

**ANÁLISIS TAXONÓMICO Y DE RIESGO PARA PECES INTRODUCIDOS DEL
GÉNERO *Pterygoplichthys* Gill, 1858 (LORICARIIDAE: Rafinesque, 1815) EN
LA QUEBRADA CANTARRANA, CUENCA DEL RÍO PATÍA, COLOMBIA**



ALBERTO MONCAYO FERNÁNDEZ

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN

MAESTRÍA EN RECURSOS HIDROBIOLÓGICOS CONTINENTALES

POPAYÁN, CAUCA

2022

**ANÁLISIS TAXONÓMICO Y DE RIESGO PARA PECES INTRODUCIDOS DEL
GÉNERO *Pterygoplichthys* Gill, 1858 (LORICARIIDAE Rafinesque, 1815) EN
LA QUEBRADA CANTARRANA, CUENCA DEL RÍO PATÍA, COLOMBIA**

Autor:

ALBERTO MONCAYO FERNÁNDEZ

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Magister
en Recursos Hidrobiológicos Continentales

Director:

HÉCTOR EMILIO RAMÍREZ CHAVES Ph. D.

Profesor Asistente, Universidad de Caldas

Codirector:

CAMILO ERNESTO ANDRADE SOSSA Cand. Ph. D.

Profesor Titular, Universidad del Cauca

UNIVERSIDAD DEL CAUCA

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN

MAESTRÍA EN RECURSOS HIDROBIOLÓGICOS CONTINENTALES

POPAYÁN, CAUCA

2022

Nota de aceptación



Director: Héctor Emílio Ramírez Chávez Ph. D.
Profesor Asistente, Universidad de Caldas



Codirector: Camilo Ernesto Andrade Sossa Cand. Ph. D.
Profesor Departamento de Biología, Universidad del Cauca

Jurado 1. Luis Germán Gómez Bernal Ph. D.
Profesor Titular Departamento de Biología, Universidad del Cauca



Jurado 2. José Iván Mojica Corzo Ph. D.
Profesor Afiliado Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia

Fecha de sustentación: Día (8) Mes (4) Año (2022)

A Laura y Jose

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, agradecer a Dios por la vida, por permitirme estar aquí aprendiendo cada día algo nuevo y aportando a la generación de conocimiento, ideas y nuevos retos.

Agradecimiento a la Universidad del Cauca, al Posgrado de la Maestría en Recursos Hidrobiológicos Continentales, en especial al profesor y coordinador Camilo Ernesto Andrade Sossa por su valiosa gestión durante el desarrollo del plan de estudios del posgrado, así como también a los diferentes profesores que nos ilustraron con su amplia experiencia y trayectoria en cada una asignaturas cursadas: Douglas Rodríguez Olarte, Pablo Ortiz, Fernando Trujillo, Federico Mosquera, Santiago Duque, Castor Guisande, Manuel Elías, Darwin Hoyos.

Agradecimiento especial al equipo de trabajo de la presente investigación: al director Héctor Emilio Ramírez Chaves por su compromiso, eficiencia y apoyo durante el desarrollo del trabajo. A Paula A. Ossa-López, Jose J. Henao-Osorio, Fredy A. Rivera-Páez del Grupo de Investigación en Genética, Biodiversidad y Manejo de Ecosistemas (GEBIOME) del Departamento de Ciencias Biológicas de la Universidad de Caldas por su valioso apoyo y colaboración en los análisis genéticos.

A los evaluadores y jurados del presente trabajo: al profesor José Iván Mojica del Instituto Ciencias Naturales de la Universidad Nacional, y al profesor Luis Germán Gómez del departamento de Biología de la Universidad del Cauca, por sus valiosos aportes y observaciones durante la revisión del trabajo de grado. Adicionalmente, agradecer al profesor Charles Nates del departamento de Biología de la Universidad del Cauca y a Oscar Lasso Alcalá del Instituto La Salle por sus aportes durante la revisión inicial de la propuesta de investigación.

Finalmente, agradecer a todos y cada uno de los que hicieron parte en este proceso de formación: A mi familia, mi esposa, mi hijo y grandes amigos que comparten cada logro y cada momento buscando siempre dar lo mejor.

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	10
2. PLANTEAMIENTO Y FORMULACIÓN DEL PROBLEMA.....	13
3. OBJETIVOS	15
3.1. GENERAL.....	15
3.2. ESPECÍFICOS.....	15
4. JUSTIFICACIÓN	16
5. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE	18
5.1. LA FAMILIA LORICARIIDAE Rafinesque, 1815	18
5.1.1. Aspectos morfológicos	18
5.1.2. Diversidad en Colombia	18
5.1.3. El género <i>Pterygoplichthys</i> Gill, 1858.....	18
5.2. IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA	19
5.2.1. La morfometría y su contribución	19
5.2.2. La morfometría tradicional.....	19
5.2.3. Secuenciación de ADNmt, gen Citocromo b (Cytb).....	20
5.3. INTRODUCCION DE ESPECIES	21
5.4. ANÁLISIS DE RIESGO DE INTRODUCCIONES	22
5.5. ANTECEDENTES GLOBALES Y REGIONALES SOBRE INTRODUCCIONES DE ESPECIES DE <i>Pterygoplichthys</i>	23
6. METODOLOGÍA.....	26
6.1. CAPTURA Y PRESERVACIÓN DE EJEMPLARES	26
6.2. IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA	27
6.2.1. Morfometría tradicional.....	27
6.2.2. Secuenciación del gen Cytb	29
6.3. TRATAMIENTO DE DATOS Y DISEÑO EXPERIMENTAL	30
6.4. ANÁLISIS DE RIESGO DE INTRODUCCIÓN	31
7. RESULTADOS	34
7.1. IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE LA ESPECIE	34

7.1.1.	Revisión de caracteres morfológicos.....	34
7.1.2.	Análisis morfométricos	34
7.1.3.	Análisis genéticos (Secuenciación de ADNmt y gen Cytb)	42
7.2.	ANÁLISIS DE RIESGO.....	45
8.	DISCUSIÓN	48
8.1.	IDENTIDAD TAXONÓMICA DE LA ESPECIE.....	48
8.2.	ANÁLISIS DE RIESGO DE INTRODUCCIÓN	50
9.	CONCLUSIONES.....	54
10.	RECOMENDACIONES	55
11.	BIBLIOGRAFÍA	56
12.	ANEXOS.....	68

RESUMEN

La cuenca alta y media del río Patía se encuentra ubicada en el suroccidente de Colombia, entre los departamentos de Cauca y Nariño, a lo largo de las estribaciones de los flancos oriental y occidental de las cordilleras Occidental y Central, respectivamente. Desde hace más de 15 años se han registrado liberaciones de especies alóctonas de peces del género *Pterygoplichthys* Gill, 1858 en lagos destinados a piscicultura en diferentes tributarios de esta parte de la cuenca. Sin embargo, en la actualidad se discute la identificación taxonómica de la especie introducida, se desconoce el éxito de establecimiento en los nuevos hábitats y las afectaciones o alteraciones que pueden ocasionar sobre las especies nativas de la cuenca o a los ecosistemas colonizados. Para analizar la identidad taxonómica y el riesgo de introducción, se capturaron individuos en la quebrada Cantarrana perteneciente a la cuenca del río Patía. Además, con fines comparativos, se recolectaron 30 individuos de *Pterygoplichthys pardalis*, especie que ha sido sugerida como la que fue introducida en la cuenca Patía, y cuyo hábitat natural comprende el río Amazonas y sus tributarios. De los especímenes capturados se realizaron comparaciones a nivel externo, morfométrico y genético. El riesgo de introducción se estimó de acuerdo con los criterios 1. Riesgo de establecimiento, 2. Impacto, 3. Factibilidad de manejo y control y 4. Fines y destino de la introducción. Las comparaciones morfológicas muestran que la especie introducida en la cuenca del río Patía corresponde a *P. pardalis* debido a la estrecha relación entre caracteres discretos y morfométricos mediante los análisis realizados con la población del Amazonas. Por ende, los registros de *P. undecimalis* en estudios previos para esta localidad corresponden a errores en la identificación de los especímenes. Las comparaciones genéticas mediante distancias del gen Citocromo-b (0.0 y 0.6%) y reconstrucciones filogenéticas respaldan la identificación morfológica y corroboran que la especie introducida en la cuenca del Patía corresponde a *P. pardalis*. Por su parte, el análisis de riesgo aplicado a *P. pardalis* para la localidad de registro en la cuenca del río Patía obtuvo una puntuación de 1114,7, clasificándola como una especie de alto riesgo. Adicionalmente,

observaciones en campo indican éxito en el establecimiento con tendencia al aumento en la densidad poblacional en los cuerpos de agua colonizados, hecho que caracteriza a las especies invasoras y en particular a esta especie en otras regiones del mundo donde se identifica como invasora y de alto riesgo para la biodiversidad.

Palabras claves: especies introducidas, especies transferidas, liberaciones accidentales, secuencias ADNmt, morfometría tradicional.

1. INTRODUCCIÓN

La dinámica poblacional de numerosas especies en el mundo ha permitido su dispersión y colonización en distintas regiones (Ojasti, 2001; Mathews, 2005; Baptiste *et al.*, 2010). No obstante, el hombre ha influido directamente en la dispersión de muchas especies en el mundo y ha establecido nuevas dinámicas biogeográficas (Baptiste *et al.*, 2010). Se calcula que, en los últimos 150 años, estos procesos se han acelerado e impulsado por la colonización humana de nuevas áreas, el establecimiento de centros urbanos, la globalización, el cambio climático y la búsqueda de alternativas para la seguridad alimentaria (Ojasti, 2001; Mathews, 2005; Baptiste *et al.*, 2010). Así, las especies introducidas han ocupado también nichos vacíos, lo que ha favorecido un proceso de homogenización de la biodiversidad en el mundo (Olden y Poff, 2003).

Los movimientos antrópicos intencionados de numerosas especies obedecen también a otras necesidades tales como: la producción de maderas, el uso ornamental, las colecciones de zoológicos, entre otras (Ojasti *et al.*, 2001; Gutiérrez 2010). Sin embargo, no todas las introducciones corresponden a eventos intencionados; un gran número de especies han sido transportadas y dispersadas de manera accidental, por ejemplo, en cargamentos de alimentos o en aguas de lastre de buques intercontinentales (Hernández, 2002). Independientemente del mecanismo de dispersión, las especies introducidas han logrado escapar de su lugar de cautiverio o transporte a ecosistemas naturales aledaños en donde un porcentaje logra establecerse (UICN, 1999). De esta manera, se consolidan poblaciones autosostenibles con la tendencia a aumentar, paralelo al establecimiento de interacciones negativas con las especies nativas (UICN, 1999; McNeely *et al.*, 2001; Mathews, 2005).

En Colombia, el tema de introducción de especies se ha desarrollado mediante el enfoque de listas generales de especies introducidas, distribución e impactos (Baptiste *et al.*, 2010). En el año 2008 el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial construyó el Plan Nacional para la Prevención, Manejo y

Control de Especies Introducidas, Trasplantadas e Invasoras en Colombia; en el cual se identificó que los peces son el grupo de vertebrados con el mayor número de especies introducidas (128 spp.) y así mismo contienen el mayor número de especies consideradas oficialmente como invasoras (8 spp.) en el país (Ministerio De Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2010).

