

Universidad Nacional

Facultad de Ciencias exactas y naturales

Escuela de Ciencias biológicas

Licenciatura en Biología con Énfasis en manejo de recursos marinos y dulceacuícolas

Informe escrito final

**Aspectos biológicos de una especie introducida de pez diablo *Hypostomus* sp.
(Loricariidae), en el sureste del Lago de Nicaragua**

Alexandre Tisseaux Navarro: (115590566; 113924)

Tutor: M.Sc. Rosa Lidia Soto Rojas

Asesores: Dr. Luis M. Sierra Sierra

Dr. Francisco Provenzano Rizzi

Campus Omar Dengo

Heredia, Costa Rica

2019

Índice

1) Introducción.....	7
1) Antecedentes.....	8
2) Justificación	12
3) Planteamiento del problema	13
4) Objetivos.....	14
(a) Objetivo general	14
(b) Objetivos específicos.....	14
2) Marco teórico.....	14
3) Marco metodológico.....	20
4) Resultados.....	30
5) Discusión	45
6) Conclusiones.....	54
7) Recomendaciones	54
8) Referencias bibliográficas	56
9) Anexos.....	70

Índice de cuadros

Cuadro 1. Medidas de redes agalleras utilizadas. _____	22
Cuadro 2. Características reproductivas obtenidas por mes de <i>Hypostomus</i> sp. _____	34
Cuadro 3. Índice de optimización de captura calculado por mes para <i>Hypostomus</i> sp. ____	35
Cuadro 4. Parámetros de crecimiento estimados por distintos autores para loricáridos introducidos y nativos alrededor del mundo. _____	38

Índice de figuras

Figura 1. Localización aproximada de los sitios de muestreo. _____	21
Figura 2. Abundancia relativa por sitios de las especies más abundantes. _____	30
Figura 3. Peso relativo por sitios de las especies más abundantes. _____	32
Figura 4. Promedio del índice gonadosomático (IGS) por mes de las hembras de <i>Hypostomus</i> sp.. _____	33
Figura 5. Distribución de frecuencias de tallas de <i>Hypostomus</i> sp.. _____	36
Figura 6. Modelo de Powell-Wetherall. _____	37
Figura 7. Curva de crecimiento de longitud (cm) en función del tiempo y curva representando la tasa de crecimiento en longitud. _____	40
Figura 8. Relación longitud total (cm)-peso total (gramos) para <i>Hypostomus</i> sp.. y el logaritmo de estas variables para linealizar la relación. _____	41
Figura 9. Curva de crecimiento en peso (gramos) en función del tiempo (años) de <i>Hypostomus</i> sp. y curva representando la tasa de crecimiento en peso de la especie. _____	42
Figura 10. Modelo de captura linealizada para la estimación de la mortalidad total. _____	43
Figura 11. Temperatura superficial y profundidad media en los sitios de muestreo. _____	44

Agradecimientos

Agradezco a mi familia por brindarme apoyo durante todo el proceso de elaboración de este proyecto. A la fundación Idea Wild por el equipo brindado y a INPESCA por la anuencia a realizar este trabajo en el Lago de Nicaragua. Además de Andrés González, Mainor Guadamuz, Bernardo Espinoza, José Guadamuz, Moisés Arana, y demás amigos que me dieron su apoyo durante el proceso.

Resumen

Las especies invasoras desafían la conservación de la diversidad biológica y también pueden generar grandes impactos ecológicos. Los peces diablo fueron introducidos al Lago de Nicaragua, los cuales han ocasionado graves problemas en las redes a los pecadores locales y asocian la aparición de esta especie con la disminución de especies de interés comercial. El objetivo de este trabajo fue determinar algunos aspectos biológicos pesqueros de una especie introducida de la familia Loricariidae en el sureste del Lago de Nicaragua, que contribuyan a establecer estrategias efectivas de control de estas poblaciones. Se realizaron capturas mensuales de peces entre julio del 2017 y junio del 2018, mediante redes agalleras y atarraya en dos sitios del sureste del Lago de Nicaragua; el sitio A, localizado lejos de la costa y el B cercano a la costa del lago. Los ejemplares de *Hypostomus* sp. fueron pesados, medidos y se les extrajo las gónadas para determinar su sexo, pesarlas y calcular el IGS. Además, se determinó su abundancia relativa, peso relativo, parámetros de crecimiento, tasas de mortalidad y el estado de explotación de la población. Para establecer un período donde fuese más efectivo la extracción de organismos de la especie introducida se formuló el Índice de optimización de captura (IOC), el cual es el promedio de la normalización de los valores obtenidos cada mes de la abundancia relativa, número de hembras por macho y el IGS. Además, cada mes se midió la temperatura superficial y la profundidad en ambos sitios. La abundancia relativa y peso relativo de *Hypostomus* sp. fueron altos donde la profundidad fue mayor. En cuanto a los parámetros de crecimiento se obtuvieron valores que exhiben un crecimiento relativamente lento ($L_{\infty}=39.66$, $K=0.28$; $\phi' = 2.67$); la tasa de mortalidad por pesca fue baja, y el índice de explotación refleja una población subexplotada. La especie exhibe un período reproductivo extendido, sin embargo, el número de hembras varió a lo largo del año. El valor del IOC determinó que los meses en los que conviene concentrar esfuerzos de captura son setiembre y octubre. Darle un valor a este recurso subexplotado sería la acción más importante para el manejo de esta especie, esto podría ser fomentando el consumo local o su uso en la elaboración de productos como la harina de pescado. Además de incentivar a los pescadores que concentren sus capturas en sitios profundos durante los meses lluviosos, para de esta forma obtener una mayor captura de la especie introducida, controlando el tamaño de la población, y afectando al mínimo las demás especies.

Introducción

Hasta hace unas décadas, los casos documentados de especies de peces invasoras a nivel mundial eran escasos, ya que las barreras naturales bastaban para evitar su dispersión. Sin embargo, en los últimos años se ha hecho frecuente la introducción de organismos no nativos en diversos ecosistemas por causas antropogénicas (Lowe, Browne, Boudjelas & De Poorter, 2000).

Las especies invasoras desafían la conservación de la diversidad biológica y también pueden generar grandes impactos ecológicos (Simberloff et al. 2013; Gallardo, Clavero, Sánchez & Vilá, 2015). Tal es el impacto de estas, que han llegado a ser la segunda causa de extinción de los peces alrededor del mundo (Clavero & García-Berthou, 2005).

En Nicaragua, la biología de las especies de peces introducidas, así como su impacto en el ecosistema, han sido temas poco estudiados, sin embargo, se sabe que la tilapia (*Oreochromis spp.*) fue introducida al menos hace 35 años en el Lago de Nicaragua (McKaye et al., 1995). y recientemente los peces diablo. Estos últimos, también conocidos como plecos, pertenecen a la familia Loricariidae (Nelson, 2006), son organismos frecuentemente utilizados en acuarios (Krishnakumar et al., 2009), y se cree que la liberación al medio natural por parte de acuaristas o el escape accidental, ha provocado su invasión en aguas continentales alrededor del mundo, incluyendo el Lago de Nicaragua (Mendoza, Sánchez & Barnutti, 2008).

Al sureste del Lago de Nicaragua, en el pueblo de San Carlos, las opciones de empleo se centran en actividades ganaderas y agrícolas, y en general son escasas, por lo que muchas personas recurren a la pesca artesanal como principal fuente de ingreso familiar (Gadea, 2003). Según los pescadores artesanales de la zona, actualmente los peces diablo ocasionan graves problemas a sus redes y muchos de ellos asocian la aparición de esta especie con la disminución de otras de interés comercial (Maradiaga, 2009; Härer, Torres- Dowdall & Meyer, 2017).

Debido a lo anterior es que surgió el interés de realizar esta investigación por mi parte e INPESCA. Para obtener el permiso correspondiente para esta investigación se realizó una reunión en las Oficinas del INPESCA en Managua con funcionarios de esta institución, el

Responsable de Pesca deportiva y Ornamental, Juan Bosco Mendoza, la Coordinadora Técnica, Tania Norori y el Director de Investigaciones Pesqueras, Renaldy Barnutti. En esta se adquirió el compromiso de hacer entrega de las conclusiones y recomendaciones del trabajo para ser utilizados como base técnica en la toma de decisiones en el manejo del pez diablo.

Antecedentes

Para el control de un pez invasor es necesario un conocimiento básico del individuo y del ambiente invadido, esto para garantizar que las metodologías de control tengan el mayor éxito posible (Kolar, Courtenay, Nico & Hubert, 2010). Son importantes también los estudios de las especies objetivo a capturar para identificar vulnerabilidades de la especie, como épocas de reclutamiento y reproductivas (Kolar et al., 2010).

La determinación del índice gonadosomático y otros parámetros poblacionales, como la tasa de mortalidad y el índice de explotación, son utilizados comúnmente para establecer políticas que protegen las especies nativas, pero pueden ser utilizados también para realizar un mejor manejo de extracción de una especie invasora (Mazzoni & Caramaschi, 1997; Liang, Wu & Shieh, 2005; Wakida–Kusunoki & Amador–del Ángel, 2011).

Erdogan, Torcu Koc, Gungor y Ulunehir (2014), realizaron un estudio en Turquía donde determinaron aspectos biológicos pesqueros de una especie invasora de carpa (*Carassius gibelio*), tales como IGS, frecuencia de tallas y tasas de mortalidad. Estos autores mencionan la importancia de monitorear los aspectos biológicos pesqueros con frecuencia para el manejo de esta especie; de esta forma, prevenir su expansión, así como su influencia en las especies nativas. Además, dichos autores determinaron que la población de esta especie de carpa se encuentra subexplotada, por lo tanto, es necesario que se realice un mayor esfuerzo pesquero dirigido a la captura de esta especie.

Un estudio de la perca Eurásica, *Perca fluviatilis*, introducida en lagunas en Nueva Zelanda, reveló que el éxito del método de captura de la especie invasora dependía del momento en que se realizaran las capturas. Para el caso de la perca, el momento adecuado era en otoño, debido a aspectos propios de la especie (Closs, Ludgate & Goldsmith, 2001).

La comparación de los valores promedio mensuales del índice gonadosomático (IGS) relaciona el peso de la gónada con la del ejemplar, esto ha permitido definir el período reproductivo de muchas especies alrededor del mundo. En el Río Paraíba do Sul en el sur de Brasil, la especie *Hypostomus luetkeni*, presenta gónadas maduras casi a lo largo de todo el año, con un pico de reproducción entre setiembre y febrero (Mazzoni & Caramaschi, 1997). Por otro lado, en el embalse Lajes, Río de Janeiro Brasil, la especie *Loricariichthys spixii* se reproduce durante todo del año (Duarte, Araujo, Sales & Bazzoli, 2007).

Liang y otros (2005) en un estudio realizado en Taiwán con la especie invasora *Liposarcus multiradiatus*, hallaron que el período reproductivo estimado según el IGS se extendía desde marzo hasta setiembre. Por su parte, Wakida–Kusunoki & Amador–del Ángel (2011) trabajaron en México con el pleco invasor, *Pterygoplichthys pardalis*, y encontraron que el valor máximo del IGS fue en julio. La mayoría de estos picos reproductivos para las distintas especies parecen coincidir con la época lluviosa (Mazzoni & Caramaschi, 1997; Liang et al., 2005; Wakida–Kusunoki & Amador–del Ángel, 2011).

Cook-Hildreth (2008) determinó que el período reproductivo de especímenes invasores en Texas del género *Hypostomus* comprendía entre marzo y setiembre, sin embargo, a diferencia de los otros estudios anteriormente mencionados, no se observó relación alguna con la precipitación, ni tampoco con la temperatura o descarga del río.

En otros sitios del mundo se han evaluado aspectos biológicos pesqueros de especies de pecos invasores, con el fin de valorar el recurso para explotarlo comercialmente y de esta forma disminuir sus poblaciones. Por ejemplo, Sumanasinghe y Amarasinghe (2013), trabajaron con *Pterygoplichthys pardalis*, una especie invasora en Sri Lanka, y calcularon una tasa de mortalidad muy baja (0.76 por año) y determinaron, según el índice de explotación (0.04), que esta población se encontraba subexplotada; concluyendo que era importante darle un valor comercial a este recurso para transformarla de plaga a un recurso utilizable.

A pesar de que no existen muchos estudios sobre las diferentes especies de peces en el Lago de Nicaragua, en un estudio realizado por Hernández & Saborido (2007) en la costa oriental del lago se investigó la distribución, abundancia y relación entre largo y el peso, composición de tallas, así como aspectos reproductivos de las principales especies en esta

zona del Lago de Nicaragua. Estos autores encontraron que las especies más abundantes correspondían al cíclido, *Amphilophus citrinellus*, y a la machaca *Brycon guatemalensis*. Sin embargo, en este estudio no se menciona nada sobre la presencia de los peces diablo, por lo que parece ser que para la fecha de este estudio aún no eran abundantes.

Thorson (1971, 1976, 1982a) realizó diferentes estudios sobre las poblaciones de tiburones toro (*Charcharhinus leucas*) y peces sierra (*Pristis perotteti*) en la zona del Lago de Nicaragua y Río San Juan. En estos estudios se determinaron aspectos biológicos pesqueros de estas especies, como parámetros reproductivos, y con esto se hicieron recomendaciones para su manejo como una talla mínima de captura y establecer un período de veda en épocas reproductivas para los peces sierra, todo esto debido a que se estaba dando una extracción importante de estas especies. Sin embargo, estas recomendaciones no fueron acatadas y rápidamente se dio una disminución hasta la casi desaparición de estas especies, y hasta ese momento las instituciones del gobierno optaron por establecer una prohibición en la pesca de estas especies (Thorson, 1982b).

Hernández-Portocarrero, Domínguez-Petit & Soborido-Rey (2015) realizaron un estudio sobre la reproducción de *Brycon guatemalensis* en la sección oriental del Lago de Nicaragua, donde se encontró que estas presentan un período reproductivo prolongado, y se propone que estos datos pueden ser utilizados para establecer medidas de manejo de esta especie.

Por otro lado, la aparición del primer pez diablo en Nicaragua ocurrió en el 2004 (Mendoza et al., 2008), sin embargo, fue hasta el 2007 que se empezaron a dar capturas más frecuentes. En el 2008 se identificaron taxonómicamente unos ejemplares, como *Hypostomus plecostomus*, por biólogos del Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA). Además, se reportaron las medidas de un individuo capturado en Río Frío, con una longitud total de 310 mm (Mendoza et al., 2008).

En el año 2016, dos ejemplares capturados al suroeste del Lago de Nicaragua, en el departamento de Rivas, fueron enviados al laboratorio del Dr. Jonathan Armbruster en Estados Unidos, ambos ejemplares fueron identificados como pertenecientes a la especie *Hypostomus cf. niceforoi* (Matamoros et al., 2016). Además, existen reportes de un loricárido llamado *Hemiancistrus aspidolepis* en la vertiente Atlántica de Costa Rica, de la cual muchos

de los ríos pertenecientes a esta vertiente desembocan en el Lago de Nicaragua o en el río San Juan (Angulo, Garita-Alvarado, Bussing & López, 2013; Viquez, 2017). Por lo anterior, no sería de extrañar que dichas especies también se encuentren en la parte sureste del Lago de Nicaragua, o que haya ocurrido un error en la identificación de los ejemplares, ya que la identificación de estas especies puede ser problemática (Wu, Liu & Lin, 2011).

Un estudio realizado mediante encuestas a pescadores del Lago de Nicaragua obtuvo que la mayoría de los peces diablo tenía una longitud total (Lt) entre 20 y 25 cm y solamente un 28% de los individuos medían entre 25 y 40 cm de Lt. Según esta encuesta, los ejemplares más grandes se encuentran en la cuenca oriental del lago (Maradiaga, 2009). Desde que se realizó este estudio, no se han vuelto a evaluar las poblaciones de loricáridos.

En los alrededores de la isla Ometepe, situada en el Lago de Nicaragua, se estimó la abundancia proporcional de plecos en apenas un 1% con respecto a especies de interés comercial y en algunos sitios no se capturaron ejemplares. La distribución no homogénea de peces diablo podría deberse a las características del fondo o a la presencia de plantas acuáticas (Corea, Hernández, Solís & Aguilar, 2014).

En cuanto al manejo y protección de las especies pesqueras en la zona suroriental del Lago de Nicaragua, en el Departamento de Río San Juan, en el 2013, mediante el acuerdo interinstitucional N° 001.11.13, entre el Ministerio de Ambiente y de los Recursos Naturales (MARENA) y el Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA), se establecieron regulaciones para el acceso a los recursos pesqueros en el Lago de Nicaragua, río San Juan y ríos prioritarios.

Entre estas regulaciones podemos citar tallas mínimas de captura y vedas para 14 especies consideradas de interés para la pesca. Además, en este acuerdo se establece que las redes de enmalle (trasmallo) deben cumplir con una luz de malla mínima de cuatro pulgadas y para algunos sitios de cinco. Sin embargo, en dicho acuerdo no se menciona nada acerca de los plecos invasores, a pesar de que corresponden a parte de las capturas por pescadores artesanales.

Justificación

Las especies de loricáridos pueden tener efectos negativos en los ecosistemas que son introducidos. Debido a las modificaciones de sus escamas y a sus fuertes espinas en las aletas, se han reportado pocas especies que pueden alimentarse de estos peces en donde son introducidos (Armbruster & Page, 2006; Karunarathna, Amarasinghe & Ekanayake, 2008; Nico, 2010; Ríos-Muñoz, 2015).

Por lo general, los pescadores comerciales al capturarlos los regresan al medio debido a que no suelen tener un valor comercial. Esto provoca que cuando esta especie invade un sitio, su población crece desmesuradamente, teniendo efectos adversos en la fauna nativa, mediante la competencia por recursos (alimento y espacio), depredación de huevos y larvas, alteración del medio (erosión en las riberas) y otras interacciones perjudiciales, como por ejemplo el ahogamiento de las aves al tratar de consumir un pez diablo (Bunkley-Williams et al., 1994; Karunarathna et al., 2008; Nico, Jelks & Tuten, 2009; Nico, 2010; Gibbs et al., 2010).

En la presa del infiernillo, en algún momento la pesquería más importante de agua dulce en México, luego de unos años de la introducción de unas especies de la misma familia (*Pterygoplichthys* spp.), se dio una reducción progresiva en la captura de especies comerciables hasta que el pez diablo llegó a representar casi la totalidad de la captura por pescadores locales, volviendo inviable económicamente para muchos la pesca en este sitio, dejando sin trabajo a 3600 pescadores, que con los procesadores y sus familias, las personas directamente afectadas suman 46 mil (Mendoza, R., Contreras, S., Ramírez, C., Koleff, P., Álvarez, P., & Aguilar, 2007). Es preocupante, por lo tanto, el daño que el pez diablo puede estar provocando en el rendimiento pesquero del Lago de Nicaragua, del cual dependen muchas familias.

