduración), C (maduros), D (en desove) y E (en reposo). Después se extrajeron y se conservaron 243 gónadas para su posterior procesamiento en el laboratorio.

### *Estructura poblacional*

La estructura de tallas se estableció construyendo histogramas de frecuencia de la abundancia relativa (%) de machos, hembras e individuos de sexo desconocido y se identificaron las tallas mínima y media de captura de cada especie. Para contrastar las diferencias de tamaño entre sexos de las cinco especies evaluadas (dimorfismo sexual en el tamaño), se hizo un análisis de varianza (ANOVA) de una vía después de verificar los supuestos de normalidad (prueba de Shapiro Wilks) y homocedasticidad (prueba de Levene). En caso de no cumplir los supuestos, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

Las relaciones de longitud y peso de todas las especies se calcularon para cada sexo utilizando un análisis de regresión simple. Posteriormente, se escogió el modelo considerando el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y la distribución de los residuales. Para verificar si la pendiente de crecimiento ( $b$ ) era significativamente diferente del valor isométrico ( $b=3$ ) se utilizó la prueba  $t$ -Student ( $H_0: b=3$ ) con un nivel de confianza del 95 % ( $\alpha=0,05$ ) (**Froese, 2006; Joyeux, et al., 2009**).

### *Aspectos reproductivos*

Para calcular la talla de madurez, la proporción de individuos maduros (C y D) por clase de talla se graficó en una curva logística, estableciendo la talla en la que el 50 % ( $L_{50}$ ) y 100 % ( $L_{100}$ ) de los individuos se encontraban sexualmente maduros. Para verificar si la proporción sexual de cada especie tuvo diferencias significativas frente a la teórica mendeliana (1:1), se aplicó la prueba de Wilson Score y el estadístico de la prueba corregido ( $z_s$ ).

La fecundidad de cada especie ( $F$ ) se calculó por el método gravimétrico ( $F=[\text{número de ovocitos maduros en la muestra} * \text{peso de todos los ovocitos}] / \text{peso de la muestra}$ ) cuantificando el número de huevos en muestras de tejido gonadal del mismo peso de las regiones proximal, media y distal de 243 gónadas preservadas (*C. carpio*: 90; *M. salmoides*: 75; *C. rendalli*: 27; *C. kraussii*: 33; *K. umbriifer*: 18). Además, los periodos de madurez gonádica se estimaron con el índice gonadosomático (IGS) ( $\text{IGS} = [\text{peso de la gónada en gramos} / \text{peso total en gramos}] * 100$ ), y sus variaciones mensuales se utilizaron para establecer las épocas de desove de las especies evaluadas.

### *Programas*

Los análisis estadísticos se hicieron con RWizard (**Guisande, et al., 2014**) y las gráficas de dosis-respuesta normalizadas para la talla de madurez sexual con GrapPad Prisma v5 (GraphPad, San Diego CA, USA).

## Resultados

Se registraron 9.151 individuos (**Tabla 1**) con un aporte total de biomasa de 8.755.726 gramos (aproximadamente 8,80 toneladas). El mayor aporte de biomasa fue de *C. carpio* (7.729.614 g) seguida de *M. salmoides* (620.414 g), *C. rendalli* (311.121 g), *C. kraussii* (49.090 g) y *K. umbrifer* (45.487 g).

### Estructura poblacional

Los valores promedio de longitud y peso total (**Tabla 1**) evidenciaron una proporción baja de individuos inmaduros y predominio de ejemplares maduros y de sexo desconocido. La distribución de tallas (**Figura 1**) satisfizo los supuestos de normalidad y homocedasticidad únicamente en *C. kraussii* (Shapiro-Wilks: 0,99; p: 0,62; Levenne: 0,30; p: 0,58) y *K. umbrifer* (Shapiro-Wilks: 0,99; p: 0,73; Levenne: 0,74; p: 0,39). En la mayoría de las especies, excepto en *C. rendalli* (Kruskal-Wallis=0,16; p: 0,69) y *K. umbrifer* ( $F_{(1,63)} = 1,16$ ; p: 0,29), las hembras fueron significativamente más grandes que los machos (todo los  $p < 0,001$ ).

Las especies *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussii* mostraron un crecimiento alométrico negativo por lo menos en uno de sus sexos, en tanto que en *C. rendalli* y *K. umbrifer* el crecimiento fue isométrico en ambos sexos, y la tendencia fue similar en las hembras de *C. carpio* (**Tabla 2**). El coeficiente de determinación ( $R^2$ ) fluctuó entre 0,89 y 0,96, ajustándose en todos los casos a un modelo potencial (**Figura 2**).

### Aspectos reproductivos

Dado que la comercialización se centra en los individuos vivos en peceras de exhibición, la madurez sexual se examinó en el 27 % de ellos y se encontró que solo el 3 % había sido capturado por debajo de la talla de madurez sexual definida en este estudio para *C. carpio*, *C. rendalli* y *C. kraussii*.

La talla de madurez sexual para hembras, machos y sexos combinados (**Figura 3**) fue de 25,00, 23,19 y 23,44 cm para *C. carpio* ( $R^2=0,92$ ); 21,95, 21,04 y 21,43 cm para *M. salmoides* ( $R^2=0,99$ ); 14,51, 16,59 y 15,50 cm para *C. rendalli* ( $R^2=0,98$ ); 22,20, 24,61 y 22,97 cm para *C. kraussii* ( $R^2=0,85$ ), y 16,41, 20,00 y 18,50 cm para *K. umbrifer* ( $R^2=0,92$ ).

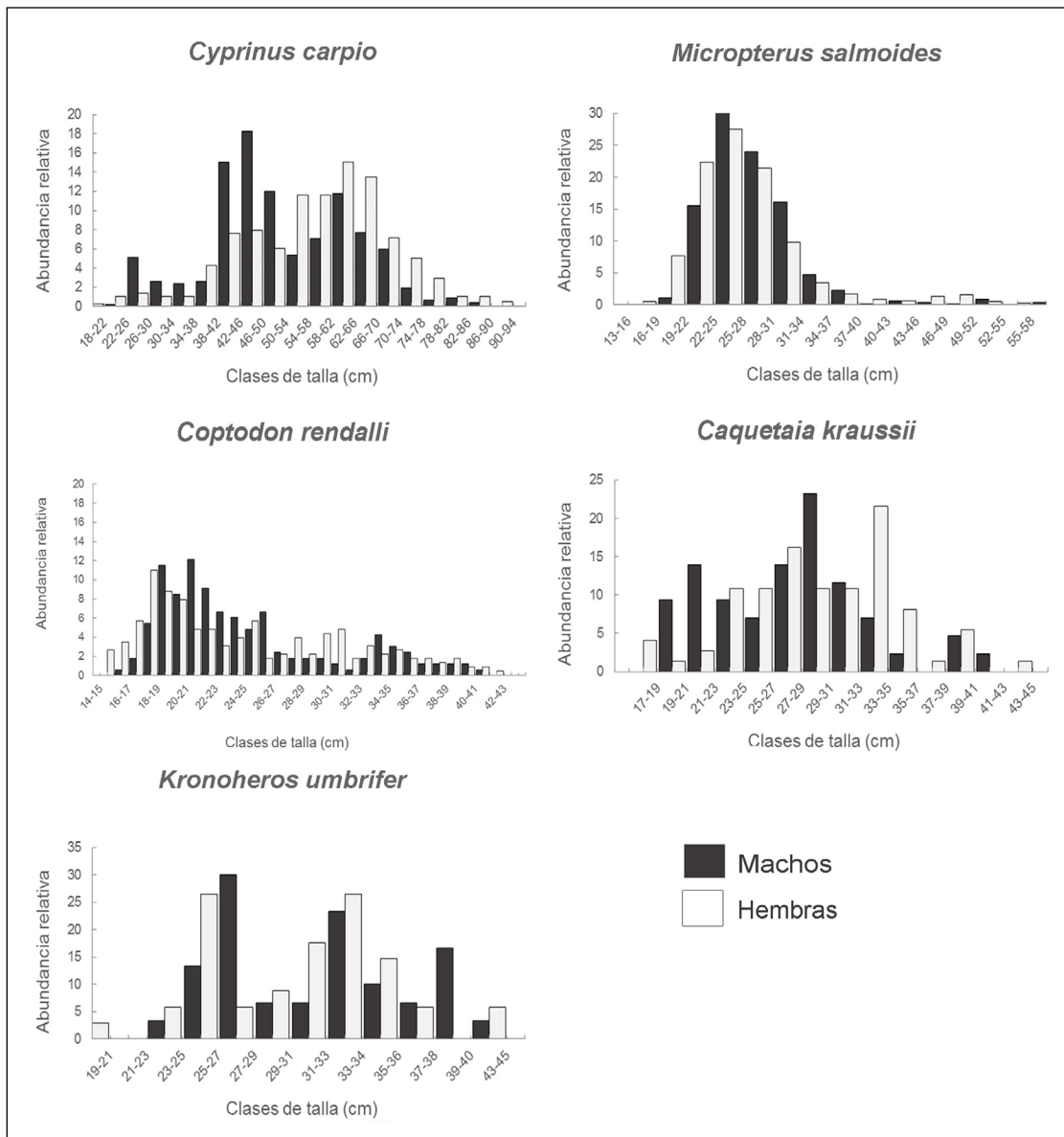
Cuatro de las especies evaluadas mostraron una proporción sexual mayor de hembras: *C. carpio*, 1,22:1 (zs: 2,99;  $p < < 0,01$ ), *M. salmoides*, 1,28:1 (zs: 4,01;  $p < < 0,01$ ), *C. rendalli* 1,37:1 (zs: 3,13;  $p < < 0,01$ ), y *C. kraussii* 1,72:1 (zs: 2,866;  $p < < 0,01$ ); sin embargo, *K. umbrifer* no se alejó significativamente de la proporción teórica mendeliana de 1,13:1 (zs: 0,50; p: 0,62).