Cabe destacar que la fauna íctica dulceacuícola en Colombia es alta, con 1610 especies descritas actualmente (DoNacimiento *et al.*, 2020). Esta cifra posiciona al país en el segundo lugar a nivel mundial en riqueza de especies y en donde las regiones hidrográficas más importantes en términos de riqueza de especies corresponden al Amazonas y Orinoco con 706 y 663 especies respectivamente (DoNacimiento *et al.*, 2017). En términos de especies introducidas, a nivel de cuencas hidrográficas en el país se registra que, para la cuenca del Medio Cauca un total de 90 especies han sido documentadas, seguida por el Alto Cauca con 89 especies y el Medio Magdalena con 80 especies (Gutiérrez, 2005). Para la cuenca del río Patía, localizada al suroccidente de Colombia, se registra a *Prochilodus magdalenae* (sin registros en colección), *Poecilia reticulata*, *Xiphophorus helleri*, *Oreochromis niloticus* y *Betta splendens* como especies introducidas (Lehmann *et al.*, 2005; Ortega-Lara *et al.*, 2006). Además, en la última década se ha documentado a *Pterygoplichthys undecimalis* como un caso de transferencia teniendo en cuenta individuos recolectados en diferentes localidades de la cuenca alta del río Patía (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017). La introducción de esta última especie es un caso particular ya que fue posible documentar las posibles fechas y lugares de las primeras liberaciones (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017), por lo que se convierte en un objeto de estudio relevante para evaluar la problemática de las especies exóticas a escala regional. Sin embargo, la identificación de *P. undecimalis*, ha sido controversial y se ha sugerido que la especie presente en la cuenca de río Patía es *P. pardalis*, la cual es nativa de la región Amazónica de Sudamérica y ha sido introducida en la cuenca del río Cauca y las represas de La Salvajina y Calima, en el departamento del Valle del Cauca, Colombia (Agudelo-Zamora *et al.* 2020). Esta sugerencia se basa en revisiones de caracteres

morfológicos y análisis morfométricos de especímenes depositados en colecciones ictiológicas nacionales. Por otra parte, es importante mencionar que para la localidad de estudio (cuenca alta del río Patía) no se han adelantado análisis de riesgo a estos loricáridos que determinen las consecuencias sobre las interacciones con los hábitats y las especies nativas donde se registran poblaciones establecidas.

Para clarificar la identidad taxonómica de los individuos de *Pterygoplichthys* presentes en la cuenca alta del río Patía se realizaron análisis de caracteres diagnósticos, morfométricos y genéticos mediante secuencias de ADNmt. También se aplicó un protocolo de análisis de riesgo propuesto para especies introducidas en Colombia basado en la literatura disponible y observaciones en campo.

2. PLANTEAMIENTO Y FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

La pérdida de hábitats y la introducción de especies en ecosistemas donde no son nativas se consideran dos amenazas serias para la diversidad biológica (Glonka *et al.*, 1996). Estas actividades pueden ocasionar graves consecuencias sobre las especies nativas como la competencia por recursos, la transmisión de enfermedades y parásitos, la depredación y la degradación de los hábitats, entre otras (UICN *et al.*, 1980; Glonka *et al.*, 1996). Las especies exóticas y transferidas antes de tomar un carácter invasor en los nuevos hábitats superan barreras ambientales y reproductivas determinadas principalmente por tres etapas: i. importación e introducción (transporte, llegada y escape al ambiente natural), ii. establecimiento (generación de poblaciones autosostenibles), y iii. carácter invasor (dispersión amplia y rápida de las poblaciones que ocasiona impactos negativos a especies, poblaciones nativas, ecosistemas y la economía regional) (Baptiste *et al.*, 2010; Vilá *et al.*, 2006).

Se considera que la introducción de especies exóticas actualmente afecta a un 30 % de las aves en peligro de extinción, 11 % de los anfibios y a un 8 % de los mamíferos a nivel mundial (Baillie *et al.*, 2004). En los ecosistemas dulceacuícolas, este fenómeno es el responsable de un aumento significativo en la extinción de especies nativas (Welcomme, 1988). Según los registros disponibles en FishBase (www.fishbase.org) se han realizado 4.777 introducciones de peces entre países (Fornneck *et al.*, 2016) y el objeto que conlleva a la introducción de estos se debe principalmente a la demanda de productos pesqueros (51 %), peces ornamentales (21 %), pesca deportiva (12 %) y la pesca artesanal (7 %) (Gozlan, 2008; Gozlan y Newton, 2009).

Como producto de dichas introducciones, en los ecosistemas dulceacuícolas se considera que el carácter invasor de muchas especies de peces contribuye de forma significativa a la extinción de peces nativos que, en conjunto con la pérdida, fragmentación, contaminación y sobreexplotación de los ecosistemas acuáticos,

ocasionarían graves impactos sobre los componentes de la biodiversidad nativa asociada (Dudgeon *et al.*, 2006).

En el neotrópico, algunas especies de peces dulceacuícolas de la familia Loricariidae han sido empleadas como ornamentales (e.g., especies de los géneros *Hypostomus* y *Pterygoplichthys*, y su liberación en áreas naturales fuera de su distribución nativa han hecho que se tornen invasoras exitosas de alto impacto (Mendoza *et al.*, 2007). En Colombia, recientemente se ha descrito la presencia y éxito en el establecimiento de *Pterygoplichthys undecimalis* en la cuenca del río Patía (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017). Sin embargo, Agudelo-Zamora *et al.* (2020) sugirieron que los individuos determinados como *P. undecimalis* en el anterior estudio corresponden a una identificación errónea, aunque no revisaron individuos de la cuenca del río Patía. Por otro lado, se desconoce aún el grado de afectación al ecosistema y la vulnerabilidad ejercida sobre las poblaciones de especies nativas en dichos afluentes de la cuenca del río Patía (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017).

Por lo anterior, esta investigación busca obtener información detallada que permita esclarecer la identidad taxonómica de los individuos de *Pterygoplichthys* introducidos en la cuenca alta del río Patía y aplicar las metodologías de análisis de riesgo establecidas para Colombia con el objetivo de proponer medidas de manejo y control para responder la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es la identidad taxonómica de los individuos de *Pterygoplichthys* en la quebrada Cantarrana, cuenca del río Patía y el nivel de riesgo de su introducción?.

3. OBJETIVOS

3.1. GENERAL

Evaluar la identidad taxonómica y el nivel de riesgo de individuos introducidos del género *Pterygoplichthys* Gill, 1858 en la quebrada Cantarrana, cuenca del río Patía, Colombia.

3.2. ESPECÍFICOS

- Comparar, mediante caracteres diagnósticos y morfométricos, una población de *Pterygoplichthys* de la cuenca media del río Patía con una población de *Pterygoplichthys pardalis* provenientes de la cuenca del Amazonas.
- Determinar, mediante secuencias de ADNmt, la identidad taxonómica de individuos de *Pterygoplichthys* en el área de estudio.
- Establecer el nivel de riesgo de la introducción de la especie determinada mediante la aplicación del protocolo para la evaluación del riesgo establecido para Colombia.

4. JUSTIFICACIÓN

La biodiversidad de los ecosistemas dulceacuícolas está en igual o mayor peligro que la de los ecosistemas terrestres o marinos; una estimación conservadora calcula que entre las décadas de 1970 y 2000 se produjo un descenso promedio del 55 % de la población mundial de vertebrados de agua dulce (O’Keeffe y Le Quesne, 2010). De acuerdo con esto, se considera que las mayores amenazas que enfrentan los peces de agua dulce son: la modificación, fragmentación y destrucción de hábitats, la introducción de especies invasoras, la sobreexplotación pesquera, la pérdida de la continuidad ecológica en los ríos y el cambio climático (Jiménez-Prado *et al.*, 2015).

Acuerdos internacionales como el Convenio de Diversidad Biológica (CDB) en donde 193 países ratificaron “impedir que se introduzcan, controlar o erradicar las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies” han sido aprobados por Colombia (Ley 165 de 1994) con el compromiso de adelantar acciones para dar cumplimiento al convenio. Pese a esto, no existen metodologías adaptadas a nivel mundial que definan de manera estandarizada las herramientas a usar en los análisis de riesgo de introducción de especies (Baptiste *et al.*, 2010). Para Colombia, entidades como Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural (MADR) y el Ministerio de Protección Social (MPS) son las encargadas de la autorización y seguimiento de la introducción de especies (Baptiste *et al.*, 2010).

Aunque son numerosos los estudios donde se identifican las especies exóticas y trasplantadas a nivel nacional (Rodríguez, 1984; Copescal, 1986; Álvarado y Gutiérrez, 1997 Gutiérrez, 2005; Moncayo-Fernández *et al.*, 2017), se requieren estudios adicionales para determinar la identidad específica de las especies introducidas y los impactos sobre los ecosistemas y las especies nativas (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017; Orfinger y Goodding, 2018). Teniendo en cuenta que, en muchas zonas del país los pobladores locales dueños de estanques de piscicultura transportan individuos de cuencas hidrográficas a otras sin ningún control, este es el

caso particular de loricáridos del género *Pterygoplichthys* que han sido documentadas en la cuenca media del río Patía (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017), zona que alberga ecosistemas estratégicos y especies endémicas de peces (e.g., *Chaetostoma patiae*). En esta localidad se ha sugerido que la especie de *Pterygoplichthys* introducida puede corresponder a *P. pardalis*, teniendo en cuenta que es la especie que históricamente se ha empleado como ornamental y ha sido introducida en otras cuencas de Colombia (Agudelo-Zamora *et al.*, 2020) y el mundo (Orfinger y Goodding, 2018). Sin embargo, se requieren de análisis morfológicos y genéticos que contribuyan a definir la especie de *Pterygoplichthys* introducida en la cuenca del río Patía.

La identificación taxonómica de la especie del loricárido ya establecida en los tributarios de la cuenca del río Patía implica un escenario importante para analizar y documentar el riesgo de la introducción de estos individuos en los ecosistemas acuáticos. Paralelamente, brinda la oportunidad de explorar soluciones ante esta problemática que enfrenta hoy en día la biodiversidad y que aún no cuenta con medidas efectivas de control, erradicación y monitoreo de las especies invasoras presentes en el país. De manera que, se aporte información de manera oportuna para el desarrollo de capacidades científicas, técnicas e institucionales en el entendimiento, planificación y aplicación de medidas necesarias para evitar la reducción o pérdida de la biodiversidad.

5. MARCO TEÓRICO Y ESTADO DEL ARTE

5.1. LA FAMILIA LORICARIIDAE Rafinesque, 1815

5.1.1. Aspectos morfológicos

Los representantes de la familia Loricariidae generalmente presentan el cuerpo alargado, cubierto por cinco hileras de placas óseas dérmicas, abundantes dentrículos dermales u odontodes, la boca se encuentra en posición inferior en forma de disco o ventosa, con o sin barbillas notables, la aleta adiposa cuando está presente en algunas especies contiene además una espina en el borde anterior (Cala, 1990; Nelson *et al.*, 2016).