Para el año 2016 existían registrados ante Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA) unos 1,407 pescadores artesanales en aguas continentales

nicaragüenses (INPESCA, 2016). Esto brinda una idea de la gran cantidad de familias que dependen de la pesca en estos sistemas. A este número hay que sumarle los pescadores que no se registran ante INPESCA, y además a las personas que realizan pesca para autoconsumo.

Dado que la cuenca del Lago de Nicaragua (incluyendo el río San Juan) es la más grande en este país y en Centroamérica, y con la situación económica actual en Nicaragua - aunque no existe un número en específico- es observable que gran parte de la población que habita en los litorales de esta cuenca se está viendo afectada al depender de actividades relacionadas con la pesca para sobrevivir.

Es necesario, por tanto, establecer medidas de manejo para esta especie introducida. El conocimiento de aspectos biológicos pesqueros es de gran utilidad para establecer medidas efectivas en el manejo de estas especies invasoras. El conocimiento de aspectos básicos, como por ejemplo, su ciclo reproductivo, podría resultar de gran importancia para realizar esfuerzos de captura en épocas en donde estos se reproducen y donde sea más común su pesca.

Es importante conocer aspectos biológicos en cada sitio donde estas invaden, ya que a pesar de que en otros lugares se han determinado aspectos biológicos de especies invasoras de la familia Loricariidae, estos datos difieren en cada sitio, debido a que se trata de poblaciones, e incluso hasta especies diferentes de loricáridos. El propósito de esta investigación es generar información que contribuya a establecer estrategias de manejo para los loricáridos introducidos en el Lago de Nicaragua.

Planteamiento del problema

Se han observado peces invasores de la familia Loricariidae en el sureste del Lago de Nicaragua; sin embargo, no se conocen valores de aspectos biológicos pesqueros de estas especies, tales como: el ciclo reproductivo, los parámetros de crecimiento y las tasas de mortalidad, que puedan contribuir al control de sus poblaciones. Por lo tanto se plantea la siguiente interrogante ¿Cuáles son los parámetros poblacionales y las características reproductivas de los loricáridos invasores, en el sureste del Lago de Nicaragua?

Objetivos

Objetivo general

Analizar aspectos biológicos pesqueros de una especie introducida de la familia Loricariidae en el sureste del Lago de Nicaragua (Departamento de Río San Juan), que contribuyan al establecimiento de estrategias efectivas de control de estas poblaciones.

Objetivos específicos

Comprender aspectos de la distribución de loricáridos en dos sitios del sureste del Lago de Nicaragua mediante la estimación de la abundancia relativa de estos.

Determinar el ciclo reproductivo de una especie de loricárido mediante el cálculo del índice gonadosomático.

Estimar parámetros poblacionales de la especie introducida de la familia Loricariidae en el sureste del Lago de Nicaragua.

Marco Teórico

El Lago Cocibolca, más conocido como Lago de Nicaragua, tiene una superficie de 8.000 Km², siendo el lago de agua dulce más grande de Centroamérica, y uno de los más

grandes de América. Este lago se conecta mediante el Río San Juan con el Mar Caribe (Montenegro-Guillén, 2003).

Dicho lago presenta temperaturas altas constantes (entre 25.4 y 29.3 °C), y está expuesto a vientos que mezclan continuamente la columna de agua (Vammen, Pitty & Montenegro, 2006). El Lago Cocibolca se encuentra totalmente en territorio nicaragüense, sin embargo, su cuenca es compartida con Costa Rica, el 17% de la cuenca se encuentra en territorio costarricense y el 83% en territorio de Nicaragua (Montenegro-Guillén, 2003).

Los cambios en el uso de suelo en la cuenca del Lago de Nicaragua han provocado un proceso acelerado de eutrofización; además, procesos como la deforestación y la conversión de áreas extensas para la ganadería han promovido la erosión, la cual produce una fuerte sedimentación y un aumento en la carga de nutrientes (Vammen et al., 2006).

Se han determinado, además, mediante métodos indirectos relacionados con la productividad primaria un potencial pesquero para el Lago de Nicaragua de 50 a 70 kilogramos por hectárea al año (Hooker, Chow-Wong, Rivas, Erikson, Ahlgren & Ahlgren, 1999). Esto se refleja en la zona sureste del lago, donde se encuentra la cabecera del río San Juan y la comunidad de San Carlos (Montenegro-Guillén, 2003), ya que esta zona se caracteriza por presentar una fuerte actividad pesquera (Hernández & Saborido, 2007).

Por otra parte, una especie invasora se define como la especie, subespecie, o taxón menor, que se encuentra introducida fuera de su rango de distribución natural en el presente o pasado (McNeely, 2001). Se ha determinado que las especies invasoras han provocado la extinción de muchas especies alrededor del mundo (Clavero & García-Berthou, 2005).

Una especie invasora encontrada y establecida en el Lago de Nicaragua es la tilapia (familia Cichlidae); esta se empezó a cultivar entre 1983 y 1984 en las Isletas cerca de Granada en el lago (McKaye et al., 1995). Para 1987 y 1988, pescadores de Granada empezaron a reportar la captura de tilapias en sus redes, y se determinó la presencia de tres especies del género *Oreochromis* (*O. aureus*, *O. niloticus*, *O. mossambicus*); posteriormente se encontró en el sector sur oriental del lago, propiamente en Solentiname, cerca de la ciudad de San Carlos.

Las tilapias lograron dispersarse por gran parte de los cuerpos dulceacuícolas nicaragüenses; además se relacionó de manera negativa la abundancia de esta especie invasora con la presencia de otros cíclidos nativos del lago (McKaye et al., 1995; McCrary, Murphy, Stauffer & Hendrix, 2007).

Parker y colaboradores (2013), compararon datos en el intervalo de distribución nativo y el introducido de 53 especies invasoras, encontraron que estas especies tienen una mayor fecundidad, son más abundantes y crecen más en los sitios donde son invasores. El impacto de estas puede ocurrir por la interacción directa con las especies nativas, por ejemplo, mediante competencia y depredación, así como de manera indirecta mediante el aumento de la turbidez o modificación de la estructura del hábitat (Crooks, 2002).

La introducción de especies a sitios fuera de su distribución natural para acuariofilia es frecuente, al menos un tercio de las peores especies introducidas son peces usados en acuarios (Padilla & Williams, 2004; Maceda-Veiga, Escribano-Alacid, Sostoa & García-Berthou, 2013); entre estas especies se encuentran los plecos, utilizados en acuarios frecuentemente, por su función como limpiador para remover algas (Krishnakumar et al., 2009).

Los plecos pertenecen a la familia Loricariidae, la cual representa una de las familias con más especies de los osteíctios, y la más grande de los peces gato (Orden Siluriformes); actualmente se registran 984 especies en esta familia (Eschmeyer & Fong, 2019), distribuidas en las subfamilias Lithogeneinae, Neoplecostominae, Hypoptomatinae, Loricariinae, Ancistrinae, Hypostominae y Delturinae (Nelson, 2006; Reis, Pereira & Armbruster, 2006).

Las especies pertenecientes a esta familia se distinguen por un cuerpo cubierto por placas óseas, una aleta adiposa que cuando está presente posee una espina (Nelson, 2006), y una boca en posición ventral que utilizan para ramonear el fondo, rocas, troncos o vegetación, consumiendo principalmente microalgas y otro tipo de materia vegetal (García-Alzate, Román-Valencia & Barrero, 2012). Sin embargo, en algunas especies se ha encontrado dentro de su intestino y estómago restos de animales (Buck & Sazima, 1995; Delariva & Agostinho, 2001).

En cuanto a la reproducción, las hembras de estas especies, por lo general, ponen los huevos adheridos a una piedra previamente limpiada y el macho los fertiliza; además el encargado de cuidar la puesta hasta que en aproximadamente 10 días nazcan (Bussing, 2002).

Los loricáridos son nativos dulceacuícolas de todo Suramérica (excepto en Chile), Panamá y ríos del Pacífico Sur de Costa Rica, (Bussing, 2002; Armbruster & Page, 2006; Nelson, 2006); sin embargo, estas especies han sido introducidas en otros sitios fuera de su distribución natural.

Distintas especies de la familia Loricariidae se han encontrado como invasoras, alrededor del mundo, incluyendo países de Asia, Europa, Norteamérica y Centroamérica; entre estas especies se encuentran *Glyptoperichthys gibbiceps*, *Pterygoplichthys anisitsi*, *Pterygoplichthys disjunctivus*, *Pterygoplichthys multiradiatus*, *Pterygoplichthys pardalis*, *Hypostomus plecostomus* (Molina, Herrera-Solano & Rodríguez-Quirós, 2010; Silva & Kurukulasuriya, 2010; Sultana & Hashim, 2015). Los impactos que se han logrado determinar en estos sitios revelan que son especies problemáticas para las especies nativas (Hoover, Murhy & Killgore, 2014).

Por ejemplo, en Tailandia, (Chaichana & Jongphadungkiet, 2012) en un estudio donde se mantuvieron ejemplares de la especie *Pterygoplichthys pardalis*, por un período de 24 horas sin alimentarse, se encontró que individuos tanto pequeños (<10 cm de largo total), como medianos (entre 10 y 20 cm de largo total) y grandes (más de 20 cm), se alimentaban de huevos y juveniles de *Oreochromis niloticus*. Debido a que los loricáridos se alimentan en el fondo, es comprensible que puedan consumir huevos de especies nativas, causando una disminución en la abundancia y diversidad de las especies nativas (Hoover, Killgore & Confrancesco, 2004; Knight, 2010).

Otro aspecto que hace efectiva y problemática la invasión de los plecos es que, aunque algunas especies nativas se logran alimentar de los individuos pequeños, difícilmente se logra observar que se alimenten de individuos grandes (Chaichana & Jongphadungkiet, 2012).

En su hábitat natural no tienen muchos depredadores, pueden ser depredados por caimanes (*Melanosuchus niger*) y nutrias (*Lontra longicaudis*) (Willard, 1985; Álvarez-León, 2009; Mayor-Victoria & Botero-Botero, 2010). Sin embargo, en su distribución como

invasor, se han observado que nutrias, varanos y algunas especies de aves piscívoras logran alimentarse de pecos (Karunarathna, Amarasinghe & Ekanayake, 2008; Nico, 2010; Ríos-Muñoz, 2015).

La razón por la que tan pocos animales se alimenten de estos es la “armazón” que forman con escamas modificadas, además de las largas y fuertes aletas que mantienen extendidas para evitar ser tragados, incluso, llegando a matar a su depredador, como ha sucedido en ocasiones con aves (Bunkley-Williams et al., 1994; Karunarathna et al., 2008).

Además de afectar a peces y aves nativas, los pecos pueden interactuar directamente con otro tipo de fauna, como los manatíes. Se han observado loricáridos del género *Pterygoplichthys*, introducido en Florida, adheridos a manatíes *Trichechus manatus latirostris*; esto lo realizan estos peces invasores para ramonear sobre la epibiota del cuerpo del manatí, incluso llegando a haber en un solo manatí hasta 40 pecos. En este sentido, aunque no se han cuantificado los impactos, los manatíes en muchas ocasiones tratan de separarse de los pecos mediante movimientos bruscos o frotándose contra troncos (Nico, Loftus & Reid, 2009).

Asimismo, varias especies de pecos son conocidas por la construcción de madrigueras en la orilla de los ríos o lagos para reproducirse y anidar, lo que contribuye con la inestabilidad y erosión de las riberas, además de la modificación del hábitat béntico (Nico, Jelks & Tuten, 2009).

Las especies de pecos invasores, además, pueden ocupar el nicho ecológico de especies nativas; así pues, un estudio hecho en Texas con isótopos estables respalda esta afirmación, demostrando el potencial de esta especie para ocupar el nicho de otras especies herbívoras nativas, y consecuentemente alterar el funcionamiento normal de la cadena trófica y la circulación de nutrientes (Pound Nowlin, Huffman & Bonner, 2011).

Por otro lado, los aspectos biológico-pesqueros son los parámetros de una población, en los cuales se incluyen aspectos reproductivos, frecuencia de tallas, mortalidad natural y por pesca, entre otros; estos resultan de gran ayuda para manejar adecuadamente la explotación de los recursos (Leal & Oyarzún, 2002; Gallardo-Cabello, Sarabia-Méndez, Espino-Barr & Anislado-Tolentino, 2010).

El monitoreo de la talla de los individuos puede ser de gran importancia, ya que la reducción de las tallas medias de una población puede llevar a la extinción de esta (Sallan & Galimberti, 2015); también, incluso, puede ocasionar pequeñas reducciones en el tamaño de los peces, debido a la pesca pueden tener grandes efectos en la mortalidad natural (Audzijonyte, Kuparinen, Gorton & Fulton, 2013).

Como parámetro pesquero, la estructura de tallas debe ser evaluado constantemente, porque una reducción en estas puede ser una señal del inicio de una sobreexplotación del recurso y posterior desaparición (Tagliafico, Rago, Lárez & Rangel, 2012). El análisis de estructuras de tallas puede funcionar para conocer si se ha dado un establecimiento exitoso de una especie invasora; una estructura de tallas y pesos altos indica un establecimiento de una población (Sabido-Itzá, Medina-Quej, Jesús-Navarrete, Gómez-Poot & García-Rivas, 2015).

Para asegurar la extracción sostenible de un recurso, las capturas deben estar reglamentadas de tal forma que permitan que un número constante de individuos se pueda reproducir; el análisis de distribución de tallas nos puede mostrar hacia qué tallas se encuentra dirigido el arte de pesca y los efectos de este arte sobre la población mediante el cálculo de tasas de mortalidad (King, 2013).

Por ejemplo, una luz de malla más pequeña va a hacer que se capturen individuos más pequeños y se puede reflejar en un incremento en el valor la tasa de mortalidad por pesca, y, conociendo aspectos reproductivos de la especie, se puede establecer si es necesario el incremento de la luz de malla para evitar pescar a los individuos que aún no se han podido reproducir al menos una vez (King, 2007).

La pesca durante eventos reproductivos de los organismos puede causar la disminución de las poblaciones (Coleman et al., 2000). Un ejemplo de ello es el efecto de la pesca intensiva durante agregaciones reproductivas del mero Nassau (*Epinephelus striatus*), en Belice, en donde el número de individuos reproductores de esta especie ha disminuido en algunos sitios hasta en un 80%. (Sala, Ballesteros & Sarr, 2001). Esto refleja la vulnerabilidad de los organismos ante la pesca durante eventos reproductivos.

La mayoría de las especies invasoras tiene un alto potencial reproductivo, donde la supervivencia y reproducción de tan solo unos pocos individuos tienen la capacidad de generar miles de descendientes. Por esta razón, generalmente los sitios de reproducción y los individuos que están reproduciéndose activamente se convierten en los objetivos de captura para un control exitoso y disminución de la abundancia de la especie invasora. (IFS, 2004; Kolar et al., 2010).

El conocimiento de aspectos biológicos pesqueros puede ayudar a controlar y disminuir las poblaciones de especies invasoras, ya que ayudan a minimizar los esfuerzos y maximizar las capturas. Tal es el caso de una especie invasora de crustáceo, *Orconectes rusticus*, en el lago Sparkling en Estados Unidos; conociendo en qué sitio se concentraban y la época de reclutamiento, se realizó un uso intensivo de trampas entre el 2001 y 2005 que provocó la disminución de la población, ya que se pasó de capturar en promedio 11 individuos a 0,5 individuos por trampa por día (Hein, Vander Zanden & Magnuson, 2007).

En otro caso, con el pez Eperlano arcoíris, *Osmerus mordax*, en el mismo lago en Estados Unidos, se realizaron esfuerzos de captura durante la época reproductiva de esta especie, por lo que se obtuvo una rápida disminución de la abundancia, sin embargo, el cese de estos esfuerzos causó que nuevamente aumentara la abundancia de esta especie invasora (Gaeta, Hrabik, Sass, Roth, Gilbert & Vander, 2015).

Marco metodológico

Área de estudio

El área de estudio se encuentra al sureste del Lago de Nicaragua ($11^{\circ} 7' 00''$ N, $84^{\circ} 47' 00''$ O), en el Departamento de Río San Juan. Los muestreos se realizaron mensualmente durante un año, en dos sitios (Figura 1). El sitio A se localiza a una distancia de 500 m de la costa del lago, donde se suele pescar con trasmallo. El sitio B se ubica cerca de la costa (a 150 m), donde la pesca con trasmallo por parte de pescadores artesanales no es usual.

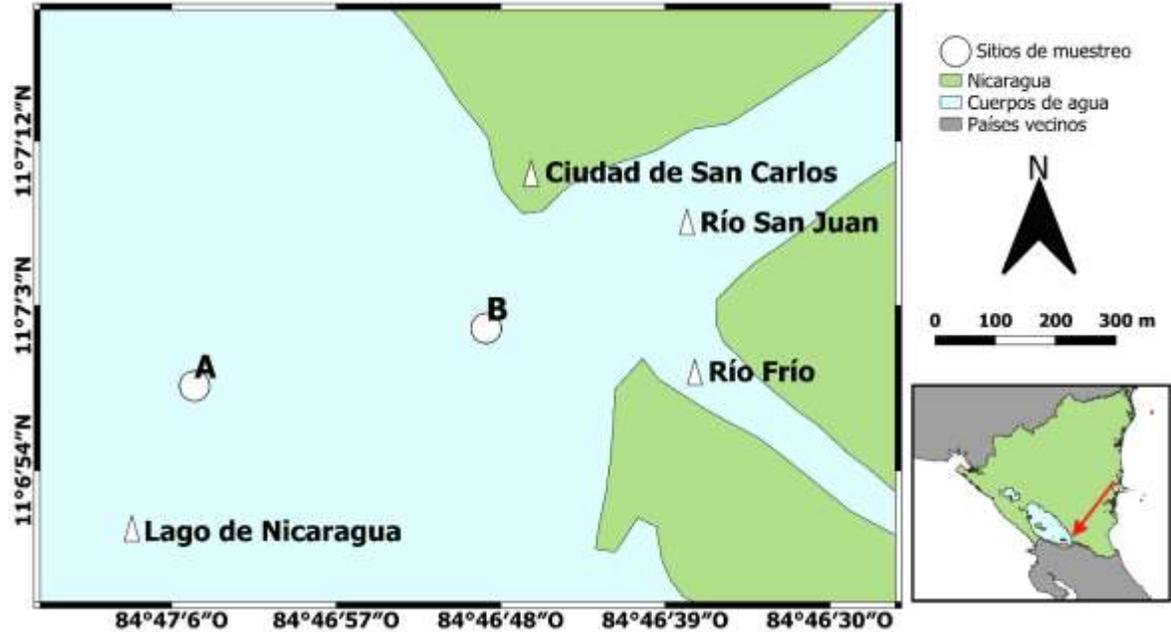


Figura 1. Localización aproximada de los sitios de muestreo. (Fuente: adaptado de Sierra, 2012).