El número total estimado de huevos (h) por gónadas analizadas (G) y los promedios de huevos por hembra (h/H) y por gramo de hembra (h/g) fueron los siguientes: *C. carpio*: 87.076,975 h/90G; 967.522 h/H; 278,60 h/g; *M. salmoides*: 539.425 h/75G; 7.492 h/H; 14,40 h/g; *C. rendalli*: 323.644 h/27G; 11.987 h/H; 13,90 h/g; *C. kraussii*: 169.002 h/33G; 5.121 h/H; 8,60 h/g, y *K. umbrifer*: 100.243 h/18G; 5.569 h/H; 9,8 h/g (**Tabla 3**).

**Tabla 1.** Individuos de sexo desconocido (D), maduros (M) e inmaduros (I): longitud y peso de cada una de las especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé

Especie	Total	Sexo		Longitud (cm)			Peso (g)			
		D	I	M	I	M	Promedio± DE	Rango	Promedio± DE	Rango
<i>C. carpio</i>	5.265	4.420	23	443	9	370	45,23 ± 12,90	18-93	1.468,10 ± 25,33	70-11.200
<i>M. salmoides</i>	3.058	2.040	84	489	90	355	24,69 ± 5,30	13-56	202,88 ± 200,49	40-2.470
<i>C. rendalli</i>	615	223	16	211	23	142	25,16 ± 6,11	15-44	505,88 ± 24,63	70-2.380
<i>C. kraussii</i>	122	5	8	66	18	25	28,43 ± 5,71	17-45	402,37 ± 219,24	100-1.200
<i>K. umbrifer</i>	91	27	0	34	1	29	30,93 ± 5,43	19-45	499,85 ± 24,22	120-1.310

DE: desviación estándar



**Figura 1.** Estructura de tallas de las cinco especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014)

Los meses con la mayor y la menor cantidad de huevos registrados fueron, respectivamente, junio de 2013 y octubre de 2013 para *C. carpio*; enero de 2014 y julio de 2013 para *M. salmoides*; enero de 2014 y julio de 2013 para *C. rendalli*; marzo de 2014 y septiembre de 2013 para *C. kraussii*, y abril de 2013 y marzo de 2014 para *K. umbrifer* (Tabla 3). El número de huevos tuvo una débil relación con el tamaño de los individuos (<50 %) excepto en *C. kraussii* y *K. umbrifer*, con 70 y 67 %, respectivamente.

*Cyprinus carpio* presentó madurez gonadosomática en los meses de enero, abril, junio y julio; *M. salmoides* en febrero, abril, junio y octubre; *C. rendalli* en enero, marzo, abril, mayo y julio; *C. kraussii* en febrero, abril, junio y octubre, y *K. umbrifer* en marzo, abril, julio, agosto y octubre. En septiembre, noviembre y diciembre no se observaron estados de madurez en las especies estudiadas; además, la madurez de *C. carpio* en febrero debe corroborarse porque la comercialización de peces vivos no permitió examinar las gónadas en este mes (Figura 4).

**Tabla 2.** Relaciones entre longitud y peso y descriptores estadísticos para sexos diferenciados de las especies registradas

Especie	Sexo	N	a	b	EE (b)	R <sup>2</sup>	Test t	Tipo de crecimiento
<i>Cyprinus carpio</i>	Hembras	466	0,000	2,997	0,034	0,950	0,464	Isométrico
	Machos	379	0,000	2,734	0,030	0,960	0,000	Alométrico -
	Sexos combinados	845	0,000	2,846	0,021	0,950	0,000	Alométrico -
<i>Micropterus salmoides</i>	Hembras	573	0,000	2,712	0,036	0,920	0,000	Alométrico -
	Machos	445	0,001	2,630	0,046	0,890	0,000	Alométrico -
	Sexos combinados	1018	0,000	2,667	0,028	0,910	0,000	Alométrico -
<i>Coptodon rendalli</i>	Hembras	227	0,000	3,000	0,053	0,940	0,500	Isométrico
	Machos	165	0,000	2,970	0,060	0,940	0,330	Isométrico
	Sexos combinados	392	0,000	2,990	0,039	0,940	0,350	Isométrico
<i>Caquetaia kraussii</i>	Hembras	74	0,001	2,720	0,073	0,950	0,000	Alométrico -
	Machos	43	0,003	2,510	0,087	0,960	0,000	Alométrico -
	Sexos combinados	117	0,001	2,680	0,056	0,950	0,000	Alométrico -
<i>Kronoheros umbrifer</i>	Hembras	34	0,000	2,840	0,099	0,960	0,055	Isométrico
	Machos	30	0,000	3,050	0,112	0,960	0,320	Isométrico
	Sexos combinados	64	0,000	2,970	0,077	0,960	0,340	Isométrico