5.1.2. Diversidad en Colombia

Los miembros de esta familia se pueden encontrar desde elevaciones bajas hasta arroyos de flujo laminar a los 3.000 m s.n.m. (Nelson *et al.*, 2016). Según la última actualización de los peces de agua dulce del país (DoNacimiento *et al.*, 2020) en Colombia se encuentran 203 especies representadas en 45 géneros distribuidos en los cinco sistemas hidrográficos (Amazonas, Orinoco, Magdalena-Cauca, Pacífico y Caribe). Los sistemas Orinoco y Amazonas albergan la mayor representatividad en el número de especies de esta familia (DoNacimiento *et al.*, 2017). Entre los géneros más diversos (con mayor número de especies) se encuentran: *Ancistrus* (8 spp.), *Chaetostoma* (23 spp.), *Farlowella* (13 spp.), *Hypostomus* (15 spp.) y *Rineloricaria* (9 spp.).

5.1.3. El género *Pterygoplichthys* Gill, 1858

Pterygoplichthys está compuesto por 15 especies endémicas de la región Neotropical, distribuidas originalmente en la cuenca del Amazonas, Magdalena-Cauca, Maracaibo, Panamá, Orinoco y São Francisco (Armbruster, 1997; Armbruster & Page, 2006). Para Colombia se han registrado 7 especies (*P. gibbiceps*, *P. lituratus*, *P. multiradiatus*, *P. pardalis*, *P. undecimalis*, *P. weberi*, *P. zuliaensis*) y se encuentran distribuidas en cuatro de los cinco sistemas hidrográficos del país (Amazonas, Orinoco, Magdalena-Cauca y Caribe)

(DoNacimiento *et al.*, 2017). Las especies de este género se caracterizan por tener el pedúnculo caudal deprimido, aleta adiposa presente y principalmente el número de radios de la aleta dorsal puede variar entre 12 y 15 (Maldonado-Ocampo *et al.*, 2005). En la última revisión del género *Pterygoplichthys*, Armbruster y Page (2006), usaron caracteres para su diferenciación, tales como: forma de la región supraoccipital, coloración de la aleta dorsal (manchas o vermiculaciones), color del cuerpo, forma y coloración de las manchas o vermiculaciones del vientre, desarrollo de los odontodes, forma de la papila, dirección de los odontodes de las placas laterales, número de radios de la aleta dorsal. También incluyeron medidas morfométricas tales como: la relación entre la altura preopercular y el diámetro del ojo, la longitud estándar (LE) con el ancho cheithral, la LE con la longitud de la cabeza y la LE con la longitud interdorsal.

5.2. IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA

5.2.1. La morfometría y su contribución

La palabra morfometría se deriva del griego “*morphé*” que significa “forma”, y “*metría*” significa “métrica”; de acuerdo con esto, la morfometría significa el análisis cualitativo o cuantitativo de la forma (tamaño y forma). En sus inicios, la morfometría se enfocó principalmente para análisis descriptivos y teóricos, pero, actualmente, sus aplicaciones van más allá y contribuyen a comprender aspectos funcionales de las especies y su historia evolutiva (Aguirre y Jiménez-Prado, 2018). En particular, la morfometría permitió avanzar más allá de los estudios morfológicos (descripción de formas) a estudios cuantitativos que en combinación con análisis estadísticos permitieron describir los patrones de variación de la forma dentro y entre grupos para la diferenciación de especies (Adams *et al.*, 2004).

5.2.2. La morfometría tradicional

La morfometría tradicional es una técnica que se implementó hacia la década de los 1960 y 1970 bajo el auge de los análisis cuantitativos en la biología (Adams *et al.*, 2004). Esta se basa principalmente en medidas lineales del cuerpo de organismos con ayuda de calibradores o reglas para posteriormente ser procesadas mediante

análisis estadísticos para determinar patrones de variación morfológica entre especies, comparar la magnitud de variación morfológica entre comunidades, alometría, dimorfismo sexual, etc. (Aguirre y Jiménez-Prado, 2018).

La aplicación de los análisis de morfometría tradicional en peces desde hace más de 50 años ha representado la discriminación con éxito de muchas poblaciones de peces marinos y dulceacuícolas en el mundo (Dwivedi y Dubey, 2013). En la actualidad son numerosos los estudios realizados de morfometría tradicional en diferentes grupos de peces que incluyen a especies de la familia Loricariidae, por ejemplo, el estudio de *Hypostomus margaritifer* en la cuenca del río Paraná (Zawadzki *et al.*, 2002). Igualmente, existen diversos estudios para especies de la familia Sciaenidae en el Golfo de Guayaquil, Ecuador (Aguirre y Shervette, 2005); Cichlidae para la cuenca del río Usumacinta en México (Soria-Barreto *et al.*, 2011); y varias especies de Characidae neotropicales (Salas *et al.*, 2012). Para el género *Pterygoplichthys* en Colombia, se destaca el estudio realizado por Agudelo-Zamora *et al.* (2020) en el cual evaluaron 35 caracteres morfométricos para la determinación de individuos de la especie *P. pardalis* introducida en la cuenca del río Cauca y Calima.

5.2.3. Secuenciación de ADNmt, gen Citocromo b (Cytb)

En la actualidad, una de las metodologías más utilizadas para complementar los análisis de taxonomía es la tipificación molecular de secuencias de ácido desoxirribonucleico (ADN) (Giraldo *et al.*, 2011). En este sentido, el ADN mitocondrial (ADNmt) ha sido empleado como marcador molecular debido a ventajas como: condición haploide, herencia matrilineal, altas tasas de evolución y la presencia de regiones conservadas y variables que garantiza la diferenciación de los organismos a diferentes escalas taxonómicas (Sperling *et al.*, 1994). Entre estos, el uso exitoso del gen Citocromo b (Cytb) en los análisis moleculares para la delimitación de especies y principalmente para los análisis filogenéticos radica en la variabilidad exhibida a diferentes niveles taxonómicos (Meyer 1994).

Los análisis moleculares (secuenciación de fragmentos de ADN específicos) son considerados el método más preciso en la identificación de peces (Gil, 2007; Cawthorn *et al.*, 2011). En particular, el ADNmt garantiza mayores ventajas que el ADN nuclear (ADNn) en el proceso de identificación de especies (Gil, 2007) puesto que conserva largas distancias evolutivas, proporciona alto número de copias, tasas de mutación superiores, entre otras, que lo hacen idóneo a la hora de discriminar especies (Rokas *et al.*, 2003; Teletchea, 2009; Cawthorn *et al.*, 2011). En consecuencia, el gen Cytb ha sido empleado para la identificación de especies de peces (Rasmussen y Morrisey 2009), en la familia Characidae se identifica el uso de este gen en la identificación de especies con pequeña distribución de la cuenca alta del río Paraná, en Brasil (Pereira *et al.*, 2011). Del mismo modo, en la familia Loricariidae con individuos de *Pterygoplichthys* introducidos en diferentes ríos de Taiwán, China, se usó el gen Cytb el cual determinó que la mayoría de los especímenes recolectados pertenecen a las especies *P. pardalis* y *P. disjunctivus* (Wu *et al.*, 2011), cuyas poblaciones son originarias de Sudamérica (Nelson *et al.*, 2016).

5.3. INTRODUCCION DE ESPECIES

Las introducciones corresponden a movimientos de especies de forma intencional o no intencional fuera de su intervalo natural de distribución por medio de acciones humanas. Pueden existir dos casos: movimientos entre países o movimientos entre regiones en un mismo país (CBD, 2009; Baptiste *et al.*, 2010). La primera, hace referencia a especies exóticas, cuyo movimiento ocurre entre países, también se les conoce como especies alóctonas, foráneas, no nativas (Baptiste *et al.*, 2010). La segunda, hace referencia a especies trasplantadas o transferidas que en peces hace referencia a implantaciones de organismos dulceacuícolas en hábitats ajenos a su distribución natural ya sea entre cuencas hidrográficas o regiones de un mismo país (Escobar-Ramírez, 2004).

5.4. ANÁLISIS DE RIESGO DE INTRODUCCIONES

Considerando que la introducción de especies puede ser beneficiosa para el hombre en términos económicos y/o productivos, no es así para los ecosistemas y sus poblaciones, pues los impactos negativos han sido ampliamente demostrados, en la mayoría de los casos donde las especies se vuelven invasoras en los nuevos hábitats (Gutiérrez, 2006). De acuerdo a esto, Los análisis de riesgo de especies introducidas son una herramienta para la toma de decisiones en aspectos relacionados con la introducción de especies y permiten evaluar la capacidad de establecimiento, consecuencias (si la especie tiende a ser invasora) y posible control o erradicación de individuos introducidos en áreas fuera de su distribución natural que pueden afectar negativamente la biodiversidad, la economía, la cultura y la salud humana (Baptiste *et al.*, 2010).

Inicialmente, la implementación de herramientas técnicas para la evaluación de riesgo de especies introducidas en Colombia fue una iniciativa del Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt, en asocio con otros institutos vinculados al Sistema Nacional Ambiental (SINA). En el año 2009, estas instituciones priorizaron algunos grupos taxonómicos a evaluar y metodologías para implementar los análisis de riesgo de especies introducidas (Baptiste *et al.*, 2010). Adicionalmente, en 2011 se formula el Plan Nacional para la Prevención, control y manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia en el cual se proponen directrices para tal fin, por medio de seis ejes temáticos en donde se incluye la implementación de políticas nacionales frente a la temática de invasiones biológicas, fomento a la investigación y monitoreo de especies introducidas y trasplantadas, establecimiento de programas de prevención, erradicación y control, entre otras (MADS, 2011).

El análisis de riesgo se basa principalmente en dos criterios que, según la Secretaría del Convenio de Diversidad Biológica (2009), deben ser tenidos en cuenta para todo tipo de evaluación de riesgo de especies introducidas. El primero es el “principio de precaución” que hace referencia a la incertidumbre o la falta de información o datos

de los riesgos que generan la introducción de especies exóticas. Esto no debe ser impedimento para tomar decisiones preventivas contra posibles actividades de introducción, control o erradicación de especies alóctonas. El segundo es la “prevención de introducción” ante casos de introducciones accidentales o intensionales de especies invasoras, donde se deben adelantar actividades de control o erradicación de la especie, evitando que colonice otras áreas (Ojasti, 2001).

Al final, los niveles de riesgo propuestos en la metodología del análisis permiten categorizar las especies introducidas en tres categorías de riesgo: i) bajo o muy bajo: incluye aquellas especies que no representan un riesgo considerable, ii) moderado: aquellas especies que por “principio de precaución” requieren de mayor análisis antes de tomar decisiones sobre su introducción y iii) riesgo alto: aquellas especies consideradas como invasoras (Baptiste *et al.*, 2010).

5.5. ANTECEDENTES GLOBALES Y REGIONALES SOBRE INTRODUCCIONES DE ESPECIES DE *Pterygoplichthys*

La presencia de especies exóticas del género *Pterygoplichthys* en el mundo se ha documentado con mayor frecuencia en los últimos años permitiendo registrar listados de especies, áreas de dispersión y evaluación de impactos (Orfinger y Goodding, 2018). La evidencia de introducciones procede de lugares remotos como la India (Kerala) y Bangladesh donde se han registrado las especies *Pterygoplichthys* sp., *P. pardalis* y *P. disjunctivus* (Bijukumar *et al.*, 2015; Hossain *et al.*, 2018; Bijukumar *et al.*, 2018). En otros continentes como Europa, se ha documentado la introducción de *P. gibbiceps* en países como Polonia (Keszka *et al.*, 2008; Witkowski y Grabowska, 2012). En general, los estudios de introducción de *Pterygoplichthys* destacan los impactos negativos ocasionados por la presencia de estas especies: competencia por recursos alimenticios, producción de gases de efecto invernadero (a través de sus heces y descomposición de cuerpos), desarrollo de patógenos que afectan otras especies, peligro mortal para aves piscívoras y la

erosión en los bordes laterales de los ríos por excavaciones para madrigueras (Hossain *et al.*, 2018).