Captura de los organismos

Se efectuaron capturas mensuales de julio de 2017 a junio de 2018, incluyendo todas las tallas posibles, utilizando la combinación de tres métodos: trasmallos, nasas y atarraya. Un juego de trasmallos (Cuadro 1) junto con una nasa fueron colocados en cada sitio de manera simultánea, por dos noches al mes, durante aproximadamente doce horas y media (de 4:45 pm a las 5:15 am). El conjunto de redes fue fijado con un peso, de modo que la red estuviese cerca del fondo. Se realizó el mismo número de lanzamientos con atarraya en cada uno de los dos sitios. Los organismos fueron identificados hasta el nivel taxonómico más bajo posible con la ayuda de claves taxonómicas y literatura (Bussing, 2002; Armbruster, 2004; Hoover et al., 2004; Armbruster, Werneke & Tan, 2015); los organismos no pertenecientes a la familia Loricariidae fueron liberados.

Cuadro 1. Medidas de redes agalleras utilizadas para la captura de peces en dos sitios del sureste del Lago de Nicaragua entre julio del 2017 y junio del 2018.

Luz de malla (in)	Largo (m)	Alto (m)
4.5	40	1.2
4	33	1.2
2	17	1.2

Abundancia relativa y peso relativo

Se contó el número de ejemplares por especie y se tomó el peso total (PT) a todos los peces capturados, utilizando una balanza digital de marca American Weigh Scales, modelo AWS-600-BLK con una precisión de 0.1 gr. Además, se midió a los peces diablo la longitud total (LT) con un ictiómetro de 0.5 mm de precisión. De esta forma, se logró estimar de manera mensual, a partir de las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), la abundancia relativa (AR%) y el peso relativo (PR%) de los plecos y el resto de las especies capturadas.

La abundancia relativa fue determinada mediante la fórmula:

$$AR(\%) = \frac{\text{número de individuos capturados de la especie}}{\text{número total de individuos capturados}} \times 100$$

El peso relativo se determinó mediante la fórmula:

$$PR(\%) = \frac{\text{peso total de los individuos capturados de la especie}}{\text{peso total de individuos}} \times 100$$

Estimación de parámetros reproductivos

A cada pez diablo se le extrajeron las gónadas, se le determinó el sexo por observación macroscópica, y se calculó la proporción entre machos y hembras.

Las gónadas de cada hembra fueron pesadas con una balanza digital de marca American Weigh Scales, modelo AWS-600-BLK, con una precisión de 0.1 gr., con el fin de calcular el valor del índice gonadosomático (IGS), mediante la fórmula siguiente:

$$IGS = \frac{PG}{Pt} \times 100$$

Donde:

IGS= índice gonadosomático

PG= peso de la gónada

Pt= peso total del pez

Posteriormente, se compararon los valores de IGS agrupados de forma mensual, mediante una prueba de Dunn, con el programa R (R core Team, 2018), esto para encontrar si existían diferencias significativas en el valor promedio de IGS; y si existía, determinar cuáles meses presentaban diferencias entre sí.

Índice de optimización de captura

Para formular una recomendación sobre en qué época concentrar esfuerzos de captura, se tomaron en cuenta tres variables. En primer término, se consideró el IGS, ya que entre mayor sea su valor, suele ser mayor el número de huevos y descendencia. En segundo lugar, se tomó en cuenta el número de hembras por macho, ya que si se capturan pocas hembras, aunque sea alto el IGS, el número de huevos en total va a ser bajo, por lo que se desea capturar gran cantidad de hembras. Por último, se valoró la abundancia relativa de pecos en el sitio donde sean más abundantes, esto porque se busca atrapar la mayor cantidad de peces diablo, pero capturando el mínimo posible de peces nativos.

Con el fin de observar de forma más clara cuándo podría presentar una mejor opción para concentrar esfuerzos en la captura de pecos, se formuló un índice que uniera las tres variables de interés. Primero se normalizó el valor de cada mes de estas tres variables con la siguiente fórmula:

$$z_i = \frac{x_i - \min(x)}{\max(x) - \min(x)}$$

Donde:

z_i = valor normalizado de la variable en el mes i .

x_i = valor de la variable en el mes i .

$\min(x)$ = el mínimo de los valores de la variable en todo el año

$\max(x)$ = el máximo de los valores de la variable en todo el año

Una vez que las variables fueron normalizadas, se calculó el índice al sumar los tres valores de cada mes y dividirlo entre tres, para que variara entre 0 y 1, donde entre más cercano a 1, mejor, para concentrar esfuerzos de pesca en ese mes en particular. Al índice se le denominó índice de optimización de captura, este se obtuvo con la siguiente de fórmula:

$$IOC_i = \frac{NIGSi + NARi + NHMi}{3}$$

Donde:

IOC_i = valor del índice de optimización de captura en el mes i .

$NIGSi$ = valor normalizado del IGS en el mes i .

$NARi$ = valor normalizado de la abundancia relativa en el mes i en el sitio con mayor abundancia de plecos.

$NHMi$ = valor normalizado del número de hembras por macho en el mes i .

Parámetros poblacionales

A partir de los datos de longitud, se obtuvo la composición de tallas y se estimaron los parámetros poblacionales: el parámetro de la curva de crecimiento (K), y la longitud asintótica (L_∞), se realizó una primera estimación de L_∞ con el procedimiento de Powell-

Wetherall, para ser utilizado como punto de partida para la estimación de L_{∞} y K en otros procedimientos, para de esta forma disminuir el tiempo de computación.

Luego se utilizó el procedimiento “ELEFAN_GA_boot” del paquete TropFishR versión 1.6.0 (Mildenberger, Taylor, Wolff, 2017, 2018; Schwamborn, Mildenberger & Taylor, 2019) del programa R (R core Team, 2018), para encontrar valores de K y de L_{∞} . Dicho procedimiento realiza la rutina ELEFAN varias veces, escogiendo cada vez una muestra diferente de las tallas del total de ejemplares, para esta ocasión se eligió realizar el procedimiento 1000 veces, y de esta forma fue posible encontrar el promedio de los valores de K y L_{∞} con mayor valor de R_n , así como sus intervalos de confianza al 95%. Los valores de búsqueda de K fueron de 0.1 a 2.0, y los de L_{∞} se basaron en el valor obtenido por el procedimiento de Powell-Wetherall. Se hizo otra estimación de K y L_{∞} con FISAT®, para corroborar los valores.

A partir de la longitud asintótica y el parámetro de curvatura, se estimó el valor de t_0 por medio de la ecuación propuesta por Pauly (1984):

$$\log(-t_0) = -0.3922 - 0.2752 \log L_{\infty} (cm) - 1.038 \log K (\text{año}^{-1})$$

Donde:

t_0 = edad teórica del individuo cuando la talla es cero.

L_{∞} = longitud asintótica.

K = parámetro de curvatura (anual).

Posteriormente, los valores fueron incorporados a la ecuación de crecimiento en longitud de von Bertalanffy (Sparre & Venema, 1995), para obtener la curva de crecimiento.

$$L(t) = L_{\infty}[1 - \exp(-K*(t-t_0))]$$

Donde:

$L(t)$ = longitud a calcular.

t = tiempo al cual se requiere conocer la longitud.

t_0 = edad teórica del individuo cuando la talla es cero.

L_∞ = longitud asintótica.

K = parámetro de curvatura (anual).

El índice de crecimiento estándar (ϕ') se estimó con la ecuación de Pauly & Munro (1984):

$$\phi' = \text{Log}K + 2 \text{Log} L_\infty$$

Donde:

K = parámetro de curvatura (anual).

L_∞ = longitud asintótica.

La relación peso total-longitud total se obtuvo mediante la fórmula:

$$Pt = a * Lt^b$$

Lt = longitud total.

Pt = peso total.

a = factor de condición, el intercepto.

b = pendiente.

El valor de b para un crecimiento isométrico deber ser igual a 3, si es diferente de 3 el crecimiento es alométrico. Además, si el número es menor a 3 el crecimiento es alométrico negativo y si es mayor a 3 es positivo; esto se comprobó mediante una prueba de t (95% de confianza) en el programa R. Los valores de a y b se estimaron utilizando una relación de la transformación logarítmica (Ogle, 2016) del peso y longitud total:

$$\text{Log } P_t = \text{Log } a + b * \text{Log } L_t$$

Donde:

L_t = longitud total.

P_t = peso total.

a = factor de condición.

b = pendiente (coeficiente de alometría).

Utilizando los parámetros determinados previamente, el valor del peso asintótico se obtuvo mediante siguiente fórmula:

$$W_{\infty} = a * L_{\infty}^b$$

Donde:

W_{∞} = peso asintótico.

L_{∞} = longitud asintótica.

a = factor de condición.

b = pendiente (coeficiente de alometría).

Una vez obtenido el valor del peso asintótico se aplicó la fórmula de crecimiento de von Bertalanffy modificada a peso (Sparre & Venema, 1995), representada por:

$$W(t) = W_{\infty} * [1 - \exp^{-K*(t-t_0)}]^b$$

Donde:

W_t = peso total (gramos).

$W(t)$ = longitud a calcular.

t = tiempo al cual se requiere conocer la longitud.

W_{∞} = peso asintótico.

K = parámetro de curvatura (anual).

t_0 = edad teórica del individuo cuando la talla es cero.

b = coeficiente de alometría.

Tasas de mortalidad y coeficiente de explotación

Se calcularon las tasas de mortalidad natural y por pesca, así como el índice de explotación. La mortalidad natural (M) se calculó a través de la siguiente ecuación (Pauly & Mines, 1982):

$$\log(M) = -0,0066 - 0,279 \log L_{\infty} + 0,6543 \log K + 0,4634 \log T (^{\circ}C)$$

Donde:

M = tasa de mortalidad.

L_{∞} = longitud asintótica.

K = parámetro de curvatura (anual).

T = es la temperatura promedio del agua en grados centígrados.

La tasa de mortalidad total (Z) se calculó aplicando el modelo de curva de captura linealizada, para luego despejar la siguiente fórmula $Z = M + F$ y obtener la tasa de mortalidad por pesca (F).

Por su parte, la tasa de explotación para esta población se determinó mediante la generalización de Gulland (1971) donde $E = F/Z$. Esta razón implica ciertas interpretaciones en cuanto al estado de la población: si $E = 0,5$, entonces la población se considera estable, sin embargo, si $E < 0,5$ se considera a la población subexplotada, y por último si $E > 0,5$ se considera que la población se encuentra sobreexplotada.

Parámetros ambientales

Se tomó la temperatura superficial y profundidad con una sonda marca Garmin modelo Striker 4, equipado con un transductor CHIRP (77/200 kHz). Esto se hizo cada vez que se colocaban y se recogían las redes, en varios puntos a lo largo de donde se situaban, para luego calcular un promedio en cada sitio por mes, tanto de la temperatura como de la profundidad.

Análisis de datos

Se realizó un análisis de varianza de Kruskal-Wallis para comparar la abundancia relativa y el peso relativo entre los dos sitios de muestreo. De igual forma, los valores del índice gonadosomático agrupados mensualmente se compararon con un análisis de varianza de Kruskal-Wallis. Además, se realizaron correlaciones de Spearman entre la abundancia relativa en cada sitio y las variables ambientales medidas; estos análisis se realizarán mediante el programa R (R core team, 2018).

Una vez obtenidos los resultados de la abundancia por sitio, los parámetros reproductivos y poblacionales, las tasas de mortalidad e índice de explotación, estos se analizaron para tratar de determinar dónde se capturan más loricáridos, si existen picos reproductivos (IGS), épocas de reclutamiento, y el estado de explotación de la población. Adicionalmente, con el índice de optimización de captura se pretende establecer el posible mejor período para concentrar esfuerzos de captura.

Una vez llevado a cabo el análisis respectivo, se hicieron recomendaciones para el manejo y extracción de esta especie invasora, las cuales serán entregadas al Instituto Nacional de la Pesca y Acuicultura (INPESCA) y al Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales (MARENA).

Resultados

Abundancia relativa y peso relativo

Se capturó un total de 1881 organismos, de 24 especies diferentes pertenecientes a 10 familias, siendo Cichlidae la familia con más especies representadas. La especie con mayor número de ejemplares capturados y peso reportado fue *Hypostomus* sp. seguida de *Amphilophus citrinellus*.

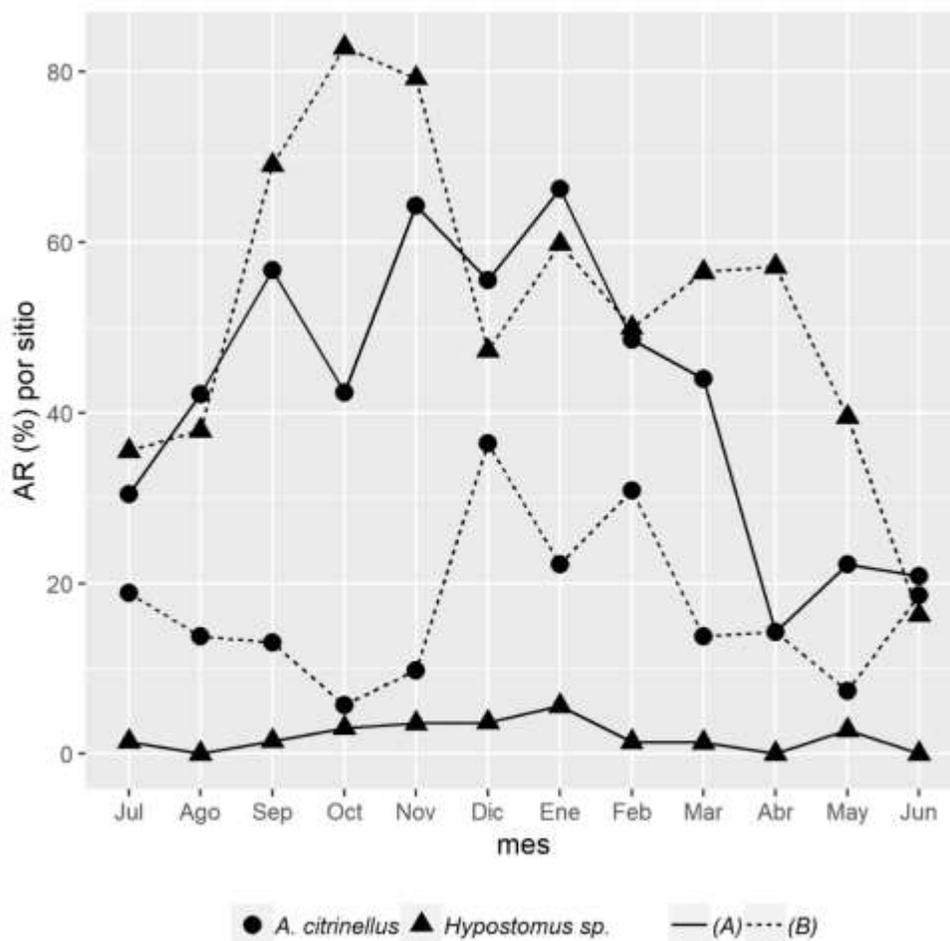


Figura 2. Abundancia relativa mensual (entre julio 2017 y junio 2018) de las especies con mayor número de capturas en los dos sitios de muestreo en el sureste del Lago de Nicaragua.

Se obtuvieron diferencias significativas (p menor a 0.05) al comparar la abundancia relativa (AR) de *Hypostomus* sp. en ambos sitios. La AR de esta especie en el sitio cercano a la costa (sitio B) fue mayor que la del sitio ubicado lejos de la costa (sitio A) (Figura 2), por lo que se deduce que la AR de pez diablo en el sitio B es de forma significativa mayor que en el sitio A. Para el sitio A la especie con mayor AR fue el cíclido *Amphilophus citrinellus*.

La abundancia relativa del pez diablo fue alta en el sitio B de setiembre a abril, siendo setiembre, octubre y noviembre los meses con los valores más altos. En el sitio A la abundancia de estos fue muy baja, donde en varios meses no se capturó ninguno y nunca se capturaron más de 5 ejemplares en un solo mes. En el sitio se capturaron, como mínimo por mes, 7 ejemplares, y en 8 de los 12 meses muestreados se atraparon más de 50.

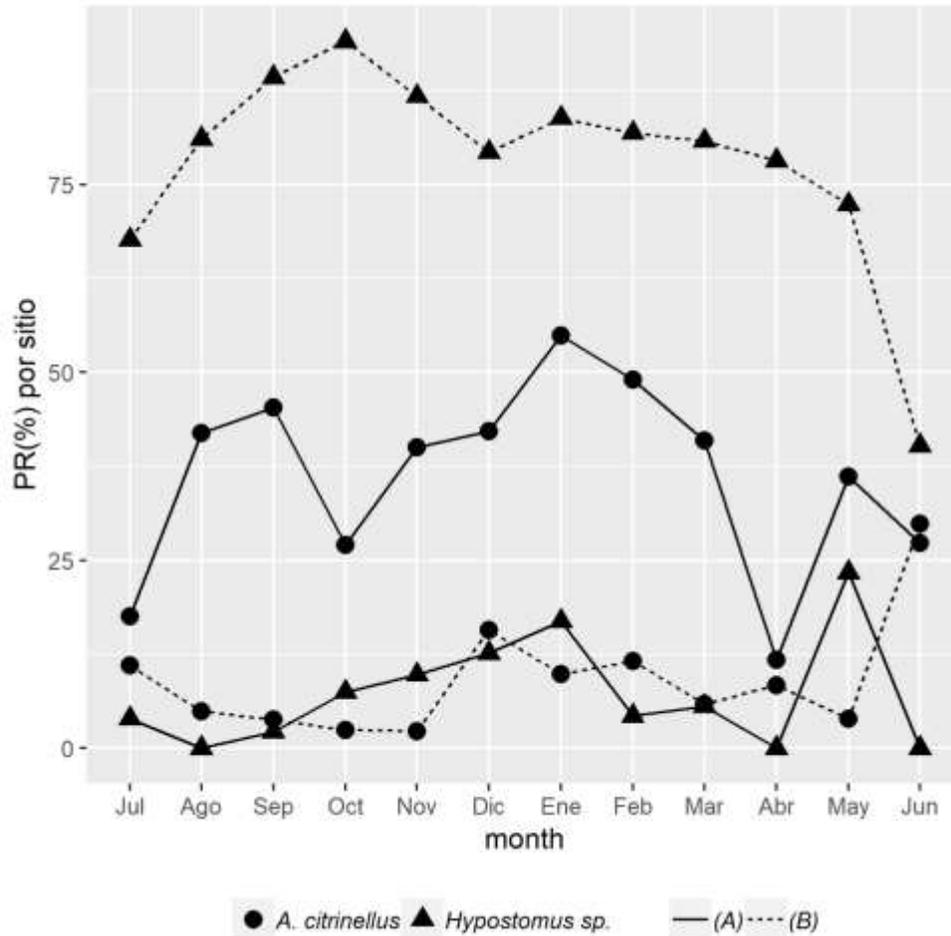


Figura 3. Peso relativo mensual (entre julio 2017 y junio 2018) de las especies con mayor número de capturas en los dos sitios de muestreo en el sureste del Lago de Nicaragua.