a: intercepto, b: pendiente, EE: error estándar

## Discusión

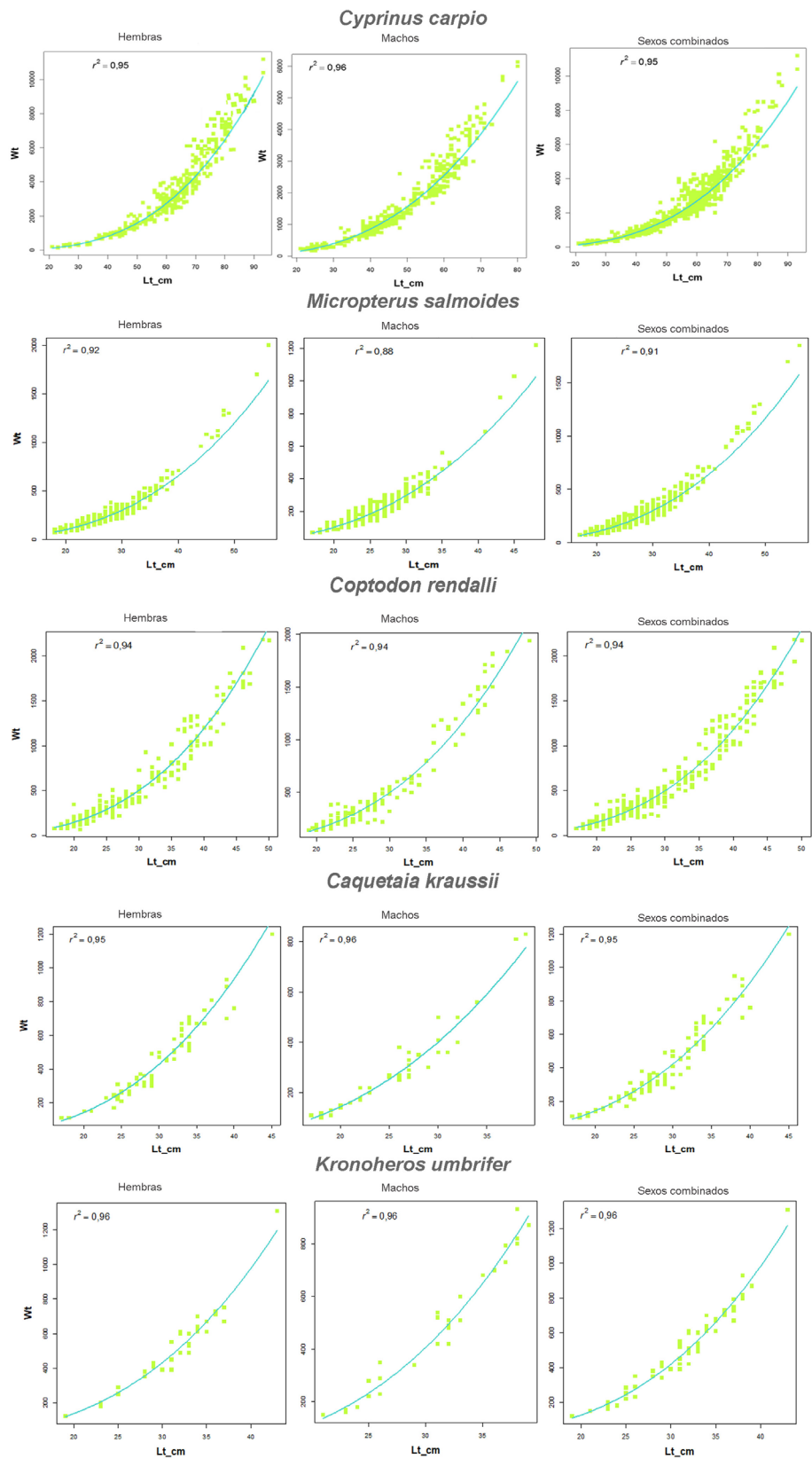
### Estructura poblacional

La pesquería del embalse El Peñol-Guatapé está conformada principalmente por *C. carpio*, *M. salmoides*, *C. rendalli* y, en menor proporción, por las especies nativas *C. kraussii* y *K. umbrifer*. El predominio de especies introducidas sobre las nativas se ha observado también en diferentes regiones de Nueva Guinea (**van der Heijden**, 2006), el sureste australiano (**Davies, et al.**, 2010) y África subtropical (**Weyl & Cowley**, 2016). En algunos casos las especies introducidas incluso han remplazado a las nativas (**Hickley, et al.**, 2004; 2008; **Storey, et al.**, 2008), lo que ha generado controversia entre la demanda de pescado fresco para la nutrición humana y los efectos potenciales sobre la biodiversidad nativa (**Jellyman, et al.**, 2016).

### Estructura de tallas

El bajo porcentaje de individuos inmaduros de *C. carpio*, *C. rendalli* y *C. kraussii* en este estudio puede deberse a reglamentaciones de talla mínima de captura que han establecido de manera empírica las asociaciones de pescadores artesanales de la región; sin embargo, se requieren estudios adicionales para verificar esta posibilidad.

Los dos sexos de *M. salmoides* exhibieron una longitud promedio (24 cm) levemente inferior a lo reportado en embalses de Brasil (25,5 cm) (**Schulz & Leal**, 2005) y México (33 y 35,2 cm) (**Beltrán-Álvarez, et al.**, 2012; 2013). Sin embargo, las demás especies exhibieron longitudes promedio superiores a las previamente publicadas. Por ejemplo, la longitud promedio de las hembras (57 cm; rango: 21-93 cm) y machos (53 cm; rango: 21-85 cm) de *C. carpio* fue superior a las tallas promedio reportadas en otras latitudes (**Hailu**, 2013; **Karataş, et al.**, 2007; **Mert, et al.**, 2008; **Oyugi, et al.**, 2011). Asimismo, la longitud promedio de *C. rendalli* (25,17- 25,12 cm) superó la de los individuos del embalse de Betania (**Mancera-Rodríguez & Cala**, 1997), ubicado en la cuenca alta del río Magdalena en el departamento del Huila (20,30 cm), y el de hembras y machos en la cuenca del río Porce (14,92 cm) (**Jiménez-Segura, et al.**, 2014).



**Figura 2.** Relación entre longitud y peso para hembras y machos de las especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014). Lt: longitud total (cm), Wt: peso total (g)

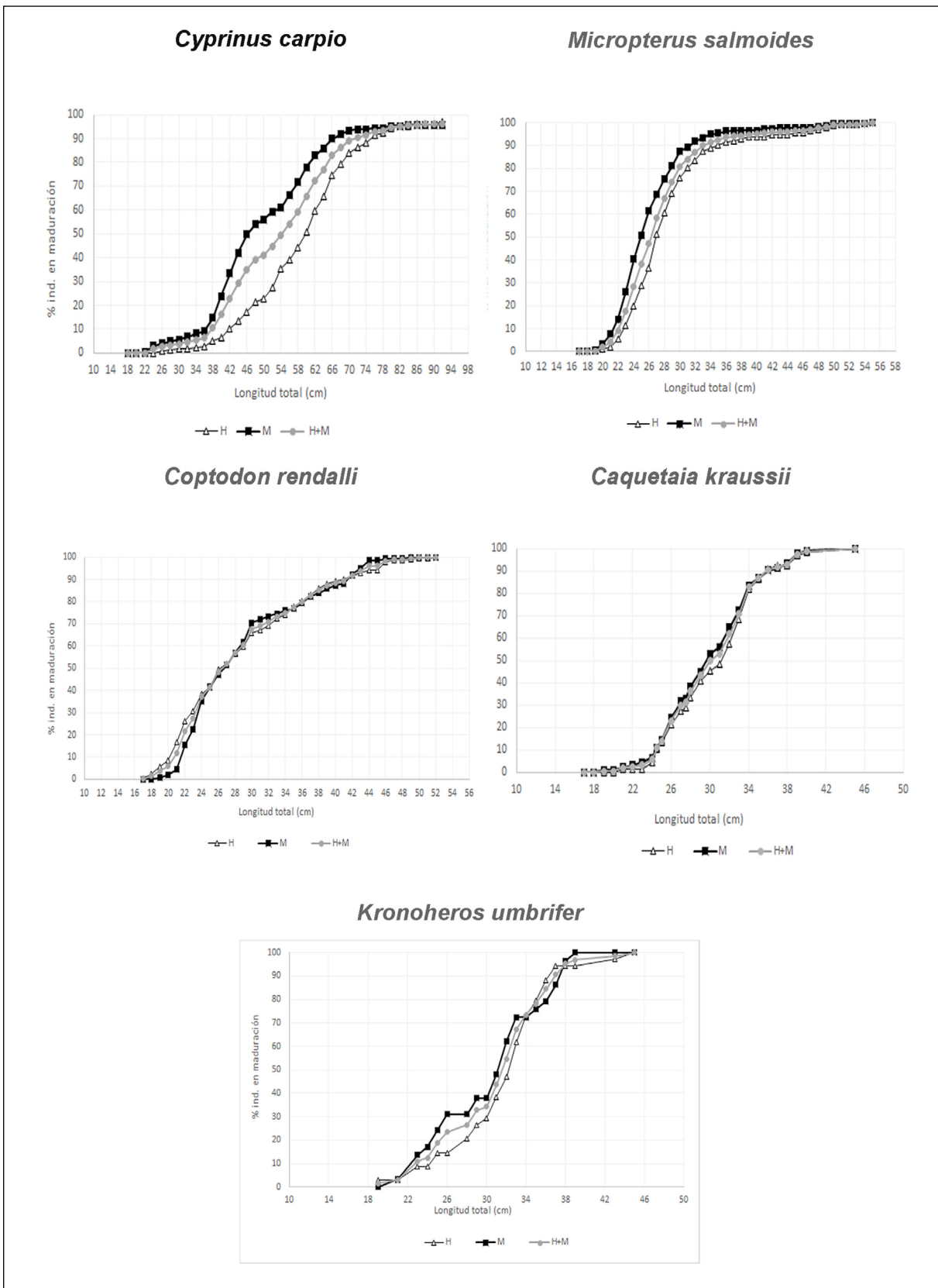


Figura 3. Talla de madurez sexual para las especies evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014)



**Tabla 3.** Fecundidad de las hembras evaluadas en el embalse Peñol-Guatapé. N: número de individuos analizados, H: número promedio de huevos, P: peso promedio las hembras analizadas (g), H/g: número promedio de huevos por gramo de hembra