A escala continental, en Norteamérica se registró la presencia de al menos cinco especies diferentes del género *Pterygoplichthys* con posibles híbridos en aguas continentales del estado de La Florida (Nico *et al.*, 2012; Schofield *et al.*, 2018). También se destaca la presencia de *P. disjunctivus* en manantiales del drenaje del río Johns, en el estado de La Florida y las interacciones con poblaciones de manatí (*Trichechus manatus latirostris*) que regularmente soportan varios individuos de *P. disjunctivus* adheridos en su cuerpo raspando la epibiota desarrollada en su piel (Nico *et al.*, 2009). En México, especies del género *Pterygoplichthys* se encuentran distribuidas en numerosos ecosistemas (Orfinger y Goodding, 2018). Para la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumancinta se ha registrado a *P. disjunctivus*, *P. pardalis* y *Pterygoplichthys* sp. asociadas en comunidades de macrófitas acuáticas (Sánchez *et al.*, 2015). La dispersión de algunas especies de *Pterygoplichthys* en drenajes de ecosistemas fluviales de la Laguna de Términos, al sureste de México está asociada a la su alta tolerancia a la salinidad razón por la cual se cree que estos loricáridos colonizaron la cuenca del río Chumpan y otros sistemas adyacentes (Capps *et al.*, 2011; Álvarez-Pliego *et al.*, 2015). En República Dominicana *P. pardalis* ha sido registrada en los ríos: Isabela, Ozama, Haina, Maimon, Yuna, entre otros, y se ha discutido la presencia de otras especies de este género en la isla (Torres-Pineda y Armbruster, 2020).

En Colombia, recientemente se registró a *Pterygoplichthys pardalis* como una especie introducida en la cuenca del río Cauca y en el Lago Calima, en el departamento del Valle del Cauca, y se plantearon como posibles mecanismos de su introducción el descuido durante el comercio de peces ornamentales y los proyectos de acuicultura desarrollados en áreas cercanas a estos cuerpos de agua (Agudelo-Zamora *et al.*, 2020). Para la cuenca del río Patía, en el departamento del Cauca inicialmente Moncayo-Fernández *et al.* (2017) registraron *Pterygoplichthys undecimalis* como un caso de trasplante a partir de ejemplares recolectados en

diferentes localidades de la cuenca. Sin embargo, Agudelo-Zamora *et al.* (2020) sugirieron que la identificación es errónea ya que los individuos analizados corresponden a *Pterygoplichthys pardalis* de acuerdo a la revisión de material fotográfico disponible.

Con lo anterior, se reconoce contribuciones importantes al registro y documentación sobre la introducción de especies de *Pterygoplichthys* por medio de comparaciones entre patrones de coloración y variables morfométricas que revelan en algunos casos la incertidumbre taxonómica a la hora de la identificación de los especímenes (e.g., Nico *et al.*, 2012; Álvarez-Pliego *et al.*, 2015). Sin embargo, existen pocos estudios que han incluido análisis genéticos (e.g., Jumawan *et al.*, 2011; Wu *et al.*, 2011; Bijukumar *et al.*, 2015) y que pueden proveer evidencia adicional para la identificación de especies.

6. METODOLOGÍA

6.1. CAPTURA Y PRESERVACIÓN DE EJEMPLARES

Los ejemplares de *Pterygoplichthys* de la quebrada Cantarrana, cuenca del río Patía (2° 04' 55" N; 77° 04' 36" W, altitud: 590 m) y de *P. pardalis* del Amazonas (4° 11' 31" S; 69° 57' 02" W, altitud: 74 m) (Figura 1) se recolectaron en dos salidas de campo, por medio de atarrayas. Además, se tuvo en cuenta centros de acopio para la recolección de individuos procedentes de la cuenca del Amazonas consultando y verificando su procedencia.



Figura 1. Localidades de procedencia de dos poblaciones de *Pterygoplichthys* analizadas en el presente estudio (círculos rojos). Se indica además la localidad tipo de *P. pardalis* (triángulo amarillo) en Brasil. *Elaborado por: este estudio.*

Los individuos capturados se anestesiaron en un recipiente con eugenol y agua durante 10 minutos, posteriormente se fijaron *in situ* con una solución de formalina en una concentración del 10 % durante 5 días. Finalmente se preservaron en una solución de alcohol etílico al 70 %, en el Laboratorio de la Maestría en Recursos Hidrobiológicos Continentales de la Universidad del Cauca para los análisis morfológicos. Además, se preservaron fragmentos de la aleta pectoral de los individuos recolectados en etanol al 70 % (Ramírez, 2006).

6.2. IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA

Para la identificación taxonómica se compararon los siguientes caracteres discretos diagnósticos: forma de la región supraoccipital, coloración de la aleta dorsal, color del cuerpo, forma y coloración de las manchas o vermiculaciones del vientre, desarrollo de los odontodes, forma de la papila, dirección de los odontodes de las placas laterales, número de radios de la aleta dorsal, propuestos en revisiones y descripciones de especies del género por Armbruster y Page (2006). Además, se emplearon análisis de morfometría tradicional y secuencias de ADNmt como se ilustra a continuación.

6.2.1. Morfometría tradicional

Se registraron 35 caracteres morfométricos para cada espécimen (Tabla 1; Figura 2) mediante el uso de un calibrador digital pie de rey Stainless Hardened de 0.01 mm de precisión (Armbruster, 2003; Armbruster y Page, 2006). La longitud estándar fue medida con una cuerda y una cinta métrica marca Lufkin 2 m.

Tabla 1. Caracteres morfométricos registrados para los análisis de morfometría tradicional (Armbruster, 2003; Armbruster y Page, 2006).

No.	Landmarks	Carácter morfométrico	Abreviación
1	1-20	Longitud estándar	LE
2	1-10	Longitud predorsal	LP
3	1-7	Longitud de la cabeza	LC
4	7-10	Longitud cabeza-dorsal	LCD
5	8-9	Ancho cleithral	AC

No.	Landmarks	Carácter morfométrico	Abreviación
6	1-12	Longitud cabeza-pectoral	LCP
7	12-13	Longitud del tórax	LT
8	12-29	Longitud espina pectoral	LCPE
9	13-14	Longitud abdominal	LA
10	13-30	Longitud columna pélvica	LCPV
11	14-15	Longitud post-anal	LPA
12	14-31	Longitud espina de la aleta anal	LEAA
13	10-12	Distancia dorsal-pectoral	DDP
14	10-11	Longitud de la espina dorsal	LED
15	10-13	Distancia dorsal-pélvica	DDPV
16	10-16	Longitud base de la aleta dorsal	LBAD
17	16-17	Distancia dorsal-adiposa	DDA
18	17-18	Longitud espina adiposa	LEA
19	17-19	Distancia dorsal adiposa-caudal	DDAC
20	15-19	Profundidad del pedúnculo caudal	PPC
21	15-17	Distancia ventral adiposa-caudal	DVAC
22	14-17	Distancia adiposa-anal	DAA
23	14-16	Distancia dorsal-anal	DDA
24	13-16	Distancia pélvica-dorsal	DPD
25	5-7	Longitud cabeza-ojo	LCO
26	4-5	Diámetro orbital	DO
27	1-4	Longitud del hocico	LH
28	2-3	Ancho internarinas	AI
29	5-6	Ancho interorbital	AIO
30	7-12	Profundidad de la cabeza	PC
31	1-24	Longitud de la boca	LB
32	21-22	Ancho de la boca	AB
33	22-23	Longitud barbillas	LBB
34	25-26	Longitud de la copa del diente del dentario	LCDD
35	27-28	Longitud de la copa del diente del premaxilar	LCDP

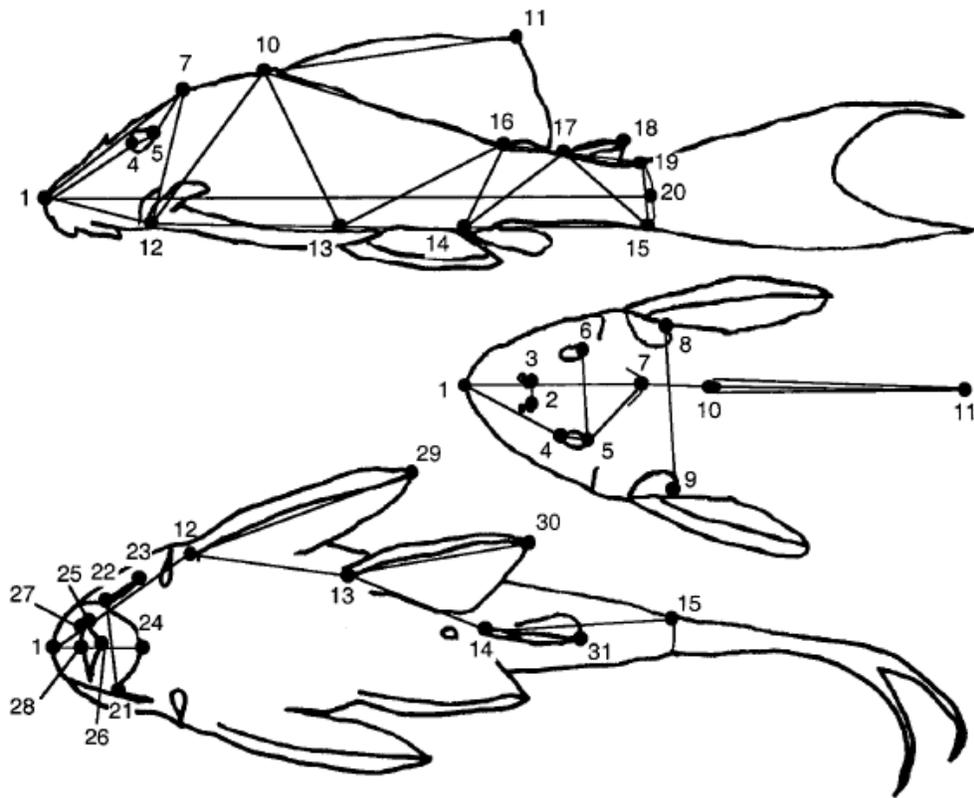


Figura 2. Detalle de los caracteres morfométricos (landmarks) registrados para los análisis de morfometría tradicional (*Tomado de:* Armbruster, 2003).