En la figura 3 se observa que el peso relativo (PR) de los pecos fue alto en el sitio B (cercano a la costa), solamente en junio no superó el 50% del peso total capturado en este sitio. De agosto a abril el valor varió entre 78% y 94%, con los valores más altos en setiembre, octubre y noviembre.

Al comparar el PR de peces diablo entre los dos sitios, se encontraron diferencias significativas (p menor a 0.05), siendo el PR en el sitio A (lejano a la costa) menor todos los meses. En este sitio, la especie con mayor PR en la mayoría del año trabajado fue *Amphilophus citrinellus*.

Estimación de parámetros reproductivos

Durante todo el año se observaron ovarios maduros, excepto en julio, y fue en este mes en el que se obtuvo el menor valor promedio de IGS. Mientras que los valores más altos se obtuvieron en mayo y junio; a pesar de esto, los valores de IGS fueron siempre altos entre setiembre y junio (Figura 4). Sólo se encontraron diferencias significativas entre los valores de julio con los valores de diciembre, enero, marzo, abril y mayo.

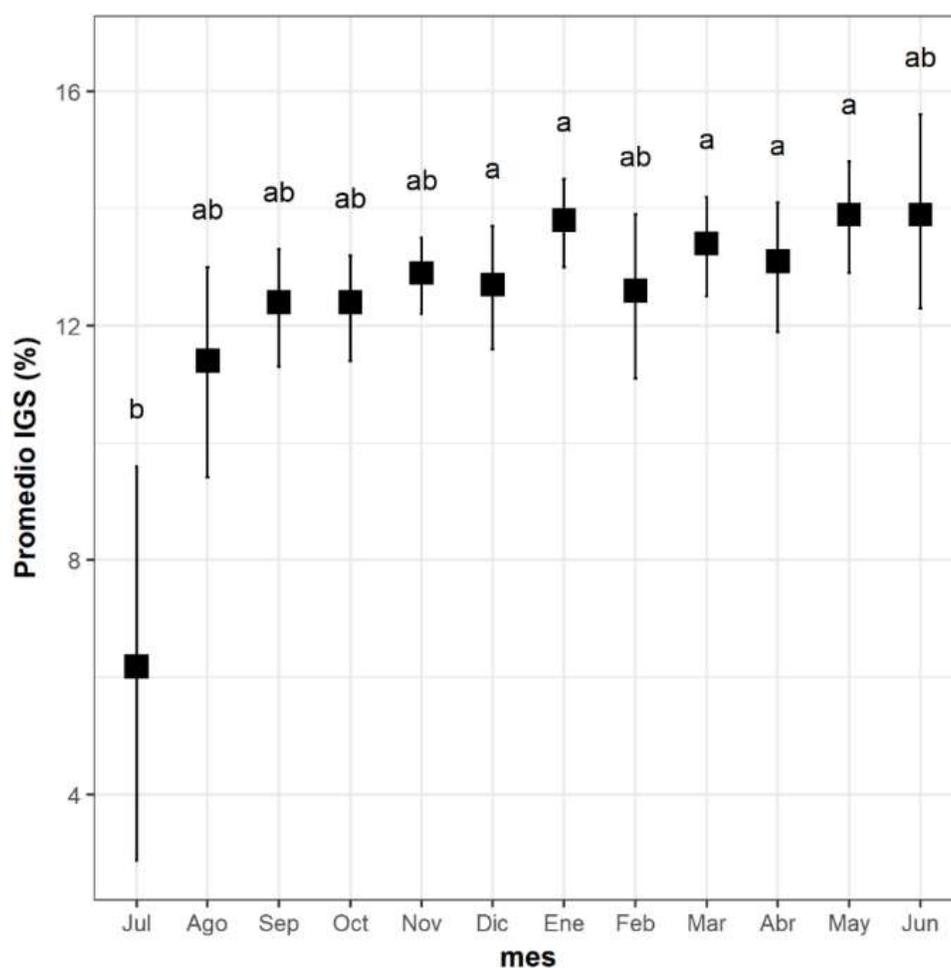


Figura 4. Promedio mensual del índice gonadosomático (IGS) de las hembras de *Hypostomus* sp. capturadas entre julio del 2017 y junio del 2018. Las barras de error representan los percentiles inferior y superior (95)

ent%). Las letras representan el resultado de la prueba de Dunn para comparación de medias. Meses que comparten una o ambas letras no presentan diferencias significativas entre sí en el valor del IGS.

La cantidad de hembras y machos varió, según el mes (Cuadro 2); de setiembre a mayo se capturó más de 20 hembras por mes, no así en los meses de junio, julio y agosto. La cantidad de hembras por cada macho fue cambiante durante el año de muestreo, este fue alto en los meses de setiembre y octubre, así como el periodo entre marzo y mayo.

Cuadro 2. Número de hembras, número de machos y relación macho:hembra capturadas por mes de *Hypostomus* sp entre julio de 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua

Mes	N hembras	N machos	Macho: hembra
Julio	12	21	1:0.57
Agosto	13	20	1:0.65
Setiembre	43	16	1:2.69
Octubre	42	17	1:2.47
Noviembre	38	29	1:1.31
Diciembre	39	26	1:1.50
Enero	39	35	1:1.11
Febrero	25	31	1:0.81
Marzo	51	28	1:1.82
Abril	34	18	1:1.89
Mayo	23	10	1:2.30
Junio	2	5	1:0.40

Índice de optimización de captura

En cuanto al índice de optimización de captura, los valores más altos se obtuvieron en octubre y setiembre. Además, en noviembre, marzo, abril y mayo el valor del IOC fue alto (mayor a 0.7). El resto de los meses el IOC fue bajo, menor a 0.5, especialmente en junio, julio y agosto (Cuadro 3).

Cuadro 3. Índice de optimización de captura calculado por mes para *Hypostomus* sp.

Mes	IOC
Julio	0.12
Agosto	0.41
Setiembre	0.89
Octubre	0.91
Noviembre	0.73
Diciembre	0.62
Enero	0.64
Febrero	0.54
Marzo	0.73
Abril	0.75
Mayo	0.72
Junio	0.33

Parámetros poblacionales

En esta investigación se analizó un total de 618 ejemplares de loricáridos de una especie, la mayor cantidad se capturó en marzo (N=78), mientras que la menor captura se presentó en junio (N=7). De los ejemplares analizados la longitud máxima obtenida fue de 39.20 cm y la mínima de 17.40 cm, con una talla media de 29.50 cm. Además, la mayoría de los ejemplares (44%) se ubicaron entre los 28 cm y 30.99 cm, un total de 278 ejemplares se ubicó en este intervalo. Asimismo, se puede observar que la población presenta tres cohortes o grupos de edad (Figura 5).

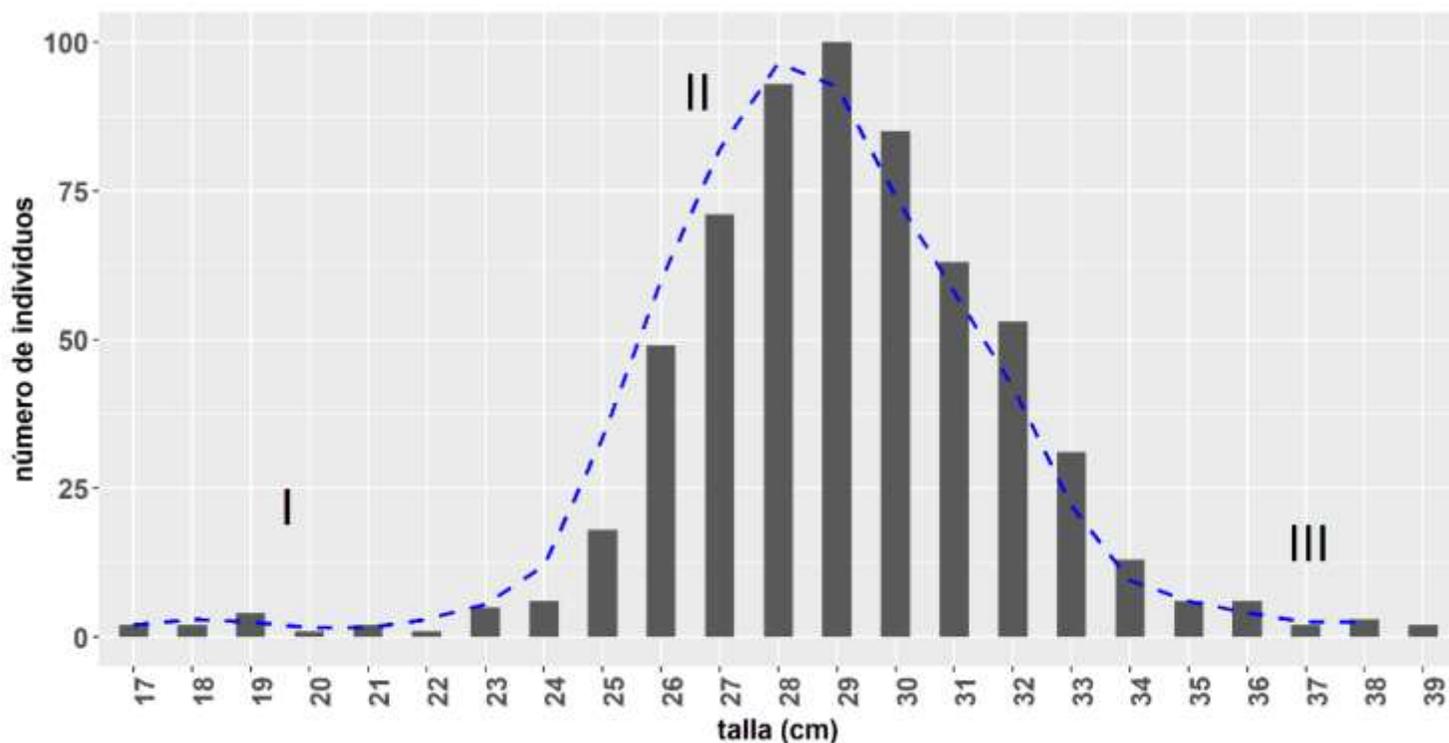


Figura 5. Distribución de frecuencias de tallas de *Hypostomus* sp. capturados entre julio del 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua. Los números romanos representan los grupos de edad identificados.

Se obtuvo un valor de 39.26 cm para la longitud asintótica con el método de Powell-Wetherall (Figura 6). Con la rutina ELEFAN del paquete TropFishR el promedio de L_{∞} fue de 41.12 cm y K de 0.28/año, y con estos valores se estimó un índice de crecimiento estándar de 2.67; estos resultados igualmente fueron corroborados a través de un análisis hecho con la rutina ELEFAN de FISAT II®.

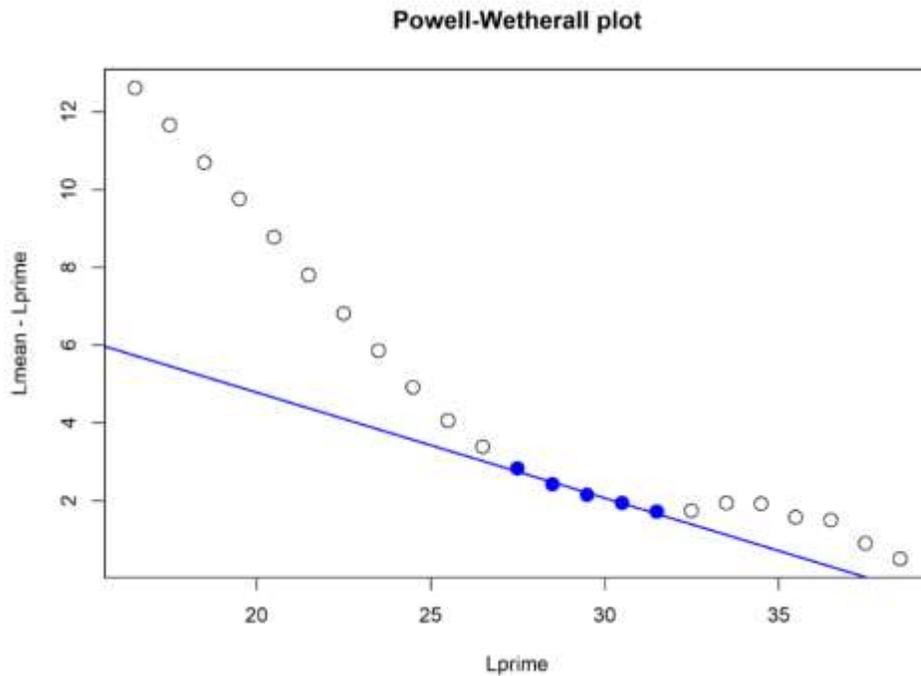


Figura 6. Modelo de Powell-Wetherall, generado con la captura mensual de *Hypostomus* sp entre julio del 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua. Se utiliza para la estimación gráfica de la Longitud asintótica ($L_{\infty}=39.26 \pm 1$), que se obtiene del cociente del intercepto y el valor positivo de la pendiente de la línea recta marcada en la figura.

Los valores promedio con sus intervalos de confianza, obtenidos mediante el paquete TropFishR, así como los resultados del programa FISAT II® y resultados de otras investigaciones, se observan en el Cuadro 4. El valor de L_{∞} difiere en la mayoría de los casos, sin embargo, una constante en los datos es que el valor de K no es mayor a 0.5, lo que representa poblaciones de crecimiento lento; en cuanto al índice de crecimiento estándar, se muestra que es más alto para poblaciones del género *Pterygoplichthys* que para las del género *Hypostomus*.

Cuadro 4. Parámetros de crecimiento estimados por distintos autores para loricáridos introducidos y nativos alrededor del mundo.

Especie	K (anual)	L∞ (cm)	t$_0$	ϕ'	Referencia	Lugar (Ocurrencia)
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	0.3	41.3	-	2.71	Sumanasinghe & Amarasinghe, 2013	Polgolla, Sri Lanka (introducido)
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i>	0.223	75	-	3.10	Gibbs, Kurth, & Bridges, 2013	Florida, EEUU (introducido)
<i>Pterygoplichthys disjunctivus</i>	0.257	52	-	2.84	Gibbs, Kurth, & Bridges, 2013	Florida, EEUU (introducido)
<i>Hypostomus emarginatus</i>	0.48	32	-	2.69	Sá- Oliveira, Angelini, & Isaac-Nahum, 2015	Amapá, Brasil (nativo)
<i>Hypostomus plecostomus</i>	0.5	37	-	2.84	Sá- Oliveira, Angelini, & Isaac-Nahum, 2015	Amapá, Brasil (nativo)
<i>Hypostomus niceforoi</i>	0.3	16.37	-	1.91	Barreto et al., 2015	Colombia (nativo)
<i>Hypostomus sp.</i> (este trabajo)	0.22	39.66	-0.71	2.54	FISAT II	Lago de Nicaragua (introducido)
<i>Hypostomus sp.</i> (este trabajo)	0.28 [0.13 0.64]	41.12 [38.45 44.01]	-0.55 [-1.24 -0.23]	2.67 [2.28 3.09]	TropFishR	Lago de Nicaragua (introducido)

El valor de R_n para los parámetros estimados con el paquete TropFishR varió entre 0.18 y 0.48, y en FISAT II el R_n obtenido fue de 0.211. Los valores generados por el programa FISAT II corroboran por tanto la validez de los datos obtenidos por el paquete TropFishR, por lo que los promedios calculados por este procedimiento ($L_\infty=41.12$; $K=0.28$; $t_0=-0.55$) fueron utilizados en los procedimientos posteriores.

En la curva de crecimiento en longitud generada con los parámetros de crecimiento anteriormente mencionados (Figura 7), se observa que la especie tiene un crecimiento más rápido en sus primeros años de vida. La curva de tasa de crecimiento exhibe que esta especie disminuye su crecimiento considerablemente cerca de los 10 años, y alcanzan su longitud asintótica cerca de los 25 años. Se encontró que la mayoría de los ejemplares capturados tenía entre 3.5 y 4.5 años; además, la edad calculada para el ejemplar más grande fue de 10 años.