Mes	Mar-13	Abr-13	May-13	Jun-13	Jul-13	Aug-13	Sep-13	Oct-13	Nov-13	Dec-13	Ene-14	Feb-14	Mar-14	Abr-14	Total	
<i>C. carpio</i>	N	26	19	7	2	5	0	3	3	4	0	2	0	0	21	90
	H	1.152.767,00	938.945,00	900.529,00	1.875.500,00	1.366.824,00	0,00	945.455,00	434.595,00	719.341,00	0,00	719.341,00	0,00	0,00	731.369,00	967.522,00
	P	4.088,60	3.855,60	3.871,40	1.700,00	4.934,00	0,00	4.786,70	2.900,00	2.725,00	0,00	2.700,00	0,00	0,00	2.090,90	3.473,40
	H/g	281,90	243,50	232,60	1.103,20	277,00	0,00	197,50	149,90	264,00	0,00	266,40	0,00	0,00	349,80	278,60
<i>M. salmoides</i>	N	35	1	0	3	10	0	0	13	2	4	1	2	0	4	75
	H	7.955,00	9.120,00	6.010,00	4.929,00	3.300,00	0,00	0,00	3.950,00	13.196,00	12.700,00	16.569,00	16.569,00	0,00	12.362,00	7.383,00
	P	438,80	300,00	173,30	366,00	249,20	0,00	0,00	315,00	1.650,00	520,00	1.300,00	1.300,00	0,00	1.412,50	521,00
	H/g	18,10	30,40	34,70	13,50	13,20	0,00	0,00	12,50	8,00	24,40	12,70	12,70	0,00	8,80	14,40
<i>C. rendalli</i>	N	1	1	8	0	2	0	2	0	0	2	4	0	0	7	27
	H	5.040,00	12.742,00	10.119,00	0,00	4.415,00	0,00	12.566,00	0,00	0,00	5.640,00	20.577,00	0,00	0,00	13.909,00	11.987,00
	P	270,00	1.244,00	697,50	0,00	325,00	0,00	800,00	0,00	0,00	975,00	1702,50	0,00	0,00	731,50	860,10
	H/g	18,70	10,20	14,50	0,00	13,60	0,00	15,70	0,00	0,00	5,80	12,10	0,00	0,00	19,00	13,90
<i>C. kraussii</i>	N	9	1	3	2	4	0	1	1	0	1	6	3	1	1	33
	H	4.202,00	4.960,00	7.561,00	4.003,00	6.732,00	0,00	2.300,00	4.300,00	0,00	5.045,00	5.455,00	4.931,00	6.579,00	2.860,00	5.121,00
	P	492,20	670,00	720,00	505,00	752,50	0,00	350,50	540,00	0,00	750,00	643,30	640,00	630,00	310,20	595,20
	H/g	8,50	7,40	10,50	7,90	8,90	0,00	6,60	8,00	0,00	6,70	8,50	7,70	10,40	9,20	8,60
<i>K. umbrifer</i>	N	1	3	0	1	2	2	1	1	0	0	1	1	1	5	18
	H	8.546,00	7.623,00	0,00	3.985,00	4.005,00	4.040,00	4.050,00	4.650,00	0,00	0,00	3.900,00	3.900,00	3.985,00	6.434,00	5.569,00
	P	430,00	455,70	0,00	610,00	610,00	625,00	600,00	970,00	0,00	0,00	620,10	620,00	600,00	514,00	568,80
	H/g	19,90	16,70	0,00	6,50	6,60	6,50	6,80	4,80	0,00	0,00	6,30	6,30	6,60	12,50	9,80

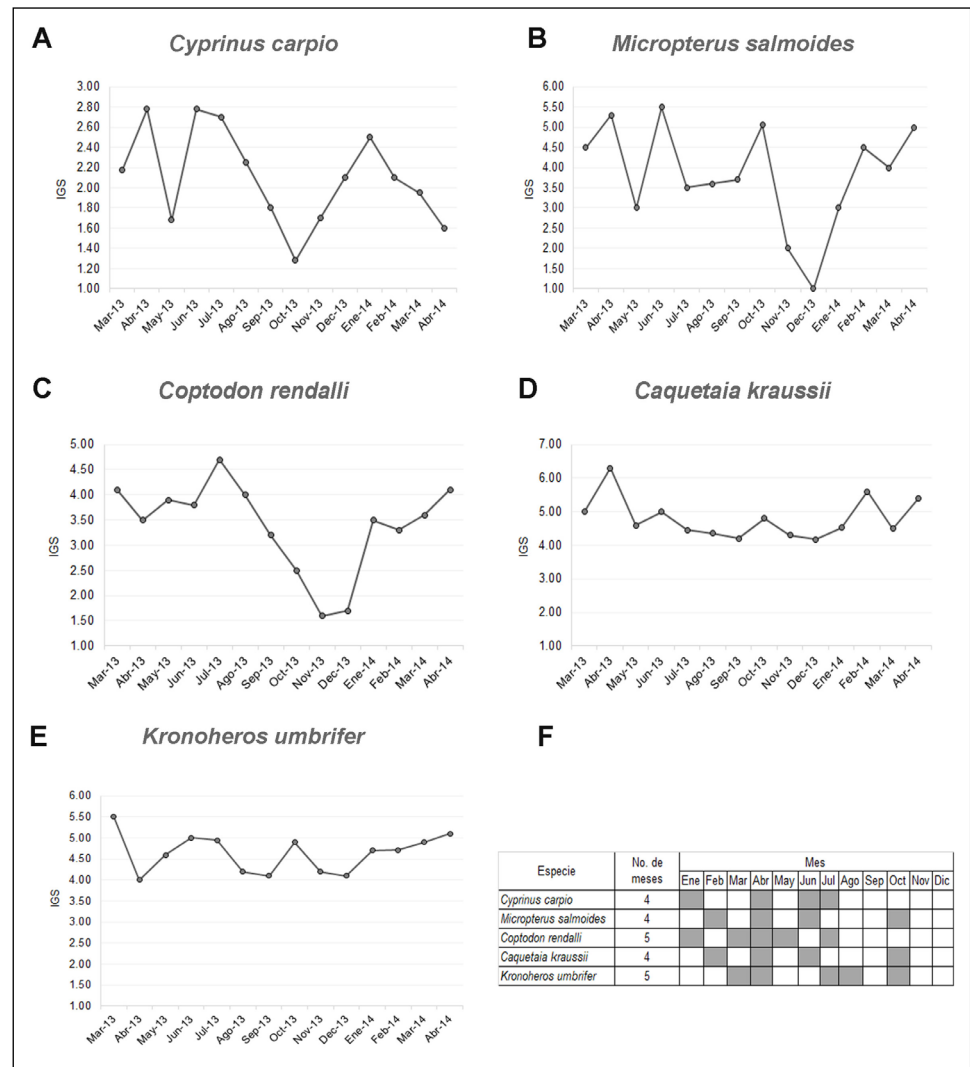
*Caquetaria kraussii* también presentó una talla promedio (hembras: 28,43; machos: 27 cm) superior a la encontrada en individuos del embalse de Betania (24,70 cm) (Mancera-Rodríguez & Cala, 1997), de la ciénaga de Lorica (19 cm) (Olaya-Nieto, et al., 2014) y el embalse de Urrá (13,30 cm) (Solano-Peña, et al., 2013). Asimismo, la talla promedio de *K. umbrifer* (hembras: 26,41 cm; machos: 26,77 cm) fue superior a los registros para la especie (Lasso, et al., 2011) en el río La Miel (hembras: 22,50 cm; machos: 25,77 cm) y los embalses de Prado (21,26 cm) y Betania (18,80 cm).

Las variaciones en las tallas entre las diversas poblaciones podrían estar relacionadas, entre otros factores, con la latitud (Weber, et al., 2015; Vilizzi & Copps, 2017), los tipos de hábitats (Marmulla, 2001), la disponibilidad de alimento (Palacio & Plazas, 1998) y la temperatura del agua (Oyugi, et al., 2011). En *C. carpio* se ha encontrado una tendencia al aumento (Weber, et al., 2015) y la disminución de tallas con el incremento de la latitud (Vilizzi & Copps, 2017). Además, por encima de los 21 °C, *C. carpio* crece más rápido y alcanza mayores tallas en regiones con altas temperaturas, cuando las estaciones cálidas son más prolongadas (Oyugi, et al., 2011).

Esta información sirve de base para posteriores seguimientos de la estructura poblacional de las especies estudiadas en el embalse Peñol-Guatapé y puede guiar la selección de tallas límite de captura en los casos en los que se evidencie deterioro de los principales recursos pesqueros.