6.2.2. Secuenciación del gen Cytb

El ADNmt fue extraído a partir de tejidos obtenidos de fragmentos de la aleta pectoral de los individuos recolectados y conservados en etanol al 70 %, utilizando el kit Wizard® Genomic DNA Purification (Promega Corporation) con el protocolo estándar indicado por el fabricante. La calidad y la cantidad de ADN se midió utilizando un espectrofotómetro NanoVue™ Plus. La secuencia parcial del gen del citocromo b mitocondrial (Cytb; ≈1140 pb) se amplificó con los cebadores LGL765F: 5'-GAAAACCAAYCGTTGTWATTCAACT-3' (Bickham et al., 1995) y LGL766R 5'-GTTTAATTAGAATYTYAGCTTTGGG-3' (Bickham et al., 2004). Para la PCR se utilizó volúmenes de reacción de 30 µL que constan de lo siguiente: 6 µL de tampón 5X ; 1,8 µL de MgCl₂ (25 mM); 2,4 µL de mezcla de dNTP (10 mM), 0,36 µL de cada cebador (25 µM), 0,24 µL de ADN polimerasa Taq, 16,84 µL de agua desionizada y

2 μ L de ADN (aproximadamente 100-130 ng de ADN). Las reacciones consistieron en 35 ciclos de 95° C durante 45 s de desnaturalización, 50° C durante 40 s de hibridación, 72° C durante 45 s de extensión, completando la reacción con un ciclo de extensión final a 72° C durante 7 min.

Los productos de PCR se procesaron en geles de agarosa al 1 % en buffer de ejecución 1X TBE pH 8,0 a 110 v / 50 mA para asegurar que las longitudes de los fragmentos diana se amplificaron correctamente. Para asegurar la calidad de los fragmentos de ADN obtenidos, fueron cuantificados por fluorimetría en un Quantus Fluorometer™ (Promega®) mediante el QuantiFluor® dsDNA System (Promega®), y finalmente los fragmentos obtenidos se enviaron a Macrogen Inc. (Corea del Sur) para la purificación y secuenciación del ADN. Las secuencias obtenidas fueron evaluadas y editadas con el programa Geneious Prime 2020.2.4 (<https://www.geneious.com/>), y todas las secuencias se encuentran en proceso de depósito en GenBank.

6.3. TRATAMIENTO DE DATOS Y DISEÑO EXPERIMENTAL

Los datos obtenidos de cada espécimen fueron agrupados de acuerdo a la zona hidrográfica de origen (Patía y Amazonas). Para evaluar la morfometría inicialmente se estimaron promedios, intervalos y desviación estándar a cada carácter morfométrico seguido de la estandarización de los datos por medio de la división de cada uno de estos sobre la Longitud Estándar (LE) (Guisande *et al.*, 2016). Posteriormente, la matriz de datos se analizó en el software Rwizard versión 4.3 mediante la función: “VARSEDIG algorithm” (Guisande *et al.*, 2016). La identificación de individuos morfológicamente similares entre las poblaciones objeto de estudio se realizó bajo la formulación de las siguientes hipótesis: H_0 =Los individuos de la población A son morfológicamente similares a la población B, H_1 =Los individuos de la población A no son morfológicamente similares a la población B.

Para los análisis genéticos se emplearon 26 secuencias de ADN en total (20 secuencias obtenidas de las muestras del Patía y Amazonas y 6 disponibles en GenBank). Las secuencias se alinearon usando ClustalW (Thompson et al., 1997), y las distancias genéticas intraespecíficas e interespecíficas se calcularon usando MEGA X (Kumar et al., 2018). Para inferir las relaciones filogenéticas se utilizaron tres métodos, incluidos los análisis de máxima verosimilitud (ML) y la inferencia bayesiana (BI). El análisis de ML se realizó en MEGAX, el mejor modelo evolutivo fue TN93 + I (Tamura Nei + I) el árbol inicial usó la opción predeterminada (BIONJ), a una matriz de distancias por pares estimadas usando el enfoque de máxima probabilidad compuesta (MCL), los análisis de arranque basados en 1000 pseudorreplcados, el modelo de variación de la tasa permitió que algunos sitios fueran evolutivamente invariables (+ I; 40.47 % sitios). Se utilizó ModelFinder (Kalyaanamoorthy et al., 2017) en PhyloSuite (Zhang et al., 2019) para seleccionar el modelo de mejor ajuste utilizando el criterio BIC (HKY + F + I). El análisis de BI se llevó a cabo utilizando MrBayes v3.2.6 en PhyloSuite (4 ejecuciones en paralelo, 2000000 generaciones). Finalmente, se utilizó el visor gráfico de árboles filogenéticos FigTree v.1.4.3 (Rambaut, 2007).

6.4. ANÁLISIS DE RIESGO DE INTRODUCCIÓN

Una vez fue identificada taxonómicamente a nivel de especie la población objeto de estudio, se procedió a realizar el análisis de riesgo, propuesta formulada para organismos acuáticos (continentales, salobres y marinos) de Colombia (Baptiste *et al.*, 2010). Este análisis está constituido de cuatro secciones descritas a continuación: 1. Riesgo de establecimiento, 2. Impacto, 3. Factibilidad de manejo y control y 4. Fines y destino de la introducción.

El análisis de riesgo (sensu Baptiste *et al.*, 2010) constó de 45 preguntas y la valoración de cada una de estas hizo referencia a como medir las cuatro secciones descritas anteriormente (Tabla 2). Las respuestas a las preguntas fueron respaldadas de acuerdo con la literatura científica disponible para la especie. Cada sección tuvo un peso específico diferente en el análisis (Tabla 3). Por consiguiente,

un análisis de riesgo puede mostrar diferentes resultados de acuerdo con las diferentes posibilidades de respuesta (Tabla 4). Finalmente, los intervalos de caracterización del análisis de riesgo obtenidos determinaron y calificaron la especie introducida de acuerdo con la Tabla 5.

Tabla 2. Valoración numérica de las respuestas y su significado en el análisis de riesgo.

VALORACIÓN NUMÉRICA	SIGNIFICADO
Cero (0)	Cuando no sea pertinente contestar la pregunta, se coloca esta calificación.
Uno (1)	Mínimo impacto negativo
Tres (3)	Bajo impacto negativo
Cinco (5)	Impacto negativo medio
Siete (7)	Alto impacto negativo
Diez (10)	Extremadamente riesgoso
Quince (15)	Alta incertidumbre sobre el riesgo y los impactos negativos. O cuando no existiendo información, en aspectos relevantes como las características de la especie; su control o manejo puede incluirse en esta opción.

Tabla 3. Peso en porcentaje de cada una de las secciones para la evaluación final del análisis de riesgo.

SECCIÓN	ANÁLISIS	NÚMERO DE PREGUNTAS	PESO EN PORCENTAJE PARA LA EVALUACIÓN FINAL
A	Riesgo de establecimiento	17	47 %
B	Impacto	18	35 %
C	Manejo	8	13 %
D	Fines de la introducción	2	5 %
	TOTAL	45	100 %

Tabla 4. Definición del peso de las preguntas y sus valores por escenarios de valoración de cada una de las preguntas del análisis de riesgo.

SECCIÓN	PREGUNTAS	PESO	1	3	5	7	10	15
A	17	2,765	47	141	235	329	470	705
B	18	1,944	35	105	175	245	350	525
C	8	1,625	13	39	65	91	130	195
D	2	2,500	5	15	25	35	50	75
TOTAL	45		100	300	500	700	1000	1500

Tabla 5. Establecimiento del nivel de riesgo de las especies una vez aplicado el análisis de riesgo.

DECISIÓN SOBRE LA VALORACIÓN DEL RIESGO DE UNA ESPECIE	PUNTUACIÓN FINAL
Especies de alto riesgo	Entre 601 puntos a 1500
Especies que requieren mayor análisis	Entre 600 a 351 puntos
Especies de bajo riesgo	Inferior o igual a 350 puntos

7. RESULTADOS

7.1. IDENTIFICACIÓN TAXONÓMICA DE LA ESPECIE

7.1.1. Revisión de caracteres morfológicos

Los individuos recolectados en la quebrada Cantarrana (cuenca Patía) analizados presentan las características morfológicas diagnósticas de *Pterygoplichthys pardalis* (Figura 3). Entre los caracteres que diferencian la especie de otras del mismo género se identificaron: desarrollo plano o redondeado del supraoccipital y en el mismo plano de las placas de la región nugal sin formar una cresta elevada, papila bucal en forma de lengua, ausencia de odontodes hipertrofiados en las mejillas evertibles (29 individuos adultos analizados), aleta dorsal con 12 radios, manchas oscuras que forman vermiculaciones o también líneas en el abdomen y la cabeza y “galones” en el pedúnculo caudal. Los 29 individuos adultos analizados presentaron un patrón geométrico de líneas claras en la cabeza. De igual manera, los individuos analizados pertenecientes a la cuenca del Amazonas (30 en total) también cuentan con las mismas características diagnósticas de *P. pardalis*.

7.1.2. Análisis morfométricos

En total fueron recolectados y analizados 29 individuos introducidos para la quebrada Cantarrana (cuenca del río Patía) y 30 individuos nativos; procedentes de la cuenca del río Amazonas. Las medidas obtenidas para los individuos de las dos poblaciones se resumen en la Tabla 6. Para la población de la cuenca del Amazonas se obtuvieron tallas más grandes (media= 246,03 mm en la LE). El intervalo de LE para la población del Amazonas se sobrepone al intervalo de la población de Patía. Sin embargo, no se registra este mismo caso en la mayoría de las otras medidas morfométricas debido principalmente a que los individuos analizados de la cuenca del Patía fueron más pequeños.

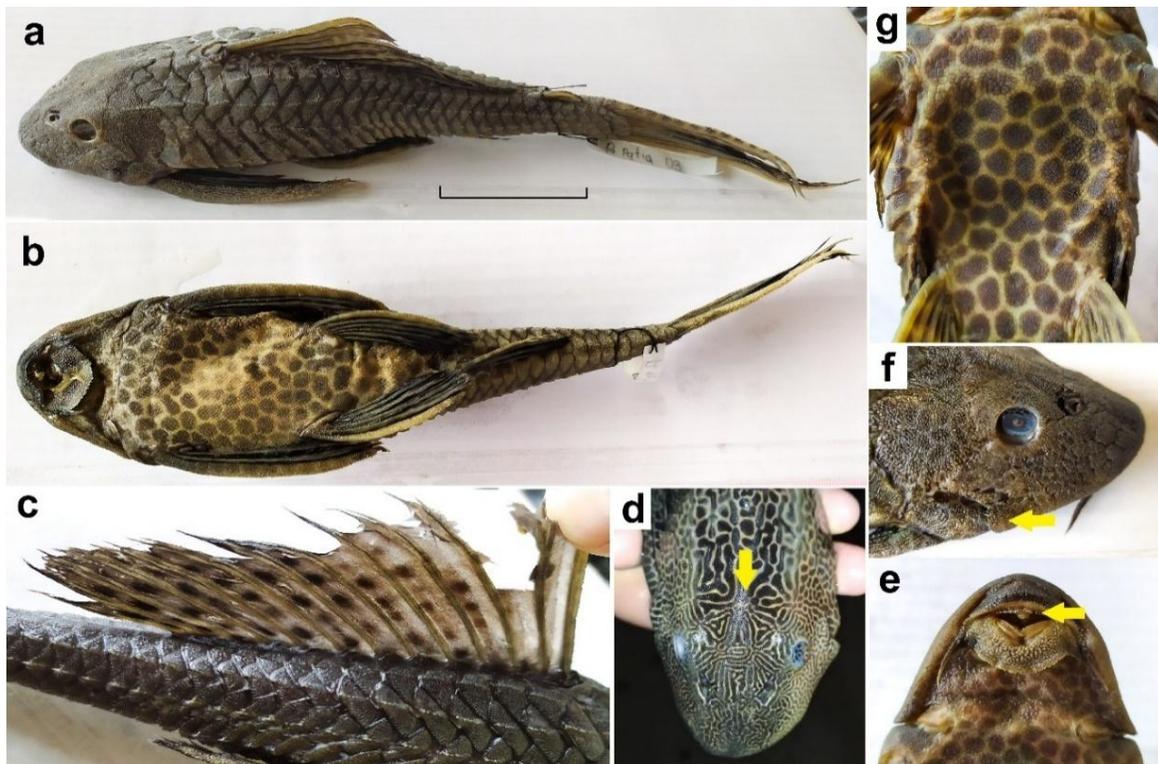


Figura 3. Caracteres morfológicos diagnósticos de un ejemplar de *Pterygoplichthys pardalis* de la quebrada Cantarrana, cuenca del río Patía: **a.** Vista lateral; **b.** Vista ventral; **c.** aleta dorsal; **d.** Detalle del patrón geométrico de líneas claras en la cabeza; **e.** Detalle de la forma de la papila bucal; **f.** detalle de las mejillas evertibles sin presencia de odontodes; **g.** Patrón de coloración ventral y forma de las manchas. Escala en A y B 50 mm.