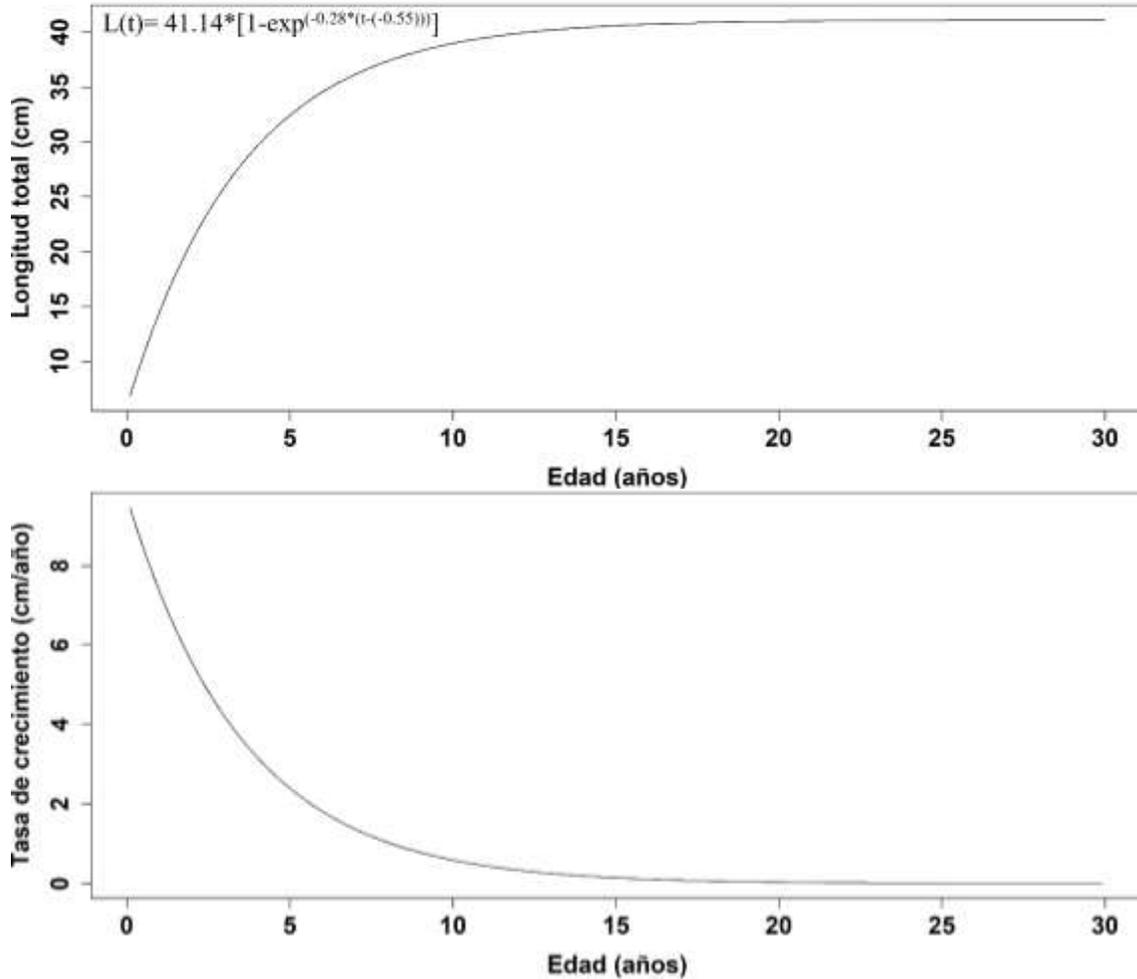


Figura 7. Arriba, curva de crecimiento de longitud (cm) en función del tiempo (años) de *Hypostomus* sp. capturados entre julio del 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua. Abajo, curva representando la tasa de crecimiento en longitud de estos ejemplares.

La relación longitud total y peso total para los ejemplares de *Hypostomus* sp. se representó en una recta mediante la transformación en logaritmo de los valores, y se obtuvo la ecuación $Pt = 0.0211 * Lt^{2.81}$ ($R^2 = 0.87$) (Figura 8). El valor del exponente “b” es menor a 3 ($b = 2.81$) ($t = -4.31963$, $df = 616$, $p < 0.05$), lo que muestra, por lo tanto, un crecimiento alométrico negativo, esto significa que los organismos crecen proporcionalmente más en longitud que en peso.

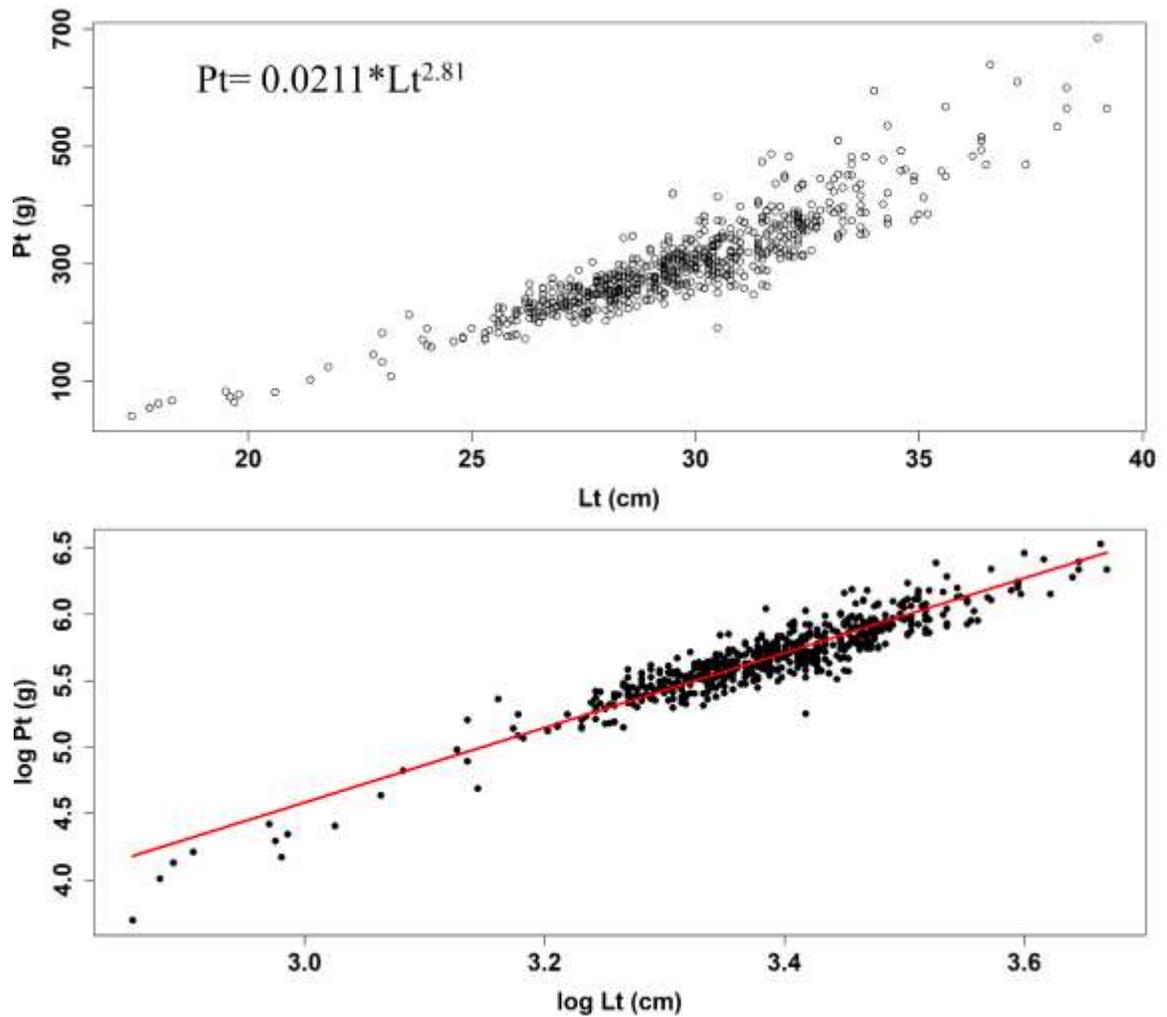


Figura 8. Arriba, relación longitud total (cm)-peso total (gramos) para *Hypostomus* sp. capturados entre julio del 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua. Abajo, son los mismos datos pero que se les aplicó el logaritmo para linealizar la relación, esta se representa por la línea recta en la figura.

Con esta fórmula y la longitud asintótica, se estimó el valor del peso asintótico, el cual fue de 724.20 gramos, este valor se utilizó para estimar el crecimiento en peso, $W(t) = 724.20 * [1 - \exp^{-0.28 * (t - (-0.55))}]^{2.81}$, la curva generada, así como la tasa de crecimiento en peso se representan en la figura 9. Se observa que en los primeros años de vida la especie presenta un crecimiento rápido, luego entre los 4 años y los 7 años alcanza su máximo rendimiento en peso para luego disminuir considerablemente y alrededor de los 30 años su crecimiento sea cercano a cero.

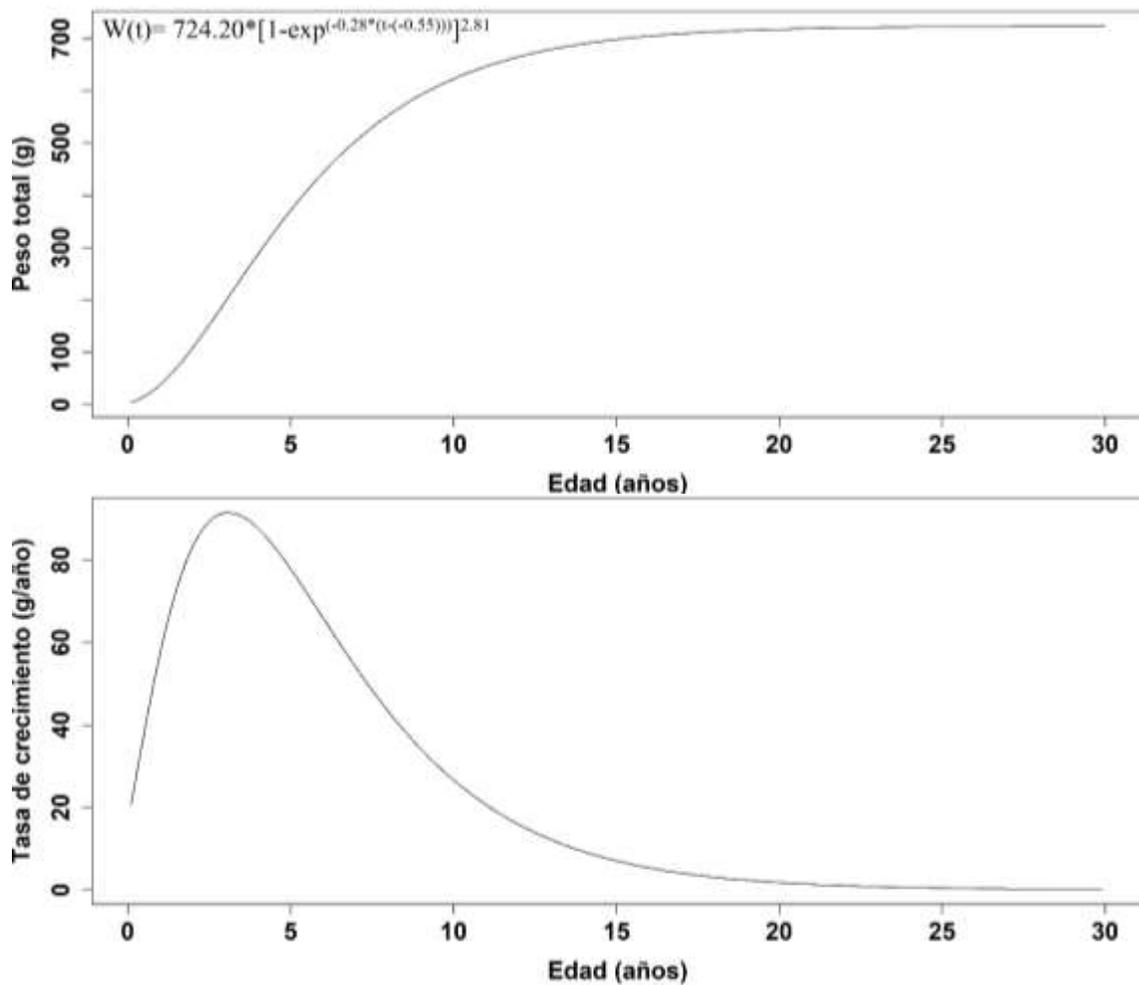


Figura 9. Arriba, curva de crecimiento en peso (gramos) en función del tiempo (años) de *Hypostomus* sp. capturados entre julio del 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua. Abajo, curva representando la tasa de crecimiento en peso de la especie.

Tasas de mortalidad y coeficiente de explotación

En el presente trabajo, el valor estimado mediante el modelo de captura linealizada para la mortalidad total (Z) fue de 1.13 (Figura 10). A su vez, la mortalidad natural (M) tuvo un valor de 0.70 y la mortalidad por pesca (F) fue de 0.43. Considerando los resultados anteriores, la tasa de explotación para *Hypostomus* sp. fue de $E = 0.38$, muy por debajo del equilibrio de explotación, que es 0.5.

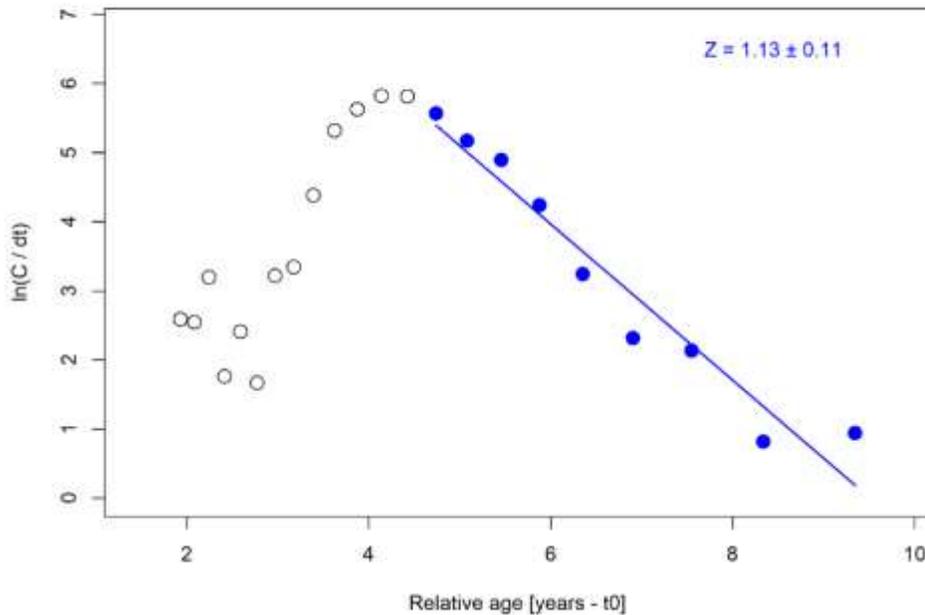


Figura 10. Modelo de captura linealizada para la estimación de la mortalidad total, generada para *Hypostomus* sp. capturados entre julio del 2017 y junio del 2018 en el sureste del Lago de Nicaragua.

VARIABLES AMBIENTALES

La temperatura superficial (Figura 11) presentó un comportamiento similar en ambos sitios, sin embargo, se registraron cambios en los diferentes meses de muestreo. La temperatura fue baja en julio, subió de agosto a noviembre, y entre diciembre y febrero volvió a disminuir, siendo enero el mes con los valores más bajos. Entre marzo y junio fue muy alta, siendo mayo el mes con la temperatura más alta de todo el año.

La Figura 11 muestra la distribución de la temperatura y la profundidad en los dos lugares estudiados. A pesar de que en los dos sitios no hubo diferencia en el comportamiento de la temperatura, si se observó diferencia en la profundidad de ambos sitios.

Se observó, además, que los loricáridos tienden a preferir sitios y momentos dónde la profundidad es mayor, al encontrarse una relación entre su abundancia y la profundidad

($r_s=0.93$, $p < 0.05$). No se encontró relación entre la abundancia de esta especie y la temperatura superficial ($r_s=-0.25$, $p > 0.05$).

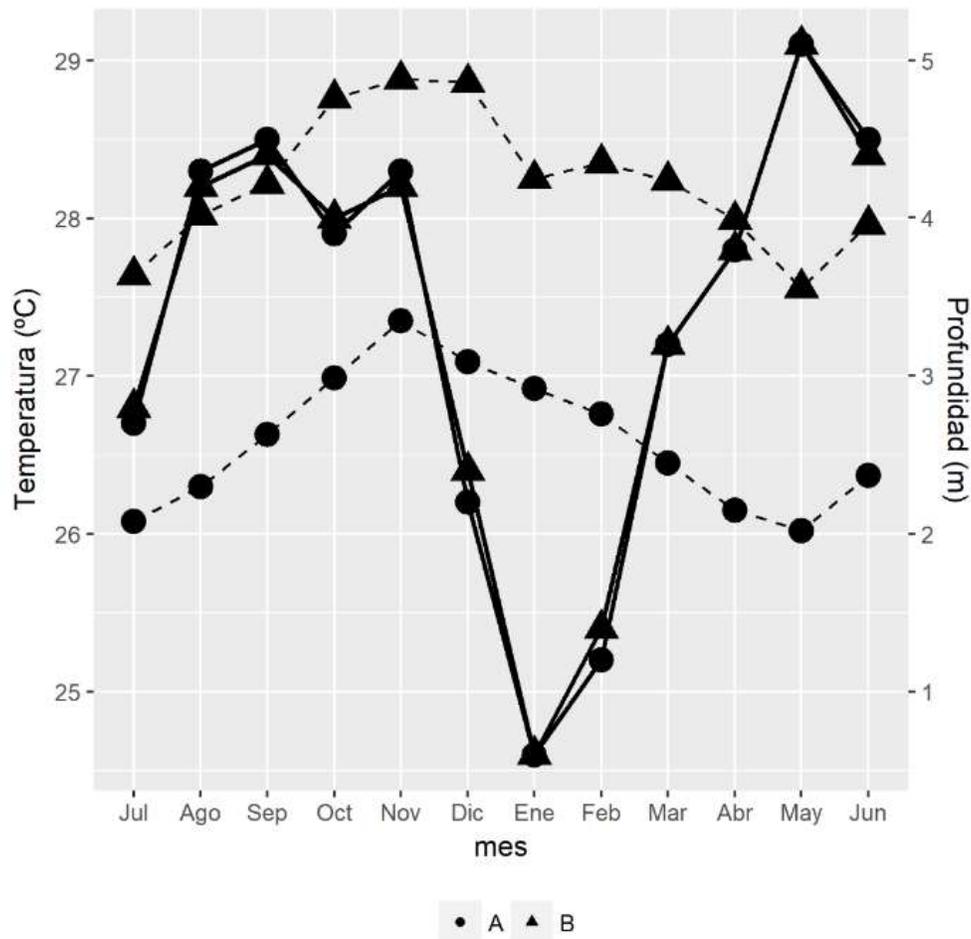


Figura 11. Temperatura superficial y profundidad media en dos sitios (A y B) en el sureste del Lago de Nicaragua medido con una Sonda Garmin, desde julio del 2017 hasta junio del 2018. La línea continua gruesa corresponde a los datos de temperatura superficial en grados centígrados y la línea discontinua a la profundidad en metros; las figuras geométricas diferencian los sitios.