**Dimorfismo sexual de tamaño**

En su conjunto, los resultados de este estudio indican que el dimorfismo sexual es un rasgo variable en las especies estudiadas. El hallazgo de hembras más grandes concuerda con estudios en *C. carpio* (Granado-Lorencio, et al., 1998) y en *M. salmoides* (Beltrán-Álvarez, et al., 2013; Rodríguez-Sánchez, et al., 2009) aunque discrepe con otros en



**Figura 4.** Periodos de madurez gonádica de las cinco especies (A-E) en el embalse Peñol-Guatapé (2013-2014). Se resaltan los meses en que las especies presentan madurez gonádica (F)

ambas especies (Mert, *et al.*, 2008; Beamish, *et al.*, 2005). Además, las hembras más grandes de *C. kraussii* contrastan con la ausencia de dimorfismo sexual en el tamaño de esta especie en el embalse de Urrá (Solano-Peña, *et al.*, 2013).

La ausencia de dimorfismo sexual en el tamaño de *K. umbrifer* no pudo compararse debido a la ausencia de registros previos; sin embargo, en *C. rendalli* contrastó con hembras más grandes en estuarios del sur de África (Harrison, 2001).

En las especies evaluadas, las diferencias significativas de tamaño entre machos y hembras estarían relacionadas con respuestas sexualmente dimórficas a las condiciones ambientales. Esta explicación es factible considerando que la plasticidad fenotípica modula el dimorfismo sexual en el tamaño en varias especies de peces como *Microlipophrys canevae*, *Parablennius incognitus* y *Aidablennius sphyinx* (Lengkeek, *et al.*, 2008). En *M. salmoides* este rasgo también puede deberse a diferencias en la alimentación o en los comportamientos reproductivos. Los machos de *M. salmoides* construyen el nido y cuidan los huevos hasta su eclosión (Beltrán Álvarez, *et al.*, 2013), mientras que, una vez desovan, las hembras emigran hacia otras zonas del embalse donde tiene mejores posibilidades de alimentación (Granado-Lorencio, 2000).

El dimorfismo sexual en el tamaño registrado en este estudio debería considerarse en la selección adecuada de aparejos de pesca, con el fin de evitar la extracción selectiva de hembras que conlleve a su disminución y, en consecuencia, a la pérdida de las proporciones sexuales naturales de las poblaciones en el ecosistema, como ha sido documentado por **Craig** (2016).

### ***Relación entre la longitud total y el peso total***

El crecimiento alométrico negativo se asoció con las especies que también presentaron dimorfismo sexual de tamaño (machos de *C. carpio*, hembras y machos de *M. salmoides* y de *C. kraussii*), en tanto que las hembras de *C. carpio* y ambos sexos de *C. rendalli* y *K. umbrifer* presentaron crecimiento isométrico.

Estos resultados reflejarían la plasticidad fenotípica de los individuos en respuesta a la heterogeneidad ambiental. Específicamente, se ha descrito que las diferencias en los valores de la pendiente de crecimiento (valores de *b*) dependen principalmente de la forma y la robustez de la especie en su estado natural y de factores tales como el sexo, la etapa de madurez, la alimentación y la temperatura (**Wootton**, 1998).

En todos los casos, los valores de *b* estuvieron en el intervalo entre 2,50 y 3,50, considerado como normal por **Carlander** (1969). Además, todas las especies estudiadas exhibieron una fuerte relación entre el tamaño y el peso.

### ***Aspectos reproductivos***

La talla de madurez sexual de *C. kraussii* (hembras: 22,20 cm; machos: 24,61 cm) fue superior a las publicadas en el embalse de Urrá, las ciénagas de Tumaradó, la cuenca del Magdalena, la ciénaga de Lorica y el río Atrato (**Lasso, et al.**, 2011; **Olaya-Nieto, et al.**, 2014; **Sánchez-Botero, et al.**, 2002; **Solano-Peña, et al.**, 2013).

*Micropterus salmoides* (machos: 22 cm; hembras: 21 cm) presentó tallas de madurez en el rango encontrado en embalses de Corea, México y Zimbabue (**Beamish, et al.**, 2005; **Beltrán-Álvarez, et al.**, 2012, 2013; **Zhang, et al.**, 2013). Asimismo, *K. umbrifer* exhibió tallas de madurez sexual (hembras: 16,41 cm; machos: 20 cm) en el rango (14,70 – 20,20 cm) descrito en el río Atrato (**Sánchez-Botero, et al.**, 2002) y en las ciénagas de Tumaradó, el río Atrato y el embalse de Prado (**Lasso, et al.**, 2011).

En contraste, las tallas de madurez en machos (23,19 cm) y hembras (25 cm) de *C. carpio* fueron menores a las descritas en otros sistemas acuáticos (**Granado-Lorencio, et al.**, 1998; **Hailu**, 2013; **Oyugi, et al.**, 2011) e, incluso, a las encontradas previamente en el embalse El peñol-Guatapé (**Lasso, et al.**, 2011). Asimismo, las tallas de madurez para *C. rendalli* (hembras: 14,51 cm; machos: 16,59 cm) fueron menores que las publicadas previamente en el embalse Peñol-Guatapé (**Lasso, et al.**, 2011) y en un embalse subtropical de Mozambique (**Weyl & Hecht**, 1999).

Las discrepancias entre los resultados de los estudios pueden deberse a diferencias en los métodos utilizados para el cálculo de la talla de madurez sexual. Las tallas inferiores en *C. carpio* y *C. rendalli* podrían ser el resultado de una elevada presión de pesca que llevaría a los individuos a reproducirse cuando sus tallas son más pequeñas, tal como ocurre en otras especies de peces (**Froese & Pauly**, 2000; **Morgan & Colbourne**, 1999; **Moutopoulos & Stergiou**, 2002).

También se ha descrito que las tallas de madurez son plásticas y cambian entre y dentro de las poblaciones (**Azaza, et al.**, 2008). Además, el crecimiento y la talla de madurez responden a cambios fisiológicos provocados por desviaciones en la canalización de energía (fines reproductivos o almacenamiento de sustancias de reservas) o por variaciones ambientales como la disponibilidad de alimento (**Rodríguez-Kuiz**, 1992; **Saborido-Rey**, 2004).

### ***Proporción sexual***

En *C. carpio* la proporción de 1,22H:1M concuerda con lo encontrado en un lago de Kenia con temperatura y altura similares a las del embalse Peñol-Guatapé (1,10H:1M) (**Oyugi, et al.**, 2011), en el lago Karaboğaz (1,37H:1M; **Macun**, 2014) y el embalse Almus de

Turquía (1,42H:1M) (Karataş, *et al.*, 2007); sin embargo, contrasta con lo reportado por otros autores en un embalse de Etiopía (1H:1,5M) (Hailu, 2013), en lagos de Turquía (0,93H:1M) (Saylar & Benzer, 2014), un lago de Kenia (1H:1,1M) (Oyugi, *et al.*, 2011) y un río de India (1H;1,12M) (Singh, *et al.*, 2010).

En *M. salmoides* la proporción de 1,28H:1M es concordante con lo descrito en dos embalses de Sinaloa, México (2,37H:1M y 1,26H: 1M) (Beltrán-Álvarez & Sánchez-Palacios, 1990; Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2012), pero difiere de la proporción hallada en otro embalse del mismo país (0,83H:1M) (Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2013).

La mayor proporción de hembras de *C. rendalli* (1,37H:1M) difiere de la encontrada previamente en el embalse Peñol-Guatapé (1H:5M) (Lasso, *et al.*, 2011), pero concuerda con la encontrada en un embalse tropical de Sri Lanka (1,1H:1M) (Chandrasoma & De Silva, 1981).

Asimismo, la mayor proporción de hembras de *C. kraussii* (1,72H:1M) difiere de la proporción de 1H:1M encontrada en el embalse de Urrá-Colombia (Solano-Peña, *et al.*, 2013) y un río de Venezuela (Gutiérrez, *et al.*, 2012). Por último, la proporción similar de hembras y machos de *K. umbrifer* contrasta con la encontrada en el embalse de Prado-Colombia (2H:1M) (Lasso, *et al.*, 2011) y 1,5H:1M (Villa-Navarro, 1999).

Debido a que las proporciones esperadas en la herencia mendeliana del sexo es de 1H:1M, las diferencias en las proporciones sexuales podrían explicarse por el comportamiento menos activo de las hembras, lo que las hace más propensas a la captura (Dománico & Freyre, 2008), aunque podría deberse a la pesca selectiva, los hábitos de alimentación, las características ecológicas de los ecosistemas (Sedaghat, *et al.*, 2013), y el reclutamiento de los organismos, entre otros (Ramos-Santiago, *et al.*, 2006), aspectos que deberían considerarse en estudios posteriores con el fin de validar la información.