Tabla 6. Comparación morfométrica de dos poblaciones de *P. pardalis* correspondiente a un área de distribución no nativa para la cuenca del río Patía y un área de distribución nativa para la cuenca del Amazonas. El intervalo incluye la medida mayor y menor obtenida de la muestra analizada. SD: Desviación estándar.

Medición	<i>P. pardalis</i> Cuenca Patía				<i>P. pardalis</i> Cuenca Amazonas			
	N	Intervalo	Media	SD	N	Intervalo	Media	SD
Longitud estándar	29	219,00 - 262,00	236,31	12,17	30	217,00 - 268,00	246,03	11,38
Longitud predorsal	29	72,54 - 91,32	79,84	3,75	30	76,88 - 92,39	85,53	3,77
Longitud de la cabeza	29	59,34 - 73,64	64,12	3,01	30	61,89 - 73,22	68,25	2,64
Longitud cabeza-dorsal	29	11,33 - 19,50	15,65	1,77	30	14,56 - 20,74	17,89	1,65

Medición	<i>P. pardalis</i> Cuenca Patía				<i>P. pardalis</i> Cuenca Amazonas			
	N	Intervalo	Media	SD	N	Intervalo	Media	SD
Ancho cleithral	29	50,11 - 61,57	53,50	2,69	30	49,55 - 56,57	54,13	2,02
Longitud cabeza-pectoral	29	47,92 - 65,45	53,61	3,83	30	53,15 - 64,28	58,93	3,08
Longitud del tórax	29	44,31 - 57,79	51,31	4,23	30	41,72 - 54,62	49,02	3,25
Longitud columna pectoral	29	66,67 - 87,52	74,11	5,09	30	68,53 - 83,74	76,31	3,52
Longitud abdominal	29	45,65 - 62,17	51,40	4,08	30	46,47 - 59,70	54,05	2,73
Longitud columna pélvica	29	46,48 - 59,52	53,83	3,07	30	42,56 - 54,15	47,59	3,26
Longitud post-anal	29	63,66 - 97,37	78,00	7,03	30	71,31 - 89,41	80,56	4,48
Longitud espina de la aleta anal	29	34,93 - 44,17	37,88	2,12	30	22,37 - 36,79	27,38	3,62
Distancia dorsal-pectoral	29	47,81 - 60,52	52,63	3,03	30	47,00 - 55,05	51,93	2,04
Longitud de la espina dorsal	29	54,55 - 71,13	61,32	3,63	30	49,41 - 57,82	53,18	2,58
Distancia dorsal-pélvica	29	41,73 - 57,51	49,57	3,19	30	37,48 - 47,38	42,67	2,44
Longitud base de la aleta dorsal	29	72,69 - 92,47	81,47	4,95	30	74,45 - 89,63	82,64	4,12
Distancia dorsal-adiposa	29	30,40 - 45,17	37,03	3,80	30	28,47 - 45,56	38,12	4,26
Longitud espina adiposa	29	9,20 - 20,93	15,06	2,21	30	13,01 - 19,54	15,50	1,55
Distancia dorsal adiposa-caudal	29	19,56 - 31,70	25,88	2,63	30	25,81 - 34,88	28,69	2,24
Profundidad del pedúnculo caudal	29	22,96 - 28,25	24,90	1,23	30	22,10 - 26,85	24,26	1,30
Distancia ventral adiposa-caudal	29	33,47 - 45,21	38,06	2,44	30	35,34 - 45,13	39,78	2,49
Distancia adiposa-anal	29	47,51 - 61,25	51,87	3,25	30	47,79 - 56,81	52,51	2,79
Distancia dorsal-anal	29	23,75 - 29,30	26,77	1,38	30	23,46 - 29,25	26,36	1,51
Distancia pélvica-dorsal	29	56,40 - 73,84	65,63	4,31	30	59,74 - 72,17	65,70	3,31
Longitud cabeza-ojo	29	27,64 - 34,00	30,04	1,60	30	28,79 - 34,69	32,42	1,34
Diámetro orbital	29	8,70 - 10,30	9,30	0,35	30	8,59 - 10,89	9,51	0,47
Longitud del hocico	29	31,26 - 41,13	33,99	1,99	30	32,62 - 39,58	36,13	1,71
Ancho internarinas	29	8,49 - 12,32	9,56	0,80	30	9,27 - 11,82	10,46	0,66
Ancho interorbital	29	25,19 - 33,07	27,37	1,85	30	26,96 - 31,68	29,25	1,26
Profundidad de la cabeza	29	39,86 - 52,09	44,86	2,50	30	40,28 - 47,91	44,91	1,71
Longitud de la boca	29	20,06 - 27,78	23,33	1,74	30	18,87 - 26,87	22,21	2,13
Ancho de la boca	29	22,23 - 29,33	24,30	1,41	30	17,33 - 24,42	20,82	1,81
Longitud barbillas	29	9,77 - 18,51	13,26	2,05	30	5,02 - 11,30	8,18	1,62
Longitud de la copa del diente del dentario	29	6,05 - 8,92	7,11	0,55	30	6,22 - 7,80	6,91	0,51
Longitud de la copa del diente del premaxilar	29	5,59 - 8,32	6,61	0,54	30	5,07 - 7,84	6,51	0,60

La aplicación del algoritmo Varsedig, para comparar las dos poblaciones de *P. pardalis* del presente estudio (Amazonas y Patía) permitió diferenciar las dos poblaciones (Figura 4) con la Longitud de la espina de la aleta anal (LEAA) (Figura 4A) como la variable con mayor capacidad de discriminación. Asimismo, el diagrama

de dispersión de las coordenadas polares resultantes para ambas poblaciones (Figura 4B) indica que las variables morfométricas LEAA, LCPV y LED mejor capacidad de discriminación del análisis.

Adicionalmente, la prueba de asignación al azar bivariada (Figura 4C) indicó en primera instancia; el individuo de la población de Patía (punto rojo) con mayor probabilidad de pertenecer a la población del Amazonas, siendo el valor de p mayor que 0,05 para el eje X ($p=0,226$). Eso permite aceptar la hipótesis nula y, por lo tanto, significa que algunos individuos que originalmente pertenecen a la población de Patía pueden ser, de acuerdo con los datos morfométricos, iguales a la población del Amazonas. La figura 4D también muestra una prueba de asignación bivariada pero en este caso basada en todos los individuos de la población del Amazonas; el individuo (punto rojo) en la gráfica corresponde al espécimen con mayor probabilidad de ser morfológicamente igual a la población de Patía. En efecto, el valor de p es mayor de 0,05 para el eje X ($p= 0,467$), por lo cual se acepta la hipótesis nula y se determina que algunos individuos de la población del Amazonas son morfológicamente iguales a la población de Patía.

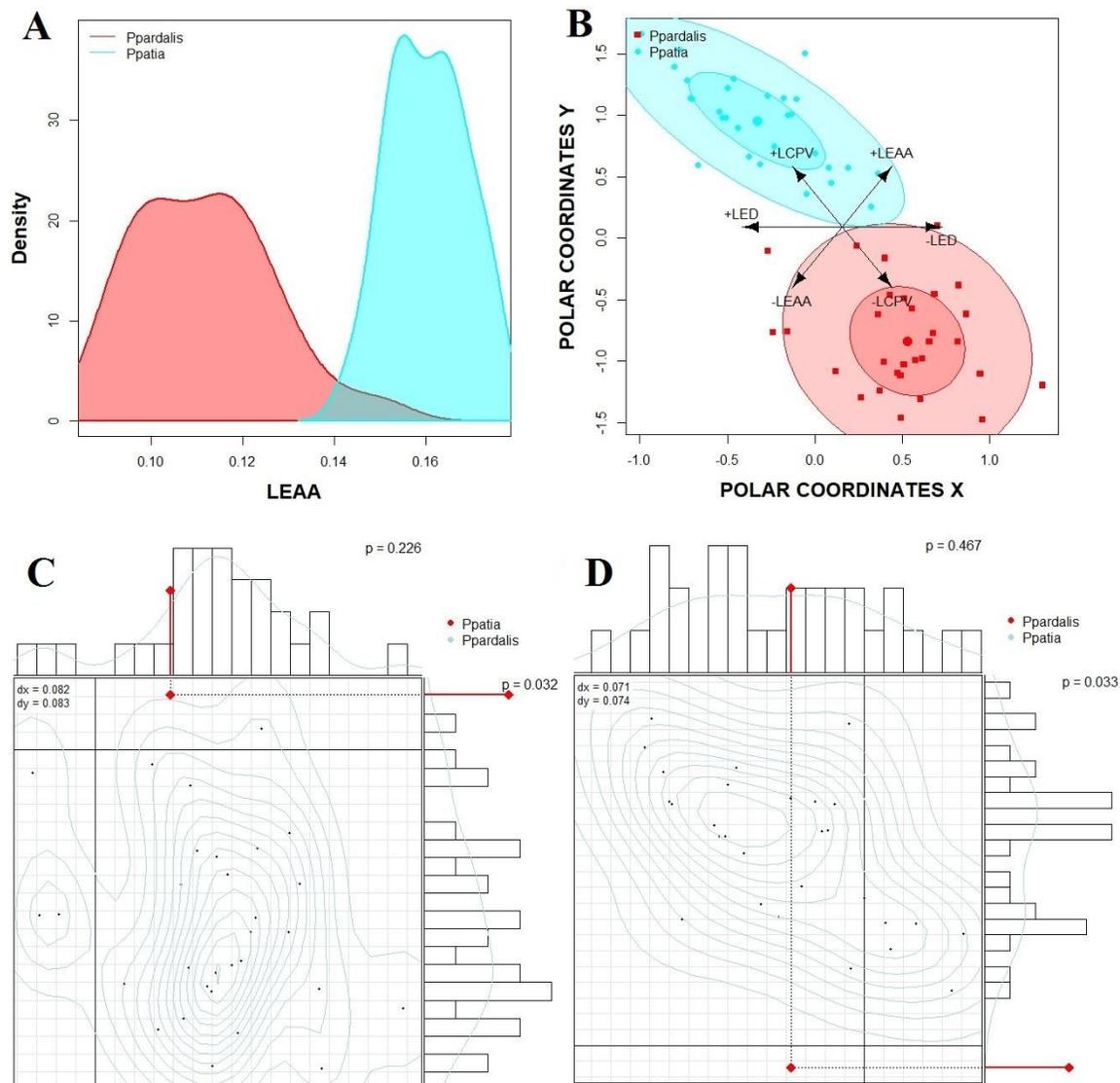


Figura 4: Aplicación del algoritmo Varsedig durante la comparación de dos poblaciones de *P. pardalis*. **(A)** Gráfica de densidad con la superposición de la variable que mejor discrimina a las dos poblaciones (LEAA). **(B)** Diagrama de dispersión de las coordenadas polares obtenidas para ambas poblaciones utilizando las medidas morfométricas LEAA, LCPV y LED. Las flechas muestran el vector de las variables en el plano medio entre las dos poblaciones, lo que permite identificar valores homogéneos entre poblaciones **(C)** Prueba de asignación al azar bivariada, la gráfica muestra el individuo (punto rojo) con mayor probabilidad de pertenecer a

la población de *P. pardalis* del Amazonas entre todos los individuos identificados como *P. pardalis* del Patía (D). Caso contrario al anterior descrito, esto muestra el individuo (punto rojo) con mayor probabilidad de pertenecer a la población del Patía entre todos los individuos identificados como *P. pardalis* de la cuenca del Amazonas.