Discusión

Actualmente, los pescadores artesanales evitan la captura de peces diablo, debido al tiempo que hay que dedicar para despegarlos de las mallas, al daño que provocan en las redes, y además de que estos no tienen valor comercial. Cuando una especie de pez no nativa tiene poco o ningún valor socioeconómico, adquiere el estado de peste (Britton, Gozlan & Copp, 2011); ciertamente esto se cumple en el caso de los plecos del sureste del Lago de Nicaragua, lo que hace primordial desarrollar estrategias de manejo para esta especie.

A la hora de tomar decisiones para el manejo de una especie no nativa se pueden seguir tres caminos: actuar rápido al encontrarla, erradicarla o controlarla (Britton et al., 2011). En el caso de los peces diablo en Nicaragua, la primera opción ya no es viable porque son más de diez años de la primera captura; en cuanto a erradicarla, son pocos los casos reportados donde se ha logrado y se restringen a cuerpos de agua pequeños y cerrados, además de implicar programas que requieren de muchos fondos (Kolar et al., 2010; Britton et al., 2011). Por último, los métodos de control tratan de minimizar el impacto y dispersión del pez invasor, a sabiendas que su erradicación no es posible, lo cual parece más viable.

Dentro de estos métodos de control, encontramos la remoción selectiva, sin embargo, una problemática constante es que en ocasiones no es posible encontrar técnicas que capturen mayoritariamente una sola o varias especies no nativas, afectando en lo mínimo al resto de especies (Kolar et al., 2010; Britton et al., 2011). En el caso de los loricáridos, en el sureste de Nicaragua, esta parece ser la opción más viable para abordar la problemática de este pez invasor, debido a la alta abundancia relativa encontrada en uno de los sitios (Figura 2).

Los métodos de control de peces invasores mediante la captura selectiva suelen ser efectivos en la reducción de la abundancia y reclutamiento de organismos; tal es el caso del uso de redes agalleras para el control de las truchas introducidas en distintas partes de Estados Unidos y Canadá (Knapp & Matthews 1998; Parker, Schindler, Donald & Anderson, 2001; Vredenburg, 2004). La ventaja que han tenido estas campañas de eliminación y control de especies de trucha es que en estos lugares no existían peces nativos que pudiesen ser capturadas por las redes, por lo que el uso de estas no presentaba una afectación al ecosistema

local. En el caso de Nicaragua, esto no se cumple, porque se capturó un total de 24 especies, de las cuales solo la Tilapia y el pez Diablo no son nativas.

Un caso exitoso para el control de una especie invasora utilizando redes agalleras, fue con el pez gardí, *Scardinius erythrophthalmus*, en estanques en Nueva Zelanda (Neilson, Kelleher, Barnes, Speirs & Kelly, 2004), donde se observó que luego de tres noches consecutivas capturando y removiendo la especie invasora, las capturas se reducían hasta en un 80%.

Por su parte, en un estudio de Lozano-Vilano, Contreras-Balderas & García-Ramírez (2006) llevado a cabo en el Pozo San José del Anteojo en México, se obtuvo que un cíclido de origen africano fue eliminado por completo mediante el uso de trampas. La abundancia de los peces nativos había disminuido drásticamente desde la aparición del cíclido africano, por lo que luego de erradicar esta especie se reintrodujeron organismos nativos de sistemas fluviales cercanos. Este procedimiento, a pesar de ser exitoso, y aunque hubo ictiofauna nativa, el riesgo de afectarla fue poco, porque su abundancia no era alta; las trampas capturaron mayoritariamente la especie invasora. Sin embargo, el tamaño del sistema fluvial del Lago de Nicaragua es mucho más grande.

Pero el uso de redes agalleras en zonas profundas en el Lago de Nicaragua presenta un resultado prometedor (Figura 2 y 3), porque al igual que el trabajo en México con el cíclido africano, la captura de la especie invasora representó la gran mayoría de los peces capturados, lo que insta a dirigir el esfuerzo pesquero a zonas profundas para el control de la especie de loricárido introducida en Nicaragua.

Viquez (2017), mediante una evaluación rápida en el Humedal Ramsar Caribe Noreste en Costa Rica, el cual conecta fluvialmente con el Lago de Nicaragua, utilizó atarraya en seis sitios de esta área y solo en dos encontró loricáridos, pero con baja abundancia (8% y 19%). En dicho estudio, al no utilizar redes agalleras, la abundancia relativa de loricáridos no puede ser directamente comparada con la del presente trabajo, sin embargo, coincide en que la distribución de loricáridos introducidos en esta cuenca no es uniforme.

Fialho, Oliveira, Tejerina-Garro & de Mérona (2008) en el río Meia Ponte en Brasil, encontraron una mayor cantidad de ejemplares del género *Hypostomus* en períodos donde el nivel del agua y la temperatura fueron mayores; estos autores argumentan que los cambios en la abundancia de *Hypostomus* pueden deberse a variaciones en el fondo, debido al incremento de la velocidad y volumen del agua.

La abundancia de especies del género *Hypostomus* se ha relacionado con sitios de mayor profundidad (Moraes & Molander, 2004; Mazzoni, Lemos & Iglesias-Rios, 2009; Jayaratne & Surasinghe, 2010). Sin embargo, no siempre las especies de *Hypostomus* muestran preferencia por hábitats profundos. Teresa & Cassatti (2013), al evaluar dos especies de este género, hallaron que estas no mostraban una clara preferencia por este tipo de ambientes, y en su lugar podrían optar por entornos poco profundos. Por lo tanto, es importante el haber podido encontrar que en el caso de la especie del género *Hypostomus*, evaluada en Nicaragua, tiene una correlación positiva con la profundidad, muestran una mayor abundancia en períodos y en el sitio donde el nivel de agua es mayor.

Además, se ha encontrado que algunas especies del género *Hypostomus* (Celestino, Sanz- Ronda, Kashiwaqui, Celestino, Makrakis & Makrakis, 2017) son más activas durante la noche y cuando el caudal aumenta. Estos datos son de gran importancia para el control efectivo de *Hypostomus* en el Lago de Nicaragua, ya que, al aumentar la actividad, se mueven más y, por lo tanto, los hace más vulnerables a encontrarse con una malla y quedar atrapados. En el presente trabajo se utilizaron redes agalleras durante la noche y se pudieron capturar gran cantidad de ejemplares de la especie invasora, lo que concuerda con los datos mencionados.

Por otro lado, en un estudio realizado con la especie de loricárido *Hypostomus* cf. *niceforoi*, introducida en el río San Marcos en Texas, se determinó que el período de actividad reproductiva era invertido respecto al patrón típico observado de los loricáridos en su hábitat nativo; además, el período no reproductivo era menos evidente y más corto en el hábitat introducido que en su hábitat nativo (Cook-Hildreth, Bonner & Huffmann 2016).

Estos autores argumentan que el fotoperiodo es el principal factor próximo en la reproducción de estas especies, obteniendo esta conclusión al comparar los valores de IGS de distintos estudios en sitios con diferentes fotoperiodos, donde explican que en los meses

del año donde en un sitio disminuye la duración del día, también disminuyen los valores de IGS.

Esto no se refleja claramente con los datos obtenidos en el presente trabajo, ya que los valores con menor IGS (julio y agosto; figura 4) correspondieron a meses donde la duración del día fue mayor en Nicaragua respecto al resto del año. Esto puede deberse a que la variación del fotoperiodo es mucho menor a los sitios incluidos en la comparación en el trabajo en Texas.

Además, en el sureste del Lago de Nicaragua se encontraron ejemplares maduros durante todo el año y los valores medios de IGS de las hembras estuvieron siempre por encima de 6%. En los estudios incluidos por Cook-Hildreth y colaboradores (2016) en la comparación de valores IGS en distintas partes del mundo, consideran cualquier valor mayor a 2% como reflejo a un período reproductivo; esto nos confirmaría en conjunto con lo observado en el presente trabajo, que los loricáridos en el sureste en el Lago de Nicaragua son capaces de reproducirse durante todo el año, siendo esto característico en especies de zonas tropicales.

Otro dato interesante lo plantean Cook-Hildreth y colaboradores (2016), quienes al comparar valores de IGS encontraron que el período no reproductivo (quiescencia) era menor y menos evidente en lugares donde la variación del fotoperiodo es menor. Esto, integrado con lo observado en este trabajo (Figura 4), podría sustentar la idea de que el período de quiescencia va a disminuir conforme disminuya la variación del fotoperiodo, y que en zonas donde la duración del día es relativamente constante durante todo el año, el período de quiescencia para estas especies de loricáridos no va a ser evidente.

Rueda-Jasso y colaboradores (2013) estudiaron el loricárido *Pterygoplichthys disjunctivus* en la presa del Infiernillo en México y encontraron que la mayor actividad reproductiva ocurría en el período lluvioso, entre junio y octubre, esto luego de analizar distintos parámetros, incluyendo el IGS, sin embargo, encontraron gónadas maduras durante todo el año.

Los autores plantearon que en la presa Infiernillo la población de *P. disjunctivus* ha encontrado un hábitat en el cual la falta de depredadores, un excedente de comida disponible,

el cuidado parental y una época reproductiva extendida han producido que esta especie tenga un alto reclutamiento y una colonización exitosa, esto sumado a que este loricárido invasor no sea un producto consumido localmente, se le considera un gran problema.

Relacionado con lo anterior, se ha observado que el período reproductivo de la especie introducida *Pterygoplichthys disjunctivus*, en el río Volusia en Florida abarca entre abril y setiembre (Gibbs, Watson, Johnson-Sapp & Lind, 2017), coincidente con valores altos de IGS tanto entre 2012 y 2014, así como entre 2005 y 2007, concordando con la primavera y verano en dicha área. En esta zona encontraron en el período entre 2012 y 2014, que *P. disjunctivus* presentan una tendencia a extender su período reproductivo, ya que el período de inactividad reproductiva (entre octubre y marzo) se hace menos evidente, porque los valores de IGS son mayores al compararlos con el mismo período entre 2005 y 2007.

Gibbs y colaboradores (2017) argumentaron que esto puede deberse a que la especie, al encontrarse en condiciones ambientales más estables y una mayor disponibilidad de alimento que su hábitat de nativo, esté aprovechándose de esto para tener un mayor éxito reproductivo, reduciendo el tamaño, pero aumentando el número de los huevos, además de extender el período reproductivo.

El mismo caso podría estarse viendo en el Lago de Nicaragua, donde a pesar de que los valores de IGS son más altos en algunos meses (Figura 4), durante todo el año se encuentran hembras maduras, lo cual puede estar relacionado a que en el Lago de Nicaragua de igual forma posee condiciones estables al encontrarse en una zona tropical, inclusive más estables que en Florida, siendo pocas las variaciones en las condiciones ambientales durante el año.

Por lo tanto, el valor de IGS es prudente complementarlo con más información para determinar un período en el cual se deben concentrar esfuerzos de captura en la zona; como lo es el número de hembras que se capturan cada mes. Esto nos puede ayudar a elegir un período de captura donde se evite una descendencia mayor. Por lo que los meses de setiembre, octubre, marzo y abril, donde tenemos valores altos de IGS, así como gran cantidad de hembras, serían meses importantes para concentrar la captura y disminuir el reclutamiento futuro de la especie.

En el presente estudio, la composición de talla parece estar representada totalmente por ejemplares adultos (Figura 5), lo cual pudo deberse al arte de pesca o a que los juveniles se encuentren en zonas de crianza. La combinación de artes de pesca utilizados en el presente estudio y la captura de ejemplares de otras especies de tallas menores a los 17 cm apoya la idea de que los juveniles se encuentren en otras zonas. Asimismo, al conversar con pescadores artesanales locales, indicaron que ellos no han capturado peces diablo pequeños (menos de 14 cm) en el lago, pero que sí los han observado tanto en el Río Frío, como en el Río San Juan.

Las diferencias de uso de hábitats entre loricáridos pequeños y grandes de una misma especie, también se observaron con *Liposarcus multiradiatus* introducida en Taiwán, donde en los ríos tributarios se colectaron solamente ejemplares menores a 20 cm; y ejemplares de más de 40 cm de longitud estándar se capturaron únicamente en el río principal (Liang et al., 2005).

Gibbs, Kurth, & Bridges (2013) encontraron una situación similar en el río Volusia, en Florida, donde *P. disjunctivus* fue introducido, argumentando que la falta de captura de ejemplares pequeños en un sitio puede deberse a que las escamas delgadas y el tamaño pequeño de los juveniles provoca que sean susceptibles a la depredación por aves y peces, por lo que optan por hábitats más crípticos. En el caso de Nicaragua, estos hábitats podrían ser madrigueras o escondites entre árboles y escombros en la orilla del lago y ríos, haciendo difícil atraparlos.

Otro aspecto observado respecto a la talla de los ejemplares en el sureste del Lago de Nicaragua, es que los más grandes eran machos. Las discrepancias entre la longitud máxima de machos y hembras de una especie de loricárido pueden deberse a las diferencias en la inversión de energía, como por ejemplo, al invertir las hembras más energía en la reproducción (producción de huevos) que en crecimiento, resultando en que las hembras sean de menor tamaño (Mazzoni & Camaraschi, 1995; Jumawan, Herrera, Jumawan & Vallejo, 2016).

En un estudio realizado en Colombia encontraron que en la relación longitud-peso de 11 especies de loricáridos sólo una presentaba un crecimiento alométrico negativo (Barreto et al., 2015). Por otro lado, Gubiani y colaboradores (2009) encontraron al estudiar distintas

especies del estado de Paraná en Brasil, que las cuatro especies de *Hypostomus* que incluyeron en el estudio tienen una relación alométrica negativa entre el peso y la longitud.

Otros estudios también reportan crecimientos isométricos o alométricos negativos para especies de *Hypostomus* (Corrêa, de Oliveira, Pouey & Piedras, 2015; Nobile et al., 2015; Freitas, Dutras & Salvador, 2017). La especie presente en el sureste del Lago de Nicaragua presenta, al igual que otras especies de *Hypostomus*, un crecimiento alométrico negativo (Figura 8), lo que nos indica que la especie crece más rápido de lo que aumenta su masa corporal.

La familia Loricariidae posee gran cantidad de miembros, por lo que las características morfológicas y de crecimiento varían mucho. Por ejemplo, el valor de longitud asintótica puede variar de 3.8 cm a 75 cm según la especie, de igual forma, varía mucho el valor del índice de crecimiento estándar (Gibbs et al., 2013; Barreto et al., 2015). En las especies de menor tamaño el valor de K suele ser más alto, mayor o igual a 0.5; sin embargo, en las especies de mayor tamaño, como lo son especies de los géneros *Hypostomus* y *Pterygoplichthys*, se encuentran valores de K bajos, entre 0.2 y 0.4. (Gibbs et al., 2013; Barreto et al., 2015).

Un ejemplo de lo anterior es la especie *Hypostomus niceforoi* en Colombia, la cual alcanza una longitud asintótica de 18 cm y un valor de K de 0.3, lo que exhibe un crecimiento lento para la especie (Barreto et al., 2015). La especie de loricárido en Nicaragua que tratamos en este trabajo también refleja un crecimiento lento.

Además, en el río Volussia, donde *P. disjunctivus* fue introducido, se obtuvieron valores del parámetro de curvatura de crecimiento (Gibbs et al., 2013), estimado mediante dos métodos, siendo de 0.257 y 0.223, muy cercanos al valor obtenido para la especie en Nicaragua en el presente estudio (Cuadro 4). Sin embargo, el valor de longitud asintótica para *P. disjunctivus* difiere bastante, según el método utilizado, y también con respecto al valor obtenido para pez diablo en Nicaragua. Lo anterior puede deberse a que la talla máxima de estas especies no es igual, siendo mayor para *P. disjunctivus*, por lo que la longitud asintótica difícilmente va a ser parecida, al representar este parámetro los individuos más grandes de una población.

Sá- Oliveira, Angelini, & Isaac- Nahum (2015), en la reserva Amapá en Brasil, estimaron valores de parámetros de crecimiento para dos especies del género *Hypostomus*, *H. emarginatus* y *H. plecostomus*, obtuvieron valores de K de 0.48 y 0.50, y de longitud asintótica de 32.0 y 37.0 cm, estimados a partir de datos de 4 y 25 ejemplares, por lo que es de esperar que estos parámetros de crecimiento difieran de los obtenidos en el presente estudio (Cuadro 4); esto porque con tan pocos ejemplares no es posible representar todas las tallas presentes en la población, y por lo tanto, aún es menos posible darle un seguimiento al crecimiento de la especie.

Además, los ejemplares utilizados para el estudio en la reserva de Amapá no superaron los 27.0 cm, lo cual está muy por debajo de los 39.2 cm que midió el individuo más grande en el presente estudio. Eso se une a que son poblaciones distintas y están sometidas a diferentes condiciones ambientales que limitan el crecimiento, estas diferencias pueden darse al excluir las tallas mayores de la población presente, ya que los organismos suelen crecer de forma más rápida en sus primeros años de vida, lo que hace que el valor de K sea sobreestimado y el valor de L_{∞} subestimado.

Sin embargo, el valor del índice de crecimiento estándar para estas dos especies fue de 2.73 y 2.60, lo cual es cercano al índice de crecimiento estándar estimado para la población de la especie introducida en Nicaragua. Esto hace suponer que los valores de K para las poblaciones brasileñas podrían diferir si se aumentase el número de ejemplares para que la captura represente toda la estructura de tallas de la población.

En cuanto a la tasa de mortalidad, lo que se ha encontrado es que en los sitios donde las especies de loricáridos son nativos, por lo general la mortalidad por pesca es alta y la mortalidad natural, menor, resultando en una tasa de explotación mayor a 0.5, lo que significa que estas poblaciones están sobreexplotadas. Lo anterior es debido a que estas especies son altamente codiciadas por acuaristas y en algunas se debe al consumo de su carne, incluso se les adjudican propiedades afrodisiacas (Barreto et al., 2015). Estos aspectos generan una presión sobre las poblaciones, que hace que sean afectadas, contrario al caso del pez diablo en Nicaragua, donde la mortalidad natural ($M=0.70$) fue mucho mayor que la mortalidad por pesca ($F=0.43$).

La sobreexplotación de especies nativas e introducción de especies exóticas, debido a la actividad del acuarismo, son las consecuencias de tácticas empresariales con la única intención de obtener beneficios económicos, sin respetar la naturaleza (Maceda- Veiga, Domínguez- Domínguez, Escribano- Alacid & Lyons, 2016). Esto puede ser una razón por la que muchas especies de loricáridos se encuentran tan sobreexplotados en sus hábitats nativos, mientras que en otras partes del mundo donde se ha introducido, se considera una peste, como es el caso de Nicaragua, considerado una peste debido a su abundancia (Figura 2).