### ***Fecundidad***

El promedio de huevos (967.521) en hembras de *C. carpio* de 45,30 cm fue similar al de hembras de 60 cm de longitud hallado por Bajer & Sorensen (2010). Además, el promedio de huevos por hembra de *M. salmoides* (7.492 huevos, LT promedio: 28,80 cm) fue cercano a lo encontrado en un lago coreano (7.558 huevos; LT: 23,9 cm) (Zhang, *et al.*, 2013), pero menor a lo encontrado en hembras de la misma talla (14,91-32,29) en un embalse mexicano (Beltrán Álvarez, *et al.*, 2013). En *C. rendalli* el promedio de huevos por hembra (11.986 huevos) contrasta con lo reportado (5.000 – 6.000 huevos/desove) por Coward & Bromage (2000).

Los promedios de huevos por hembra de *C. kraussii* (4.911 huevos) y *K. umbrifer* (5.122 huevos) superaron los promedios (1.732 – 2.368 huevos) de este género en zonas tropicales (Solano-Peña, *et al.*, 2013). De hecho, han exhibido una alta eficiencia reproductiva en el delta del Orinoco, alcanzando tallas de madurez sexual cada 3 a 6 semanas y produciendo más de 8.000 huevos, lo que supera la reproducción y sobrevivencia de poblaciones autóctonas (Ortiz, *et al.*, 2007). Tanto en *M. salmoides* como *C. kraussii*, el mayor número de huevos se encontró en los períodos de lluvia, cuando los pesos y tallas de ambas especies fueron superiores.

### ***Períodos de madurez gonádica***

Los cuatro períodos de madurez gonádica de *C. carpio* (enero, abril, junio, julio) concordaron con los encontrados en embalses de Turquía: enero y abril (Hailu, 2013), y julio (Mert, *et al.*, 2008), y en un lago de Kenia, donde el período incluyó, además, los meses de marzo, mayo, septiembre y noviembre (Oyugi, *et al.*, 2011). El periodo de madurez anual incluyó dos meses en un embalse español (Granado-Lorencio, *et al.*, 1998) y cuatro meses en un río tropical de India (Singh, *et al.*, 2010).

Los cuatro periodos de madurez gonádica de *M. salmoides* (febrero, abril, junio y octubre) coincidieron con los hallados en embalses de Brasil y México (Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2013; Schulz & Leal, 2005), mientras que solo un periodo de madurez gonádica se encontró en un embalse español (marzo a mayo) (Rodríguez-Sánchez, *et al.*, 2009) y otro mexicano (enero – abril) (Beltrán-Álvarez, *et al.*, 2012).

En *C. rendalli* los cinco periodos de madurez gonádica en el primer semestre concuerdan con la presencia de hembras maduras durante todo el año en los embalses Porce II y III (Jiménez-Segura, *et al.*, 2014) y dos épocas de madurez de la especie en el lago Kariba en África (Kenmuir, 1973).

En *C. kraussii* los cuatro períodos reproductivos (febrero, abril, junio, octubre) contrastan con el único periodo de madurez (julio) descrito para el embalse de Urrá (Solano-Peña, *et al.*, 2013), pero concuerdan con periodos de madurez en enero, junio y la época de lluvias previamente descritos (julio a diciembre) (Lasso, *et al.*, 2011).

En *K. umbrifer* los cinco períodos de madurez (marzo, abril, julio, agosto, octubre) concuerdan con los reportes en el embalse de Prado-Colombia (Villa-Navarro, 1999; Lasso, *et al.*, 2011) y los publicados por Maldonado-Ocampo, *et al.*, 2005. Según Winemiller, *et al.*, (2006), muchas especies maduran con la llegada de las lluvias, pero algunas con cuidado parental desovan también en la estación seca, como es el caso de los cíclidos *C. kraussii* y *K. umbrifer*.

## Conclusiones

La pesquería del embalse Peñol-Guatapé (2013 - 2014) incluye principalmente a *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. rendalli* y, en menor proporción, a las especies nativas *C. kraussi* y *K. umbrifer*. Las hembras exhibieron mayor proporción que los machos en todas las especies y mayor tamaño en *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussi*. Además, las relaciones entre longitud y peso revelaron patrones de crecimiento alométricos negativos (machos de *C. carpio*, *M. salmoides* y *C. kraussi*) e isométricos (hembras de *C. carpio*, *C. rendalli* y *K. umbrifer*). La talla media de madurez sexual fue superior (*C. kraussii*), similar (*M. salmoides*, *K. umbrifer*) o menor (*C. carpio*, *C. rendalli*) a la descrita en otros estudios, lo que indica que las medidas de gestión deben fundamentarse en la información local. La información sobre el crecimiento y los aspectos reproductivos de las cinco especies estudiadas es útil para regular la explotación del recurso íctico en el embalse Peñol-Guatapé. Específicamente, puede orientar la selección de tallas límite de captura, las épocas de pesca y el uso de aparejos que eviten la extracción selectiva de hembras, con la consecuente disminución o pérdida de especies nativas en el embalse, protejan las tallas con mayor fecundidad, garanticen el desove en caso de bajo reclutamiento y promuevan la captura selectiva de especies introducidas que impliquen amenazas a la fauna nativa.

## Agradecimientos

A la empresa EPM, dueña patrimonial de los datos, por promover y financiar este estudio; al Grupo de Investigación en Limnología y Recursos Hídricos de la Universidad Católica de Oriente y al Grupo de Investigación en Biotecnología Animal de la Universidad Nacional de Colombia, por contribuir en las actividades de campo, laboratorio y procesamiento estadístico.

## Contribución de los autores

MNZL, EJM, NRE y MIRP participaron activamente en cada una de las fases y secciones presentadas en el documento y en todo lo concerniente a la gestión, procesamiento, análisis y discusión de la información aquí descrita.

## Conflicto de intereses

Las autoras declaran que no tienen conflicto de intereses.

## Referencias

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Latini, J.D. (2004). Fisheries management in Brazilian reservoirs: Lessons from/for South America. *Interciencia*. 29 (6): 334-338.