De acuerdo con lo anterior, el algoritmo Varsedig permitió evidenciar variaciones significativas en algunas medidas morfométricas (LEAA, LCPV y LED) capaces de discriminar y separar las dos poblaciones en estudio. Sin embargo, hay que destacar que el mismo análisis identificó significativamente algunos individuos morfológicamente similares entre las dos poblaciones de *P. pardalis*. Además, las medidas que mostraron mayor variación no son consideradas como diagnósticas para la especie u otras del género.

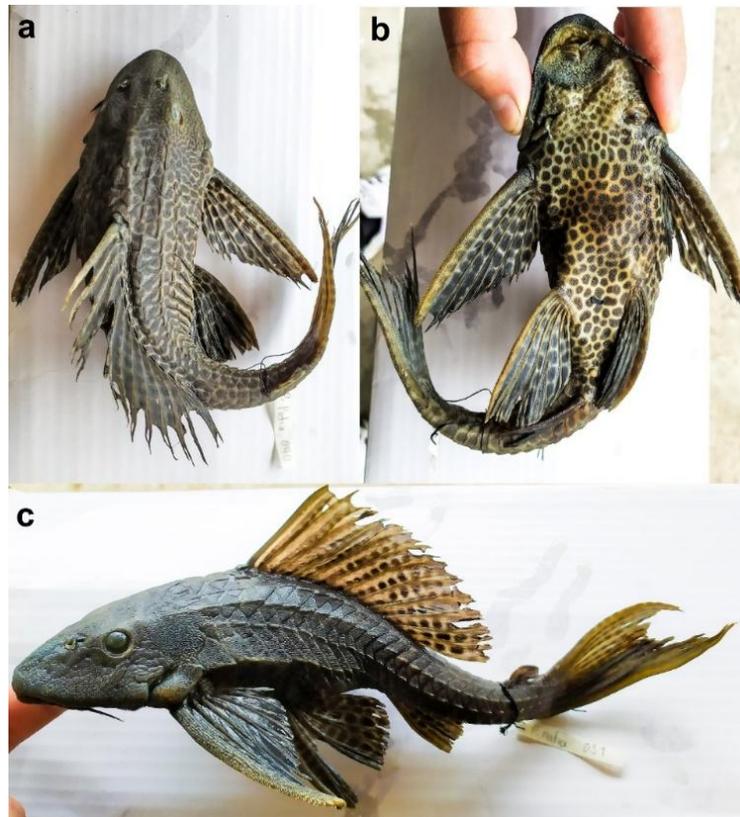


Figura 5. Detalle de especímenes en mal estado de preservación. **a.** vista dorsal **b.** vista ventral **c.** vista lateral.

Por otra parte, se identificó en mal estado de preservación de algunos especímenes (cuerpos doblados) así como también parte de sus estructuras corporales: aletas, espinas y boca (Figura 5). En consecuencia, las medidas morfométricas que mostraron variaciones significativas durante el análisis mantenían una estrecha relación por la condición de preservación de los especímenes. Por esta razón; se mantuvieron únicamente aquellas que no estaban comprometidas por el mal estado de fijación de los especímenes (Tabla 7).

Tabla 7. Caracteres morfométricos incluidos y no incluidos en la comparación de dos poblaciones de *Pterygoplichthys* mediante el Algoritmo Varseding.

Carácter morfométrico			
Incluido	Abreviación	No incluido	Abreviación
Longitud predorsal	LP	Longitud espina de la aleta anal	LEAA
Longitud de la cabeza	LC	Longitud espina pélvica	LCPV
Longitud cabeza-dorsal	LCD	Longitud de la espina dorsal	LED
Ancho cleithral	AC	Distancia dorsal-pélvica	DDPV
Longitud cabeza-pectoral	LCP	Ancho de la boca	AB
Longitud del tórax	LT	Longitud de la copa del diente del premaxilar	LCDP
Longitud columna pectoral	LCPE	Longitud base de la aleta dorsal	LBAD
Longitud abdominal	LA	Longitud barbillas	LBB
Longitud post-anal	LPA	Distancia dorsal-pectoral	DDP
Distancia dorsal-adiposa	DDA	Profundidad de la cabeza	PC
Longitud espina adiposa	LEA		
Distancia dorsal adiposa-caudal	DDAC		
Profundidad del pedúnculo caudal	PPC		
Distancia ventral adiposa-caudal	DVAC		
Distancia adiposa-anal	DAA		
Distancia dorsal-anal	DDA		
Distancia pélvica-dorsal	DPD		
Longitud cabeza-ojo	LCO		
Diámetro orbital	DO		
Longitud del hocico	LH		
Ancho internarinas	AI		
Ancho interorbital	AIO		
Longitud de la boca	LB		
Longitud de la copa del diente del dentario	LCDD		

Una vez realizados los ajustes anteriormente mencionados, se logró identificar una estrecha relación morfométrica entre las dos poblaciones en estudio (Figura 6). De acuerdo con la gráfica de densidad (Figura 6A) se evidenció alto solapamiento entre las dos poblaciones. Sin embargo, el carácter morfométrico PPC (Profundidad del pedúnculo caudal) tuvo mayor capacidad de discriminación entre ambos grupos. En el diagrama de dispersión de las coordenadas polares (Figura 6b); se identificó además de la PPC el carácter LCP (Longitud cabeza-pectoral) en segundo lugar con mejor capacidad de discriminación.

No obstante, la prueba de asignación al azar bivariada mostró en primer lugar; el individuo de la población de Patía con mayor probabilidad de pertenecer a la población del Amazonas, con valor de p mayor que 0,05 para ambos ejes ($X=0,258$ y $Y=0,484$) (Figura 6C). Eso permite aceptar la hipótesis nula y establecer que algunos individuos que originalmente pertenecen a la población de Patía pueden ser de acuerdo a los datos morfométricos similares a la población del Amazonas. De igual manera, la segunda prueba de asignación bivariada (Figura 6D) mostró en este caso el individuo de la población de Amazonas (punto rojo) con mayor probabilidad de ser morfológicamente igual a la población de Patía, de igual manera, no hubo diferencias significativas en la morfometría entre los individuos de la población del Amazonas y los de Patía ($p>0,05$ en ambos ejes).

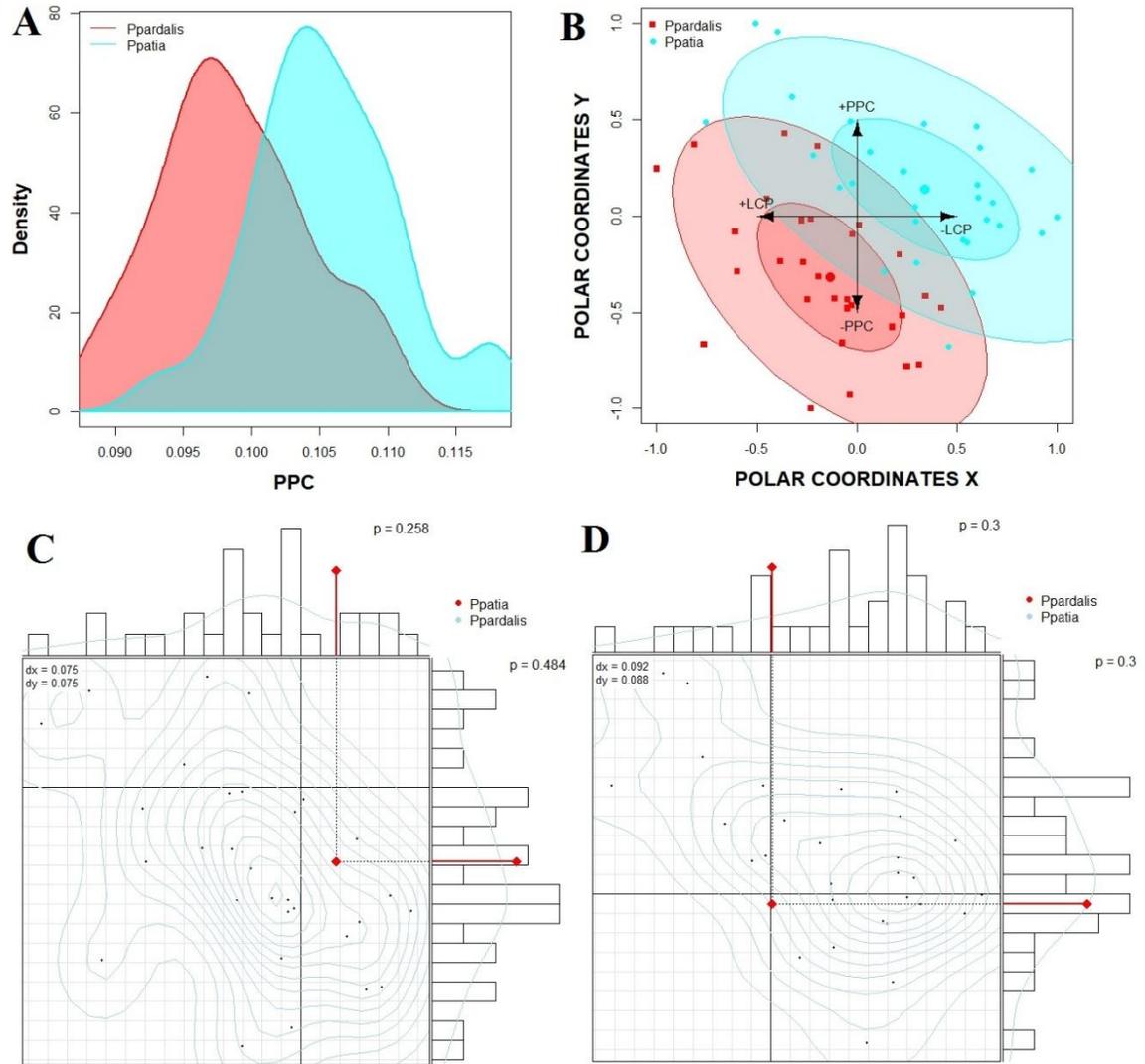


Figura 6. Aplicación del algoritmo Varsedig teniendo en cuenta la selección de caracteres morfométricos no alterados por la preservación de los especímenes.