Relacionado con lo anterior, en un estudio donde se evaluaron la domesticación de las especies más populares en acuarios, es decir, qué tanto dependen la venta y comercio de estas especies de la extracción de ejemplares del hábitat natural, se encontró que el grado de domesticación de las especies de plecos era bajo (Teletchea, 2016). Esto provoca también que estas especies sean explotadas en su hábitat nativo. Caso contrario ocurre en los sitios donde han sido introducidas especies de esta familia, estas poblaciones se encuentran subexplotadas, lo que se refleja con su el índice de explotación bajo (Sumanasinghe & Amarasinghe, 2013). Esto es de esperar al ser una especie que es evitada por los pescadores locales, como en el caso del Lago de Nicaragua, donde el índice de explotación fue menor a 0.5, representando una población subexplotada.

Por otra parte, en distintos países donde se han encontrado loricáridos introducidos, se ha empezado a incentivar su consumo, y/o a buscar formas de aprovecharlo. Tal es el caso de México, donde se ha probado su uso en la fabricación de harina para alimento de corderos y tilapias, así como su posible uso como abono de cultivos (Monares-Gallardo, Ceja-Torres, Escalera-Gallardo, Vázquez-Gálvez, & Ochoa-Estrada, 2012; Tejeda-Arroyo et al., 2015; Escalera-Gallardo, Arroyo-Damián, Moncayo-Estrada & Zarazúa, 2012; Filigrana, 2016).

En el sureste del Lago de Nicaragua, así como la mayoría de las pesquerías a nivel mundial, han visto diezmada la captura de especies de interés comercial. En el sureste de dicho lago, especies que en algún momento fueron de gran importancia comercial y frecuentes en las redes de los pescadores, ya son poco comunes en las capturas, tales son los casos de especies como el gaspar (*Atractosteus tropicus*), el robalo (*Centropomus spp.*) y el lagunero (*Parachromis dovii*). Sin embargo, la condición subexplotada (índice de

explotación menor a 0.5) de la especie de loricárido en el área, refleja una oportunidad para los pescadores locales para extraer un recurso abundante (Figura 3) y evitar la extracción de especies locales.

Conclusiones

- Existe una relación entre la abundancia de los peces diablo y la profundidad en el sureste del Lago de Nicaragua, esto podría facilitar la localización de sitios donde sea abundante su captura.
- Los loricáridos en el sureste del Lago de Nicaragua exhiben un período reproductivo extendido, siendo casi nulo el período de quiescencia, esto difiere con otras partes del mundo.
- El uso de redes agalleras en sitios y momentos donde la profundidad es mayor, representa una forma efectiva de capturar esta especie introducida; ya que con este método puede llegar a representar hasta un 90% de la captura total, convirtiéndolo en un recurso fácil de obtener y explotar.
- El tiempo adecuado para concentrar capturas se reflejó en el Índice de Optimización de Captura, que en el caso de Nicaragua sería en los meses más lluviosos, setiembre y octubre.
- La tasa de mortalidad natural fue mayor a la tasa de mortalidad por pesca, por lo que el recurso de los loricáridos en el sureste del Lago de Nicaragua se encuentra subexplotado.
- Los parámetros poblacionales muestran que *Hypostomus* sp. en el sureste del Lago de Nicaragua es de crecimiento lento y longevo, algo que parece caracterizar a estas especies.

Recomendaciones

- Realizar torneos de pesca, en fechas donde la población de la especie invasora sea más susceptible y se afecte en lo mínimo posible a las especies nativas, lo que en el caso de

Nicaragua sería en setiembre y octubre. Existe un torneo de pesca deportiva en el Departamento de Río San Juan en setiembre, en alguna ocasión se incluyó una categoría de pesca de pez diablo con redes; sería importante volver a incluir dicha categoría, ya que coincide con un período óptimo para el manejo de la especie introducida.

- Dar un valor económico a los plecos en el sureste del Lago de Nicaragua, para que los pescadores locales se motiven a capturarlo, incentivando al consumo local de la especie o mediante su aprovechamiento en la elaboración de otros productos, como lo es la harina de pescado.
- Realizar un estudio similar a este en el Río Frío, Río San Juan y otros ríos que forman parte de la cuenca, donde posiblemente se podrían encontrar plecos juveniles, los cuales no fueron encontrados en el presente estudio en el Lago de Nicaragua y, de esta forma, tratar de identificar zonas de crianza.
- Buscar otros sitios en donde abunden los loricáridos, empezando por sitios en el sureste del Lago de Nicaragua con mayor profundidad, para establecer medidas de manejo de la especie en estos lugares.
- Establecer un plan de monitoreo de la especie introducida, para observar posibles cambios en su abundancia.
- Se debe identificar la especie, más allá del género, esto podría brindar pistas del origen de introducción de la misma y, por lo tanto, contribuir a que no sea introducida en otros sistemas.
- Se debe establecer si los plecos encontrados en otros sitios del Lago de Nicaragua, así como en los ríos que conectan con el lago y ríos del norte de Costa Rica pertenecen a una misma población o son poblaciones distintas.
- Se debe evaluar la dieta de esta especie en Nicaragua para identificar posibles repercusiones que cause en el ecosistema.
- Evaluar los posibles depredadores de los loricáridos en la zona, debido a que pueden funcionar como método alternativo para el control biológico de los plecos.

Referencias bibliográficas

- Álvarez-León, R. (2009). Importance of the fish Diet for Giant River Otters (*Pteronura Brasiliensis*) (Carnivora: Mustelidae) in Colombia. *Luna Azul*, 28, 8-14.
- Angulo, A., Garita-Alvarado, C. A., Bussing, W. A., & López, M. I. (2013). Annotated checklist of the freshwater fishes of continental and insular Costa Rica: additions and nomenclatural revisions. *Check List*, 9(5), 987-1019.
- Armbruster, J. W. (2004). Phylogenetic relationships of the suckermouth armoured catfishes (Loricariidae) with emphasis on the Hypostominae and the Ancistrinae. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 141(1), 1-80.
- Armbruster, J. W., & Page, L. M. (2006). Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). *Neotropical Ichthyology*, 4(4), 401-410.
- Armbruster, J. W., Werneke, D. C., & Tan, M. (2015). Three new species of saddled loricariid catfishes, and a review of Hemiancistrus, Peckoltia, and allied genera (Siluriformes). *ZooKeys*, 480, 97-123.
- Audzijonyte, A., Kuparinen, A., Gorton, R., & Fulton, E. A. (2013). Ecological consequences of body size decline in harvested fish species: positive feedback loops in trophic interactions amplify human impact. *Biology Letters*, 9(2). doi: 10.1098/rsbl.2012.1103
- Barreto C.G., Ortega-Lara, A., Córdoba-Rojas D.F., Rangel-Durán M.R., Amado-Loaiza A.C., Puentes V. (2015). Biología Pesquera de las Principales Especies de Peces Ornamentales Continentales de Colombia. Ortega-Lara A., Córdoba D.F., Barreto C.G., Barbosa L.S. (Eds.). Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca. Fundación FUNINDES ©. 152 p.

- Britton, J. R., Gozlan, R. E., & Copp, G. H. (2011). Managing non- native fish in the environment. *Fish and fisheries*, 12(3), 256-274.
- Buck, S., & Sazima, I. (1995). An assemblage of mailed cat fishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyological exploration of freshwaters*, 6, 325-332.
- Bunkley-Williams, L. U. C. Y., Williams Jr, E. H., Lilystrom, C. G., Corujo-Flores, I., Zerbi, A. J., Aliaume, C., & Churchill, T. N. (1994). The South American sailfin armored catfish, *Liposarcus multiradiatus* (Hancock), a new exotic established in Puerto Rican fresh waters. *Caribbean Journal of Science*, 30(1-2), 90-94.
- Bussing, W. A. (Ed.). (2002). *Peces de las aguas continentales de Costa Rica*. San José, Costa Rica: Editorial de la Universidad de Costa Rica.
- Celestino, L. F., Sanz- Ronda, F. J., Kashiwaqui, E. A. L., Celestino, E. F., Makrakis, M. C., & Makrakis, S. (2017). Daily movement behavior of two Neotropical armored catfish species (*Ancistrus* aff. *cirrhosus* Valenciennes, 1836 and *Hypostomus ancistroides* Ihering, 1911) at a road- stream crossing culvert. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(6), 1092-1099.
- Chaichana, R., & Jongphadungkiet, S. (2012). Assessment of the invasive catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) in Thailand: ecological impacts and biological control alternatives. *Tropical Zoology*, 25(4), 173-182.
- Clavero, M., & García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20(3), 110-110.
- Closs, G. P., Ludgate, B., & Goldsmith, R. J. (2001). Controlling European perch (*Perca fluviatilis*): lessons from an experimental removal. *Proceedings of the workshop: Managing invasive freshwater fish in New Zealand*, 10-12.
- Coleman, F. C., Koenig, C. C., Huntsman, G. R., Musick, J. A., Eklund, A. M., McGovern, J. C., Sedberry, G. R., Chapman, R. W., & Grimes, C. B. (2000). Long-lived reef fishes: the grouper-snapper complex. *Fisheries*, 25(3), 14-21.

- Cook-Hildreth, S. L. (2008). *Exotic Armored Catfishes in Texas: Reproductive Biology, and Effects of Foraging on Egg Survival of Native Fishes (Etheostoma fonticola, Endangered and Dionda diaboli, Threatened)*. Tesis de maestría no publicada. Texas State University-San Marcos, Texas Estados Unidos.
- Cook-Hildreth, S. L., Bonner, T. H., & Huffman, D. G. (2016). Female reproductive biology of an exotic suckermouth armored catfish (Loricariidae) in the San Marcos River, Hays Co., Texas, with observations on environmental triggers. *BioInvasions Record*, 5(3).
- Corea, J. T., Hernández, G. M., Solís, V., & Aguilar, A. J. (2014). Distribución y abundancia de peces de la familia Loricariidae (Pleco) y su relación con los peces de interés comercial en los alrededores de la Isla de Ometepe. *Encuentro*, (98), 44-59.
- Corrêa, F., de Oliveira, E. F., Pouey, J., & Piedras, S. (2015). Length- weight relationships of 18 fish species from the Siluriformes order in a hydrographic subtropical basin in southern Brazil. *Journal of applied ichthyology*, 31(5), 948-950.
- Crooks, J. A. (2002). Characterizing ecosystem- level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97(2), 153-166.
- Delariva, R. L., & Agostinho, A. A. (2001). Relationship between morphology and diets of six Neotropical loricariids. *Journal of Fish Biology*, 58(3), 832-847.
- Duarte, S., Araújo, F. G., Sales, A., & Bazzoli, N. (2007). Morphology of gonads, maturity and spawning season of *Loricariichthys spixii* (Siluriformes, Loricariidae) in a Subtropical Reservoir. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(6), 1019-1032.
- Erdogan, Z., Torcu Koc, H., Gungor, S., & Ulunehir, G. (2014). Age, growth and reproductive properties of an invasive species *Carassius gibelio* (Bloch, 1782)(Cyprinidae) in the Ikizcetepeler Dam Lake (Balikesir), Turkey. *Periodicum biologorum*, 116(3), 285-291.

- Escalera-Gallardo, C., Arroyo-Damián, M., Moncayo-Estrada, R., & Zarazúa, J. A. (2012). Pesquería Sustentable y Desarrollo Local. Uso y Aprovechamiento Potencial del Pez Diablo. *Desarrollo Local y Empresa*, 39.
- Eschmeyer, W. N. & Fong, J. D. (2019). Species by Family/Subfamily. Recuperado de <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp>
- Fialho, A. P., Oliveira, L. G., Tejerina-Garro, F. L., & de Mérona, B. (2008). Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598(1), 315-324.
- Filigrana, G. (2016). Uso de la harina de pez diablo (*Pterygoplichthys* spp) en la alimentación de tilapia nilótica (*Oreochromis niloticus*).
- Freitas, T. M. S., Dutra, G. M., & Salvador, G. N. (2017). Length–weight relationships of 18 fish species from Paraíba do Sul basin, Minas Gerais, Brazil. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(3), 652-654.
- Gadea, E., Velkis (2003). Estudio biológico pesquero de las especies comerciales en San Carlos y Solentiname. Río San Juan, Nicaragua. Asociación de Cooperación Rural en África y América Latina (ACRA), 20-58
- Gaeta, J. W., Hrabik, T. R., Sass, G. G., Roth, B. M., Gilbert, S. J., & Vander Zanden, M. J. (2015). A whole-lake experiment to control invasive rainbow smelt (*Actinoperygii*, Osmeridae) via overharvest and a food web manipulation. *Hydrobiologia*, 746(1), 433-444.
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., & Vilá, M. (2015). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22, 151–163.
- Gallardo-Cabello, M., Sarabia-Méndez, M., Espino-Barr, E., & Anislado-Tolentino, V. (2010). Biological aspect of *Lutjanus peru* in Bufadero Bay, Michoacan, Mexico: growth, reproduction and condition factors. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45, 205-215.

- García-Alzate, C. A., Román-Valencia, C., & Barrero, A. M. (2012). Biología alimentaria y reproductiva de *Farlowella vittata* (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Güejar, Orinoquía, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 60(4), 1873-1888.
- Gerhard, P., Moraes, R., & Molander, S. (2004). Stream fish communities and their associations to habitat variables in a rain forest reserve in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 71(4), 321-340.
- Gibbs, M. A., Kurth, B. N., & Bridges, C. D. (2013). Age and growth of the loricariid catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*, 8(2).
- Gibbs, M., Watson, P., Johnson-Sapp, K., & Lind, C. (2017). Reproduction revisited--a decade of changes in the reproductive strategies of an invasive catfish, *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber, 1991), in Volusia Blue Spring, Florida. *Aquatic Invasions*, 12(2).
- Gubiani, E. A., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2009). Length-length and length-weight relationships for 48 fish species from reservoirs of the Paraná State, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 14(4), 289-299.
- Gulland, J. A. (1971). *Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces*. Zaragoza, España: Acribia.
- Härer, A., Torres- Dowdall, J., & Meyer, A. (2017). The imperiled fish fauna in the Nicaragua Canal zone. *Conservation Biology*, 31(1), 86-95.
- Hein, C. L., Vander Zanden, M., & Magnuson, J. J. (2007). Intensive trapping and increased fish predation cause massive population decline of an invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 52(6), 1134-1146.
- Hernández, A. & Saborido, F. (Eds.). (2007). Abundancia relativa de los peces en la costa oriental del lago de Nicaragua. Managua: MARENA.
- Hernández-Portocarrero, A., Domínguez-Petit, R., & Saborido-Rey, F. (2015). Reproductive tactics of the freshwater fish *Brycon guatemalensis* (Teleostei: characidae) in the Lake Nicaragua. *Environmental Biology of Fishes*, 98(2), 535-546.

- Hooker, E., Chow-Wong, K., Rivas, K., Erikson, R., Ahlgren, I., & Ahlgren, G. (1999). Producción Primaria y la Estimación del Rendimiento Potencial Pesquero en el Lago Cocibolca, Nicaragua (Informe técnico). Managua, Nicaragua: Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA)-Centro de Investigaciones Pesqueras (CIPA).
- Hoover, J. J., Killgore, K. J., & Cofrancesco, A. F. (2004). Suckermouth catfishes: threats to aquatic ecosystems of the United States. *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*, 4(01), 1-9.
- Hoover, J. J., Murphy, C. E., & Killgore, J. (2014). Ecological Impacts of Suckermouth Catfishes (Loricariidae) in North America: A Conceptual Model. *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*, 14(1), 1-20.
- IFS. (2004). Carp management program report lakes Crescent and Sorell, 1995–June 2004. Inland Fisheries Service, Hobart. Recuperado de <http://www.ifs.tas.gov.au/carp.html>
- INPESCA. (2016). Anuario pesquero y acuícola. Instituto Nicaragüense de la pesca y acuicultura. Recuperado de <http://www.inpesca.gob.ni/>
- Jayaratne, R., & Surasinghe, T. (2011). General ecology and habitat selectivity of fresh water fishes of the Rawan Oya, Kandy, Sri Lanka. *Sabaragamuwa University Journal*, 9(1).
- Jumawan, J. C., Herrera, A. A., Jumawan, J. H., & Vallejo Jr, B. (2016). Size structure and reproductive phenology of the Suckermouth sailfin catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* (Weber 1991) from Marikina River, Philippines. *J Agri Biol Sci*, 11(1), 19-23.
- Karunaratna, D. M. S. S., Amarasinghe, A. T., & Ekanayake, E. M. K. B. (2008). Observed predation on a suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) by a water monitor (*Varanus salvator*) in Bellanwila-Attidiya Sanctuary. *Biawak*, 2(1), 37-39.
- King, M. (2013). *Fisheries biology, assessment and management*. John Wiley & Sons.
- King, M. (Ed.). (2007). *Fisheries biology, assessment and management*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd.

- Knapp, R. A., & Matthews, K. R. (1998). Eradication of nonnative fish by gill netting from a small mountain lake in California. *Restoration ecology*, 6(2), 207-213.
- Knight, J. D. M. (2010). Invasive ornamental fish: a potential threat to aquatic biodiversity in peninsular India. *Journal of Threatened Taxa*, 2(2), 700-704.
- Kolar, C. S., Courtenay Jr, W. R., Nico, L. G., & Hubert, W. (2010). Managing undesired and invading fishes. *Inland fisheries management in North America, 3rd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland*, 213-259.
- Krishnakumar, K., Raghavan, R., Prasad, G., Bijukumar, A., Sekharan, M., Pereira, B., & Ali, A. (2009). When pets become pests—exotic aquarium fishes and biological invasions in Kerala, India. *Current Science*, 97(4), 474-476.
- Leal, E., & Oyarzún, C. (2002). Parámetros Biológico-Pesqueros de Reineta *Brama australis* Valenciennes 1837 en la zona de pesca de Lebu (37° 37's.-73° 40'w), Chile. *Gayana*, 66(2), 231-235.
- Liang, S. H., Wu, H. P., & Shieh, B. S. (2005). Size Structure, Reproductive Phenology, and Sex Ratio of an Exotic Armored Catfish (*Liposarcus multiradiatus*) in the Kaoping River of Southern Taiwan. *Zoological Studies*, 44(2), 252-259.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. & de Poorter, M. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database.* IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group, Auckland, Nueva Zelanda.
- Lozano-Vilano, M., Contreras-Balderas, A. J., & Elena García-Ramírez, M. (2006). Eradication of spotted jewelfish, *Hemichromis guttatus*, from Poza San Jose del Anteojo, Cuatro Ciénegas Bolson, Coahuila, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 51(4), 553-555.
- Maceda- Veiga, A., Domínguez- Domínguez, O., Escribano- Alacid, J., & Lyons, J. (2016). The aquarium hobby: can sinners become saints in freshwater fish conservation?. *Fish and fisheries*, 17(3), 860-874.