- Aguirre-Ramírez, N.J., Palacio-Baena, J., Ramírez-Restrepo, J.J.** (2007). Características limnológicas del embalse el Peñol-Guatapé, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*. **6** (10): 53-66.
- Álvarez-León, R. & Gutiérrez-Bonilla, F. de P.** (2007). Situación de los invertebrados acuáticos introducidos y transplantados en Colombia: antecedentes, efectos y perspectivas. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias*. **31** (121): 557-574.
- Azaza, M.S., Dhraïef, M.N., Kraïem, M.M.** (2008). Effects of water temperature on growth and sex ratio of juvenile Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) reared in geothermal waters in southern Tunisia. *Journal of Thermal Biology*. **33** (2): 98-105. Doi: 10.1016/j.jtherbio.2007.05.007
- Bajer, P.G. & Sorensen, P.W.** (2010). Recruitment and abundance of an invasive fish, the common carp, is driven by its propensity to invade and reproduce in basins that experience winter-time hypoxia in interconnected lakes. *Biological Invasions*. **12** (5): 1101-1112. Doi: 10.1007/s10530-009-9528-y
- Bayley, P.B. & Petre Jr. M.** (1989). Amazon fisheries: Assessment methods, current status and management options. En Dodge D. P. (Ed). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. **106**: 385-398.
- Beamish, C.A., Booth, A.J., Deacon, N.** (2005). Age, growth and reproduction of largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in Lake Manyame, Zimbabwe. *African Zoology*. **40** (1): 63-69. Doi: 10.1080/15627020.2005.11407310
- Beltrán-Álvarez, R., Sánchez-Palacios, J., Farías-Sánchez, A., Ramírez-Lozano, J. P.** (2012). Aspectos reproductivos de la lobina negra (*Micropterus salmoides*) en la presa José López-Portillo, El Comedero, Sinaloa, México. *Ciencia Pesquera*. **20** (q): 65-75.
- Beltrán-Álvarez, R., Sánchez-Palacios, J., Ramírez-Lozano, J.P., Ortega-Salas, A.A.** (2013). Reproducción de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), en el embalse Gustavo Díaz Ordaz, Sinaloa, México. *Revista de Biología Tropical*. **61** (3): 1313-1325.
- Beltrán-Álvarez, R. & Sánchez-Palacios, J.** (1990). Estudio biológico y pesquero de la presa la Higueras, Sinaloa, México. Informe técnico, Universidad Autónoma de Sinaloa- SEP, México.
- Carlander, K.D.** (1969). *Handbook of Freshwater Fishery Biology*, Vol. 1. Iowa City, IA: Iowa State University Press. p. 397.
- Chandrasoma, J. & De Silva, S.S.** (1981). Reproductive biology of *Puntius sarana*, an indigenous species, and *Tilapia rendalli* (melanopleura), an exotic, in an ancient man-made lake in Sri Lanka. *Aquaculture Research*. **12** (1): 17-28. Doi: 10.1111/j.1365-2109.1981.tb00003.x
- Coward, K. & Bromage, N. R.** (2000). Reproductive physiology of female tilapia broodstock. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. **10** (1): 1-25. Doi: 10.1023/A:1008942318272
- Davies, P.E., Harris, J.H., Hillman, T.J., Walker, K.F.** (2010). The sustainable rivers audit: Assessing river ecosystem health in the Murray-Darling Basin, Australia. *Marine and Freshwater Research*. **61** (7): 764-777.
- Craig, J.F.** (2016). *Freshwater fisheries ecology*. West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons. p. 899.
- Dománico, A.A. & Freyre, L.R.** (2008). Aspectos reproductivos del pejerrey patagónico (*Odontesthes hatcheri* Eigenmann, 1909) en el embalse Ezequiel Ramos Mexia (Argentina). *Revista MVZ Córdoba*. **13** (3): 1446-1455.
- FAO.** (2004). *Cyprinus carpio*. Fecha de consulta: entre marzo 2013 y abril 2014. Disponible en: [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus\\_carpio/es](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Cyprinus_carpio/es)
- Fernandes, R., Agostinho, A.A., Ferreira, E., Pavanelli, C., Suzuki, H., Lima, D., Gomes, L.** (2009). Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River floodplain. *Brazilian Journal of Biology*. **69** (2 suppl): 669-680. Doi: 10.1590/s1519-69842009000300021
- Froese, R.** (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology*. **22** (4): 241-253. Doi: 10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x
- Froese, R. & Pauly, D.** (2000). *FishBase 2000: concepts, design and data sources*. ICLARM. Fecha de consulta: 20 de junio de 2016. Disponible en: <https://www.fishbase.de/home.htm>
- Gómez-Ponce, M.A., Granados-Flores, K., Padilla, C., López-Hernández, M., Núñez-Nogueira, G.** (2011). Edad y crecimiento del híbrido de tilapia *Oreochromis niloticus* x *Oreochromis aureus* (Perciformes: Cichlidae) en la represa "Zimapán" Hidalgo, México. *Revista de Biología Tropical*. **59** (2): 761-770.

- Gracia, A., Medellín-Mora, J., Gil-Agudelo, D. L., Puentes, V.** (2011). Guía de las especies introducidas Marinas y Costeras de Colombia. Bogotá, D.C. Colombia: INVEMAR, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Granado-Lorencio, C.** (2000). Ecología de comunidades: el paradigma de los peces de agua dulce. Universidad de Sevilla, Sevilla. p. 284.
- Granado-Lorencio, C., Encina, L., Escot-Muñoz, C., Mellado-Álvarez, E., Rodríguez-Ruiz, A.** (1998). Estudio ictiológico en el embalse de Joaquín Costa (Río Ésera, Hueca). *Limnetica*. **45**: 35-45.
- Guisande C., Heine J., González-DaCosta J. & García-Roselló E.** (2014). RWizard Software. University of Vigo. Vigo, Spain. Disponible en: <http://www.ipez.es/RWizard>.
- Gutiérrez, F. de P., Lasso, C. A., Baptiste, M. P., Sánchez-Duarte, P., Díaz, A. M.** (2012). VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 335.
- Hailu, M.** (2013). Reproductive aspects of common carp (*Cyprinus carpio* L, 1758) in a tropical reservoir (Amerti: Ethiopia). *Journal of Ecology and The Natural Environment*. **5** (9): 260-264. Doi: 10.5897/jene2013.0387
- Harrison, T.D.** (2001). Length-weight relationships of fishes from South African estuaries. *Journal of Applied Ichthyology*. **17**: 46-48.
- Hickley, P., Muchiri, M., Boar, R., Britton, R., Adams, C., Gichuru, N., Harper, D.** (2004). Habitat degradation and subsequent fishery collapse in Lakes Naivasha and Baringo, Kenya. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*. **4** (4): 503-517.
- Hickley, P., Muchiri, M., Britton, R., Boar, R.** (2008). Economic gain versus ecological damage from the introduction of non-native freshwater fish: Case studies from Kenya. *The Open Fish Science Journal*. **1** (1): 36-46.
- Jellyman, D.J., Gehrke, P.C., Harris, J.H.** (2016). Freshwater fisheries of Australasia. En Craig, J.F. (Ed). *Freshwater fisheries ecology* (pp. 404-418). West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Jiménez-Segura, L.F., Álvarez-León, R., Gutiérrez-Bonilla, F., Hernández, S., Valderrama-Barco, M., Villa-Navarro, F.A.** (2011). La pesca y los recursos pesqueros en los embalses colombianos. En C. A. Lasso, F. Gutiérrez, M. A. Morales-Betancour, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil, R. E. Ajiaco-Martínez (Eds.), II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas del Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 233-281.
- Jiménez-Segura, L.F., Restrepo-Santamaría, D., López-Casas, S., Delgado, J., Valderrama, M., Álvarez, J., Gómez, D.** (2014). Ictiofauna y desarrollo del sector hidroeléctrico en la cuenca del río Magdalena - Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*. **15**: 3-25. Doi: 10.21068/c001
- Joyeux, J.C., Giarrizzo, T., Macleira, R.M., Spach, H.L., Vaske, T.** (2009). Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient. *Journal of Applied Ichthyology*. **25** (3): 350-355. Doi: 10.1111/j.1439-0426.2008.01062.x
- Juárez-Palacios, R.R.** (1987). La acuicultura en México, importancia social y económica. En *Desarrollo pesquero mexicano 1986-1987* (pp. 219-232). Secretaria de Pesca, México.
- Karataş, M., Çiçek, E., Başusta, A., Başusta, N.** (2007). Age, Growth and Mortality of Common Carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) Population in Almus Dam Lake (Tokat-Turkey). *Journal of Biological Sciences*. **1** (3): 81-85.
- Kenmuir, D.H.S.** (1973). The Ecology of the Tigerfish, *Hydrocynus vittatus* Castelnau in Lake Kariba. National Museums of Rhodesia. **B5**: 117-150.
- Lasso, C.A., Agudelo Córdoba, E., Jiménez-Segura, L.F., Ramírez-Gil, H., Morales-Betancourt, M., Ajiaco-Martínez, R.E., et al.** (2011). I. Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Bogotá, D.C, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 715.
- Lengkeek, W., Didderen, K., Côté, I. M., van der Zee, E. M., Snoek, R. C., Reynolds, J. D.** (2008). Plasticity in sexual size dimorphism and Rensch's rule in Mediterranean blennies (Blenniidae). *Canadian Journal of Zoology*. **86** (10): 1173-1178. Doi: 10.1139/Z08-103
- Macun, S.** (2014). Age, growth and sex ratio of *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) in a lagoon lake, Lake Karaboğaz (Samsun, Turkey). *Hacettepe Journal of Biology and Chemistry*. **42**: 361-371.
- Maldonado-Ocampo, J. A., Ortega-Lara, A., Usma-Oviedo, J. S., Vergara-Galvis, G., Villa-Navarro, F. A., Prada-Pedreiros, S., Ardila-Rodríguez, C.** (2005). Peces de los Andes de Colombia. Bogotá, D.C. Colombia: Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. p. 346.