- Maceda-Veiga, A., Escribano-Alacid, J., de Sostoa, A., & García-Berthou, E. (2013). The aquarium trade as a potential source of fish introductions in southwestern Europe. *Biological Invasions*, 15(12), 2707-2716.
- Maradiaga, J. E. (2009). *Alerta Temprana y Detección Precoz del Pez Diablo en Lago Cocibolca*. (Informe de Resultados). Managua, Nicaragua: Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA)-Ministerio del Ambiente y Recursos Naturales (MARENA).
- Matamoros, W. A., McMahan, C. D., Mejia, C. R., House, P. H., Armbruster, J. W., & Chakrabarty, P. (2016). First record of the non-native suckermouth armored catfish *Hypostomus cf. niceforoi* (Fowler 1943) (Siluriformes: Loricariidae) from Central America. *Occasional Papers of the Museum of Natural Science, Louisiana State University*, 87.
- Mayor-Victoria, R., & Botero-Botero, A. (2010). Diet of the Neotropical Otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) in The Roble River, upper Cauca basin, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(1), 237-244.
- Mazzoni, R., & Caramaschi, E. P. (1995). Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus*. *Journal of Fish Biology*, 47(5), 841-849.
- Mazzoni, R., & Caramaschi, E. P. (1997). Observations on the reproductive biology of female *Hypostomus luetkeni* Lacépède 1803. *Ecology of Freshwater Fish*, 6(1), 53-56.
- Mazzoni, R., Lemos, F. D. S., & Iglesias-Rios, R. (2009). Spatial variation of five co-existing siluriformes in an atlantic rain forest drainage. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(1), 127-133.
- McCrary, J. K., Murphy, B. R., Stauffer Jr, J. R., & Hendrix, S. S. (2007). Tilapia (Teleostei: Cichlidae) status in Nicaraguan natural waters. *Environmental Biology of Fishes*, 78(2), 107-114.
- McKaye, K. R., Ryan, J. D., Stauffer Jr, J. R., Perez, L. J. L., Vega, G. I., & van den Berghe, E. P. (1995). African tilapia in Lake Nicaragua. *BioScience*, (45), 406-411.

- McNeely, J. A. (Ed.). (2001). *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species*. Cambridge, Reino Unido: IUCN Publications Services Unit.
- Mendoza, J., Sánchez, R. & Barnutti, R. (2008). Diagnóstico de la presencia del *Hypostomus plecostomus* (Pez Diablo) basado en la literatura consultada y en la participación de personas involucrados en la actividad pesquera del Gran Lago de Nicaragua (Informe técnico). Managua, Nicaragua: Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA)-Centro de Investigaciones Pesqueras (CIPA).
- Mildenberger, T. K., Taylor, M. H., & Wolff, M. (2017). TropFishR: an R package for fisheries analysis with length- frequency data. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(11), 1520-1527.
- Mildenberger, T. K., Taylor, M. H., & Wolff, M. (2018). TropFishR. R package version 1.6.0.
- Molina-Arias, A., Herrera-Solano, D., & Rodríguez-Quirós, L. M. (2010). Informe de peces diablo (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca del río Reventazón, Costa Rica. *Brenesia*, 73/74, 135-136.
- Monares-Gallardo, I., Ceja-Torres, L. F., Escalera-Gallardo, C., Vázquez-Gálvez, G., & Ochoa-Estrada, S. (2012). Tamaño de partícula y tiempo de aplicación pre-siembra de harina de pescado (*Plecostomus* spp.) en producción de calabacita. *Terra Latinoamericana*, 30(2), 147-155.
- Montenegro-Guillén, S. (2003). *Lake Cocibolca/Nicaragua*. Recuperado de http://www.worldlakes.org/uploads/cocibolca_30Sep04.pdf
- Neilson, K., Kelleher, R., Barnes, G., Speirs, D., & Kelly, J. (2004). Use of fine- mesh monofilament gill nets for the removal of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) from a small lake complex in Waikato, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38(3), 525-539.
- Nelson, J. S. (Ed.). (2006). *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons.

- Nico, L. G. (2010). Nocturnal and diurnal activity of armored suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) associated with wintering Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Neotropical Ichthyology*, 8(4), 893-898.
- Nico, L. G., Jelks, H. L., & Tuten, T. (2009). Non-native suckermouth armored catfishes in Florida: description of nest borrows and burrow colonies with assessment of shoreline conditions. *Aquatic Nuisance Species Research Program Bulletin*, 9(01), 1-30.
- Nico, L. G., Loftus, W. F., & Reid, J. P. (2009). Interactions between non-native armored suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) and native Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*) in artesian springs. *Aquatic Invasions*, 4(3), 511-519.
- Nobile, A. B., Brambilla, E. M., de Lima, F. P., Freitas- Souza, D., Bayona- Perez, I. L., & Carvalho, E. D. (2015). Length–weight relationship of 37 fish species from the Taquari River (Paranapanema Basin, Brazil). *Journal of Applied Ichthyology*, 31(3), 580-582.
- Ogle, D. H. (2016). *Introductory fisheries analyses with R*. Chapman and Hall/CRC.
- Padilla, D. K., & Williams, S. L. (2004). Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(3), 131-138.
- Parker, B. R., Schindler, D. W., Donald, D. B., & Anderson, R. S. (2001). The effects of stocking and removal of a nonnative salmonid on the plankton of an alpine lake. *Ecosystems*, 4(4), 334-345.
- Parker, J. D., Torchin, M. E., Hufbauer, R. A., Lemoine, N. P., Alba, C., Blumenthal, D. M., Bossdorf, O., Byers, J. E., Dunn, A. M., Heckman, R. W., Hejda, M., Jarosik, V., Kanarek, A. R., Martin, L. B., Perkins, S. E., Pysek, P., Schierenbeck, K., Schloder, C., Van Klinken, R., Vaughn, K. J., Williams, W., & Wolfe, L. M. (2013). Do invasive species perform better in their new ranges?. *Ecology*, 94(5), 985-994.

- Pauly, D. (Eds.).(1984). *Fish population dynamics in tropical waters: A manual for use with programmable calculators*. Manila, Filipinas: International Center for Living Marine Resources Management.
- Pauly, D., & Mines, A. N. (Eds.). (1982). *Small-scale fisheries of San Miguel Bay, Philippines: biology and stock assessment*. Quezon City, Philippines: Institute of Fisheries Development and Research, College of Fisheries, University of the Philippines in the Visayas.
- Pauly, D., & Munro, J. L. (1984). Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, 2(1), 1-21.
- Pound, K. L., Nowlin, W. H., Huffman, D. G., & Bonner, T. H. (2011). Trophic ecology of a nonnative population of suckermouth catfish (*Hypostomus plecostomus*) in a central Texas spring-fed stream. *Environmental Biology of Fishes*, 90(3), 277-285.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <http://www.R-project.org/>
- Reis, R. E., Pereira, E. H., & Armbruster, J. W. (2006). Delturinae, a new loricariid catfish subfamily (Teleostei, Siluriformes), with revisions of *Delturus* and *Hemipsilichthys*. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 147(2), 277-299.
- Ríos-Muñoz, C. A. (2015). Depredación de pez diablo (Loricariidae: Pterygoplichthys) por el cormorán oliváceo (*Phalacrocorax brasilianus*) en Villahermosa, Tabasco, México. *Huitzil*, 16(2), 62-65.
- Rueda-Jasso, R. A., Campos-Mendoza, A., Arreguín-Sánchez, F., Díaz-Pardo, E., & Martínez-Palacios, C. A. (2013). The biological and reproductive parameters of the invasive armored catfish *Pterygoplichthys disjunctivus* from Adolfo López Mateos El Infiernillo Reservoir, Michoacán-Guerrero, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(1), 318-326.
- Sabido-Itzá, M. M., Medina-Quej, A., de Jesús-Navarrete, A., Gómez-Poot, J. M., & del Carmen García-Rivas, M. (2015). Uso de la Estructura de tallas como evidencia del establecimiento poblacional del pez león *Pterois volitans* (Scorpaeniformes:

- Scorpaenidae) en el sur del Caribe Mexicano. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 64(1), 353-362.
- Sala, E., Ballesteros, E., & Starr, R. M. (2001). Rapid decline of Nassau grouper spawning aggregations in Belize: fishery management and conservation needs. *Fisheries*, 26(10), 23-30.
- Sallan, L., & Galimberti, A. K. (2015). Body-size reduction in vertebrates following the end-Devonian mass extinction. *Science*, 350(6262), 812-815.
- Sá- Oliveira, J. C., Angelini, R., & Isaac- Nahum, V. J. (2015). Population parameters of the fish fauna in a long- established Amazonian reservoir (Amapá, Brazil). *Journal of Applied Ichthyology*, 31(2), 290-295.
- Sierra, J. C. (2012). *Shapefiles Nicaragua*. Recuperado el 9 de mayo del 2016 de <http://juanchosierrar.blogspot.com/2012/10/descarga-shapefiles-de-nicaragua.html>
- Silva, P., & Kurukulasuriya, M. (2010). Invasive alien fauna in Sri Lanka—Introduction, spread, impacts and management. En B. Marambe, P. Silva, S. Wijesundara & N. Atapattu (Eds.), *Invasive Alien Species in Sri Lanka – Strengthening Capacity to Control Their Introduction and Spread*, (pp 39-61). Sri, Lanka, Biodiversity Secretariat of the Ministry of Environment.
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galili, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., & Villa, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.
- Sparre, P. & Venema, S. C. (Eds.).(1995). *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. Santiago, Chile: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO).
- Sultana, M., & Hashim, Z. H. (2015). Invasive Alien Fish Species in Freshwater of the Continents. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 8(2), 63-74.

- Sumanasinghe, H. W., & Amarasinghe, U. S. (2013). Population dynamics of accidentally introduced Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes, Loricariidae) in Pologolla reservoir, Sri Lanka. *Sri Lanka J. Aquat. Sci*, 18, 37-45.
- Schwamborn, R., Mildenerger, T. K., & Taylor, M. H. (2019). Assessing sources of uncertainty in length-based estimates of body growth in populations of fishes and macroinvertebrates with bootstrapped ELEFAN. *Ecological Modelling*, 393, 37-51
- Tagliafico, A., Rago, N., Lárez, A., & Rangel, S. (2012). Estructura de talla de 20 especies de peces capturados por la flota artesanal de La Isla de Margarita, Venezuela. *Ciencia*, 20(4), 213-228.
- Tejeda-Arroyo, E., Cipriano-Salazar, M., Camacho-Díaz, L. M., Salem, A. Z. M., Kholif, A. E., Elghandour, M. M. M. Y., DiLorenzo, N., & Cruz-Lagunas, B. (2015). Diet inclusión of devil fish (*Plecostomus* spp.) silage and its impacts on ruminal fermentation and growth performance of growing lambs in hot regions of Mexico. *Tropical animal health and production*, 47(5), 861-866.
- Teletchea, F. (2016). Domestication level of the most popular aquarium fish species: is the aquarium trade dependent on wild populations. *Cybium*, 40(1), 21-29.
- Teresa, F. B., & Casatti, L. (2013). Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. *Neotropical Ichthyology*, 11(2), 395-402.
- Thorson, T. B. (1971). Movement of bull sharks, *Carcharhinus leucas*, between Caribbean Sea and Lake Nicaragua demonstrated by tagging. *Copeia*, 1971(2), 336-338.
- Thorson, T. B. (1976). Observations on the reproduction of the sawfish, *Pristis perotteti*, in Lake Nicaragua, with recommendations for its conservation. En T.B. Thorson (Ed.), *Investigations of the Ichthyofauna of Nicaraguan lakes* (pp. 641-650). Lincoln: University of Nebraska-Lincoln).
- Thorson, T. B. (1982a). Life history implications of a tagging study of the largetooth sawfish, *Pristis perotteti*, in the Lake Nicaragua-Rio San Juan system. *Environmental Biology of Fishes*, 7(3), 207-228.

- Thorson, T. B. (1982b). The impact of commercial exploitation on sawfish and shark populations in Lake Nicaragua. *Fisheries*, 7(2), 2-10.
- Vammen, K., Pitty, J., & Montenegro, S. (2006). Evaluación del Proceso de Eutroficación del Lago Cocibolca, Nicaragua y sus Causas en la Cuenca (Informe técnico). Managua, Nicaragua: Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura (INPESCA)-Centro de Investigaciones Pesqueras (CIPA).
- Viquez, R. (2017). Abundancia relativa de la especie exótica pez diablo (*Hemiancistrus aspidolepis*), en el Humedal Ramsar Caribe Noreste, como complemento a la línea base elaborada durante mayo y junio de 2016, para disponer de información anual que consolide la toma de decisiones respecto a esta especie. Informe elaborado para: Proyecto Humedales, Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC), Ministerio del Ambiente y Energía (MINAE).
- Vredenburg, V. T. (2004). Reversing introduced species effects: experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(20), 7646-7650.
- Wakida-Kusunoki, A. T., & Amador-del Ángel, L. E. (2011). Aspectos biológicos del pleco invasor *Pterygoplichthys pardalis* (Teleostei: Loricariidae) en el río Palizada, Campeche, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(3), 870-878.
- Willard, D. E. (1985). Comparative feeding ecology of twenty-two tropical piscivores. *Ornithological Monographs*, 788-797.
- Wu, L. W., Liu, C. C., & Lin, S. M. (2011). Identification of exotic sailfin catfish species (*Pterygoplichthys*, Loricariidae) in Taiwan based on morphology and mtDNA sequences. *Zoological Studies*, 50(2), 235-246.

Anexos

Anexo 1. Fotografía de *Hypostomus* sp., y algunas características generales de esta especie



Descripción: las especies pertenecientes a la familia Loricariidae se distinguen por un cuerpo cubierto por placas óseas, una aleta adiposa que cuando está presente posee una espina y una boca en posición ventral (Nelson, 2006). Las especies del género *Hypostomus* se distinguen por tener una aleta dorsal de menor tamaño que otros géneros, y con menos de nueve radios (Hoover et al. 2004). Usualmente tienen patrones de manchas en su cuerpo y su tamaño varía entre 14 y 50 cm, dependiendo de la especie y edad (Hoover et al. 2004).

Distribución: los miembros de la familia Loricariidae son nativos dulceacuícolas de todo Suramérica (excepto en Chile), Panamá y ríos del Pacífico Sur de Costa Rica, (Bussing, 2002; Armbruster & Page, 2006; Nelson, 2006); sin embargo, estas especies han sido introducidas en muchos sitios fuera de su distribución natural.

Hábitat: dulceacuícolas, asociadas al fondo.

Alimentación: ramonean el fondo, rocas, troncos o vegetación, consumiendo principalmente microalgas y otro tipo de materia vegetal (García-Alzate, Román-Valencia & Barrero, 2012).

Anexo 2. Disección de una hembra de *Hypostomus* sp. donde se observan las gónadas



Anexo 3. Material utilizado para la captura de peces con colaboración de pescadores locales



Anexo 4. Imagen de *Hypostomus* sp. capturados en red de 4.5” de luz de malla



Anexo 5. Lista de especies capturadas en el sureste del Lago de Nicaragua.

- 1) *Astyanax sp.* (sardina)
- 2) *Archocentrus centrarchus* (viejito)
- 3) *Amphilophus citrinellus* (Mojarra)
- 4) *Amphilophus labiatus* (Mojarra)
- 5) *Cribroheros longimanus* (Mojarra)
- 6) *Amatitlania nigrofasciata* (especie actualmente en revisión para la zona).
- 7) *Cribroheros rostratus* (Mojarra, Masamiche)
- 8) *Amatitlania siquia* (Mojarra)
- 9) *Brycon costaricensis* (Machaca)
- 10) *Astyanax bransfordii* (sardina)
- 11) *Centropomus parallelus* (Robalo)
- 12) *Centropomus pectinatus* (Robalo)
- 13) *Dorosoma chavesi* (sardina)
- 14) *Gobiomorus dormitor* (gua vina)
- 15) *Hypsophrys nematopus* (Moga)
- 16) *Hypsophrys nicaraguensis* (Moga)
- 17) *Hypostomus sp.* (Pez Diablo, Pleco)
- 18) *Oreochromis aureus* (Tilapia)
- 19) *Pomadasys crocro* (Roncador)
- 20) *Parachromis managuensis* (Guapote)
- 21) *Rhamdia guatemalensis* (Barbudo)
- 22) *Rhamdia nicaraguensis* (Barbudo)
- 23) *Roeboides bouchellei* (sardina)
- 24) *Synbranchus marmoratus* (Anguila)

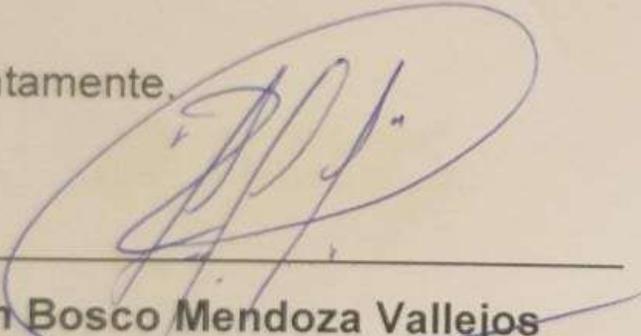
Anexo 6. Carta de recepción de información de parte de Instituto Nicaragüense de pesca y acuicultura.

Constancia

Por medio de la presente hago constar que Alexander Tisseaux Navarro estudiante de la licenciatura en Biología Marina de la Universidad Nacional de Costa Rica. Me entregó vía correo un documento con los conclusiones y recomendaciones de la tesis titulada Aspectos Biológicos de una especie Introducida de pez diablo *Hypostomus* spp. (Loricariidae) en el sureste del Lago de Nicaragua. Con el fin de informar a la oficina de Pesca Deportiva y Ornamental del Instituto Nicaragüense de la Pesca y Acuicultura INPESCA de los resultados de la tesis.

En la ciudad de Managua, a los 04 días del mes de noviembre del 2019.

Atentamente,



Juan Bosco Mendoza Vallejos

Tel. Oficina (505) 2244 -2401 ext. 139

Celular (505) 86048881

Correo: jmendoza@inpesca.gob.ni

C.c. Juanpapalnic_07@yahoo.com