- Mancera-Rodríguez, N.J. & Cala, P.** (1997). Aspectos bioecológicos de la comunidad íctica asociada a un cultivo de tilapia roja en jaulas flotantes en el embalse de Betania, Colombia. *Dalhia - Revista de la Asociación Colombiana de Ictiólogos*. **2** (July 1997): 31-53.
- Marmulla, G.** (2001). Dams, Fish and Fisheries: Opportunities, Challenges and Conflict Resolution. Food and Agriculture Organization of the United Nations. p. 166.
- Martin, D.R. & Pope, K.L.** (2011). Luring anglers to enhance fisheries. *Journal of Environmental Management*. **92** (5): 1409-1413. Doi: 10.1016/j.jenvman.2010.10.002
- Mert, R., Bulut, S., Solak, K.** (2008). Some Biological Characteristics of *Cyprinus Carpio* (L., 1758) Inhabiting Apa Dam Lake (Konya-Turkey). *Afyon Kocatepe Üniversitesi Fen Ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*. **8** (2): 47-60.
- Miller, R.R. & Norris, S.M.** (1996). A progress report on the higher classifications of Middle American cichlids. In 76th Meeting, American Society of Ichthyologists and Herpetologists. Nueva Orleans (p. 219).
- Morgan, M. J. & Colbourne, E. B.** (1999). Variation in maturity-at-age and size in three populations of American plaice. *ICES Journal of Marine Science*. **56**: 673-688. Doi: 10.1006/jmsc.1999.0487
- Moutopoulos, D.K. & Stergiou, K.I.** (2002). Length-weight and length-length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *Journal of Applied Ichthyology*. **18** (3): 200-203. Doi: 10.1046/j.1439-0426.2002.00281.x
- Olaya-Nieto, C.W., Ubarnes-Coronado, G.M., Ensuncho-Morales, J.E.** (2014). Crecimiento y mortalidad de mojarra amarilla *Caquetaia kraussii* en la ciénaga Grande de Lórica, Colombia. *Resvista Logos Ciencia & Tecnología*. **5** (2): 202-212.
- Ortiz, M., Machado-Allison, A., Carrillo, V.** (2007). Evaluación ecológica rápida de la Ictiofauna en cinco localidades del Delta del Río Orinoco, Venezuela. *Venezuela. Interciencia*. **32** (9): 601-609.
- Oyugi, D.O., Cucherousset, J., Ntiba, M.J., Kisia, S.M., Harper, D.M., Britton, J. R.** (2011). Life history traits of an equatorial common carp *Cyprinus carpio* population in relation to thermal influences on invasive populations. *Fisheries Research*. **110** (1): 92-97. Doi: 10.1016/j.fishres.2011.03.017
- Palacio, J. & Plazas, E.** (1998). Algunos aspectos ecológicos de las especies ícticas más importantes en el embalse el Peñol-Guatapé. *Actualidades Biológicas*. **20** (68): 13-20.
- Probst, W.N., Stelzenmüller, V., Kraus, G.** (2013). A simulation-approach to assess the size structure of commercially exploited fish populations within the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*. **24**: 621-632. Doi: 10.1016/j.ecolind.2012.08.026
- Ramos-Santiago, E., Ramírez-Gutiérrez, J. M., Mendoza-Rodríguez, R., Tapia-García, M.** (2006). Reproducción, distribución y abundancia del pez *Pseudupeneus grandisquamis* (Perciformes: Mullidae), en el Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Tropical*. **54** (4): 1103-1112.
- Rapp, T., Cooke, S.J., Arlinghaus, R.** (2008). Exploitation of specialised fisheries resources: The importance of hook size in recreational angling for large common carp (*Cyprinus carpio* L.). *Fisheries Research*. **94** (1): 79-83. Doi: 10.1016/j.fishres.2008.06.019
- Rodríguez-Kuiz, A.** (1992). Comunidad íctica y estructura del hábitat en un río de régimen mediterráneo. Universidad de Sevilla. p. 400.
- Rodríguez-Sánchez, V., Encina, L., Rodríguez-Ruiz, A., Sánchez-Carmona, R.** (2009). Large-mouth bass, *Micropterus salmoides*, growth and reproduction in Primera de Palos' Lake (Huelva, Spain). *Folia Zoologica*. **58** (4): 436-446.
- Saborido-Rey, F.** (2004). Ecología de la reproducción y potencial reproductivo en las poblaciones de peces marinos. Universidad de Vigo. p. 71.
- Sánchez-Botero, J. I., Sequeira, D., Palacio, J.** (2002). Ictiofauna y actividad pesquera en la micro-cuenca del río Chajeradó, Atrato medio, Colombia. *Actualidades Biológicas*. **24** (77): 67-71.
- Saylar, Ö. & Benzer, S.** (2014). Age and growth characteristics of carp (*Cyprinus carpio* L., 1758) in Mogan Lake, Ankara, Turkey. *Pakistan Journal Zoology*. **46** (5): 1447-1453
- Schulz, U.H. & Leal, M.E.** (2005). Growth and mortality of black bass, *Micropterus salmoides* (Pisces, Centrarchidae; Lacapède, 1802) in a reservoir in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. **65** (2): 363-369.
- Schüttler, E. & Karez, C.S.** (2008). Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. Montevideo, Uruguay: Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe.



- Sedaghat, S., Hoseini, S.A., Larijani, M., Ranjbar, K.S.** (2013). Age and Growth of Common Carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) in Southern Caspian Sea, Iran. *Journal of Fish and Marine Sciences*. **5** (1): 71-73. Doi: 10.5829/idosi.wjfm.2013.05.01.64124
- Singh, A.K., Pathak, A.K., Lakra, W.S.** (2010). Invasion of an exotic fish—common carp, *Cyprinus carpio* L. (actinopterygii: cypriniformes: cyprinidae) in the Ganga River, India and its impacts. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*. **40** (1):11-19.
- Skelton, P.** (1993). A complete guide to the freshwater fishes of Southern Africa. Cape Town, South Africa: Southern Books Publishers. p. 390.
- Solano-Peña, D., Segura-Guevara, F., Olaya-Nieto, C.** (2013). Growth and reproduction of yellow mojarra (*Caquetaia kraussii* steindachner, 1878) in the Urrá reservoir, Colombia. *Revista MVZ Córdoba*. **18** (2): 3525-3533. Doi: 10.21897/rmvz.177
- Storey, A. W., Yarrao, M., Tenakanai, C., Figa, B., Lynas, J.** (2008). Use of changes in fish assemblages in the Fly River system, Papua New Guinea, to assess effects of the Ok Tedi copper mine. *Developments in Earth and Environmental Sciences*. **9**: 427-462.
- Valderrama, M.** (1986). Análisis de la situación actual y perspectivas del desarrollo pesquero en los embalses de Colombia. En Vilá, I. y E. Fagetti (Eds) *Trabajos presentados al Taller internacional sobre ecología y manejo de peces en lagos y embalses*. FAO Documento Técnico Copescap N° 4.237 pp.
- van der Heijden, P. G. M.** (2006). Sources of animal protein in meals of the population of the Sepik-Ramu catchment. *Science in New Guinea*. **27** (1, 2, 3): 3-8.
- Vazzoler, A.E.A.M.** (1996). *Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Brasil: Eduem. p. 169.
- Vilá, M., Valladares, F., Traveset, A., Santamaría, L., Castro, P.** (2008). Invasiones biológicas. Madrid, España: Consejo Superior de Investigaciones Científicas. p. 215.
- Vilizzi, L. & Copp G.H.** (2017). Global patterns and clines in the growth of common carp *Cyprinus carpio*. *Journal of fish biology*. **91**: 3-40.
- Villa-Navarro, F.A.** (1999). Estudio biológico pesquero de la represa de Prado para la determinación de especies promisorias en acuicultura. Universidad del Tolima. p. 105.
- Weber, M.J., Brown, M.L., Wahl, D.H., Shoup, D.E.** (2015). Metabolic theory explains latitudinal variation in common carp populations and predicts responses to climate change. *Ecosphere*. **6** (4): 1-16.
- Weyl, O.L. & Cowley, P.D.** (2016). Fisheries in subtropical and temperate regions of Africa. En Craig, J.F. (Ed) *Freshwater Fisheries Ecology*, (pp 241-255). West Sussex, United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Weyl, O.L. & Hecht, T.** (1999). A successful population of largemouth bass, *Micropterus salmoides* in a subtropical lake in Mozambique. *Environmental Biology of Fishes*. **54**: 53-66.
- Winemiller, K.O., Montoya, J.V., Roelke, D.L., Layman, C.A., Cotner, J.B.** (2006). Seasonally varying impact of detritivorous fishes on the benthic ecology of a tropical floodplain river. *Journal of the North American Benthological Society*. **25** (1): 250-262. Doi: 10.1899/0887-3593
- Wootton, R.J.** (1998). *Ecology of Teleost Fishes* (2nd ed.). Boston, Massachusetts: Kluwer Academic Publishers. p. 404.
- Zhang, M.M., Oh, C.W., Lee, W.O., Na, J.H.** (2013). Population biology of the largemouth bass, *Micropterus salmoides* from goe-san lake, Korea. *Journal of Environmental Biology*. **34** (4): 747-754.