7.1.3. Análisis genéticos (Secuenciación de ADNmt y gen Cytb)

Las secuencias de Cytb para ambas muestras de los ríos Patía y Amazonas mostraron que pertenecen a la especie *P. pardalis*. Con base en las distancias genéticas intraespecíficas, *P. pardalis* de los ríos Patía y Amazonas mostraron distancias promedio entre 0.0 y 0.6 % para el Cytb, mientras que los valores de divergencia genética entre todas las secuencias de *P. pardalis* variaron entre 0 –3,4

% (Tabla 8). El análisis ML generó un solo árbol con la mayor probabilidad de registro (-3280,23). En ambos árboles (Figura 7 y 8) se observó la secuencia HQ267775 de *P. pardalis* agrupada con la secuencia KJ533260 de *P. disjunctivus*.

Tabla 8. Distancias promedio (mínima y máxima) intraespecíficas (en la diagonal) e interespecíficas (debajo de la diagonal) basadas en dos parámetros de Kimura (K2P) para el gen cyt-b de mtDNA.

Especies	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1 <i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Patía y Amazonas)	0,000-0,006								
2 <i>P. pardalis</i>	0,000-0,019	0,000-0,034							
3 <i>Pterygoplichthys disjunctivus</i>	0,001-0,030	0,001-0,010	0,000-0,011						
4 <i>Pterygoplichthys scrophus</i>	0,002-0,009	0,002-0,012	0,004-0,021						
5 <i>Pterygoplichthys gibbiceps</i>	0,050-0,070	0,045-0,082	0,044-0,051	0,064-0,065	0,001				
6 <i>Pterygoplichthys joselimaianus</i>	0,039-0,060	0,037-0,072	0,036-0,041	0,055	0,028-0,029				
7 <i>Hypostomus plecostomus</i>	0,006-0,029	0,008-0,042	0,000-0,010	0,020	0,046-0,047	0,037			
8 <i>Hypostomus robinii</i>	0,131-0,140	0,131-0,139	0,132-0,139	0,135	0,114-0,115	0,117	0,138		
9 <i>Hemiancistrus maracaiboensis</i>	0,114-0,132	0,110-0,135	0,111-0,113	0,125	0,104	0,093	0,112	0,094	-

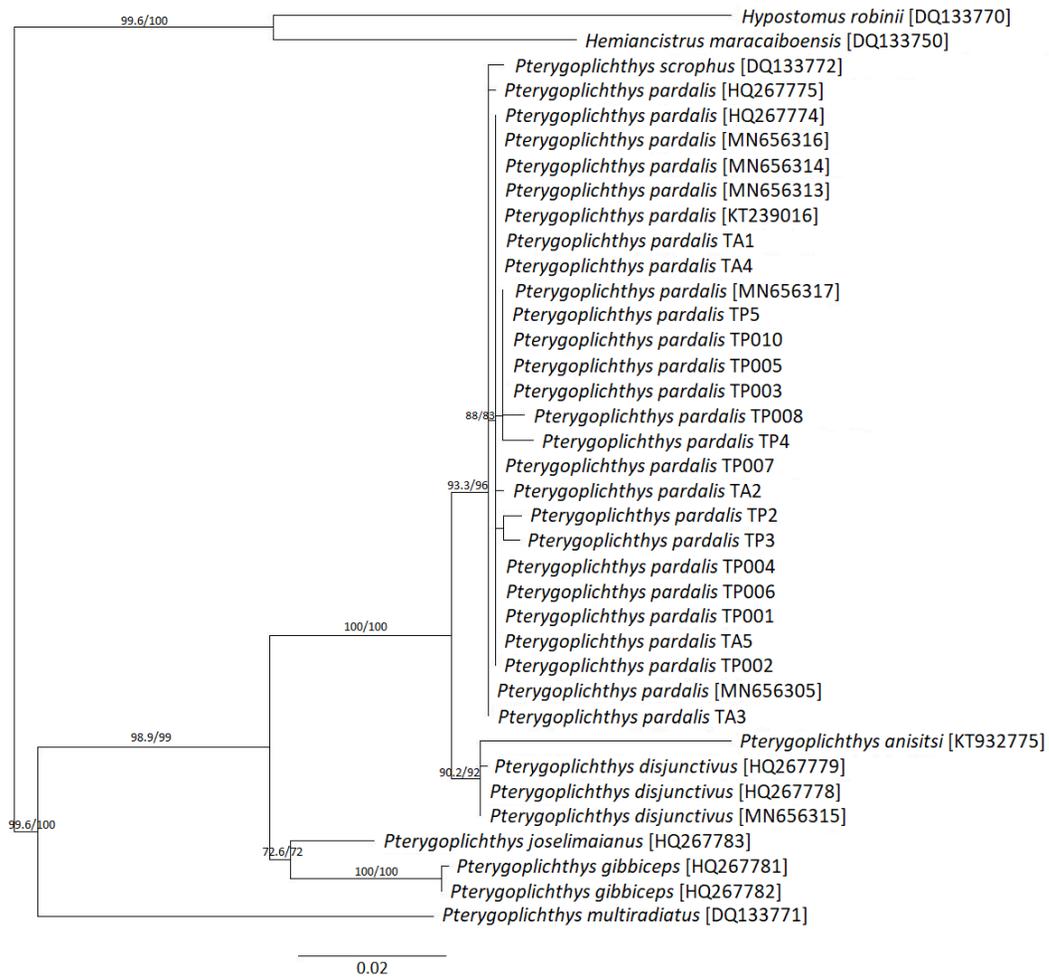


Figura 7. Árbol filogenético basado en secuencias parciales del gen *cyt b*. El árbol se infirió a través del método de Máxima Verosimilitud (ML) con el modelo de evolución TN93+I. Porcentaje de cobertura de datos para nodos internos. *Hypostomus robinii* y *Hemiancistrus maracaiboensis* se incluyeron como grupos externos. La abreviatura TA corresponde a secuencias generadas para la cuenca Amazónica y TP para la cuenca Patía.

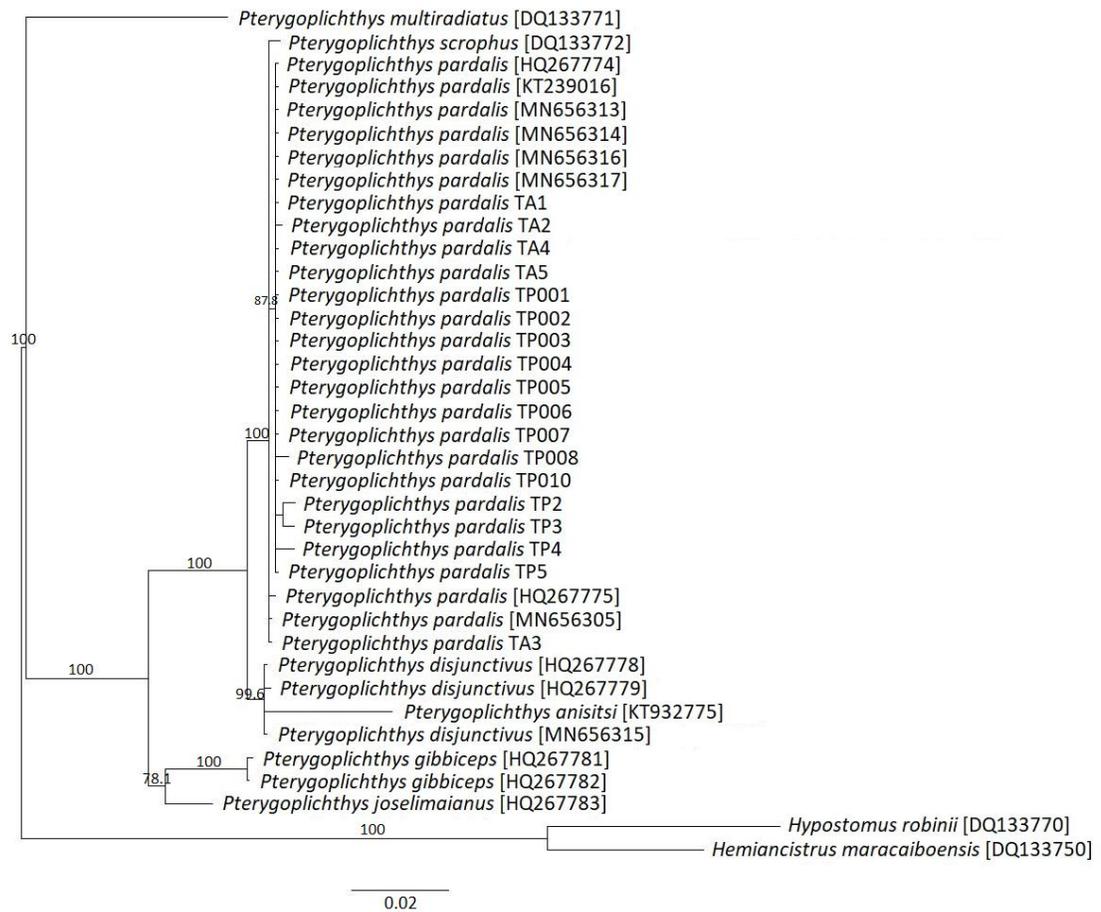


Figura 8. Árbol de inferencia bayesiana (BI) con el modelo de evolución HKY+F+I. Los números son la probabilidad de los nodos. *Hypostomus robinii* y *Hemiancistrus maracaiboensis* se incluyeron como grupos externos. La abreviatura TA corresponde a secuencias generadas para la cuenca Amazónica y TP para la cuenca Patía.

7.2. ANÁLISIS DE RIESGO

El análisis de riesgo para la población de *Pterygoplichthys* de la cuenca del río Patía identificada como *P. pardalis* arrojó una puntuación final de 1114,779 puntos (Tabla 9). Por consiguiente, se clasifica como una especie de alto para la introducción. Adicionalmente, se identificaron durante el ejercicio de la aplicación del análisis de riesgo valoraciones numéricas de 10 (Extremadamente riesgoso) y de 15 (Alta

incertidumbre sobre el riesgo y los impactos negativos o no se encuentra información disponible) en la mayoría de los casos (Anexo 1).

Tabla 9. Valoración final para el análisis de riesgo de la especie *P. pardalis* introducidos en la quebrada Cantarrana, cuenca del río Patía.

SECCIÓN	PREGUNTAS	PESO PREGUNTAS	1	3	5	7	10	15
A	17	2,765	-	-	-	-	414,75	82,95
B	18	1,944	1,944	-	-	-	174,96	145,8
C	8	1,625	-	-	-	-	97,5	121,875
D	2	2,500	-	-	-	-	-	75
TOTAL	45		1,944				687,21	425,625
TOTAL								1114,779

Para la sección A (Riesgo de establecimiento) se obtuvo una valoración de 497,7 puntos siendo importante destacar la alta disponibilidad de literatura científica sobre aspectos de historia de natural de la especie. Sin embargo, se presentaron dificultades a la hora de evaluar aspectos sobre el periodo de reproducción y la supervivencia de neonatos y juveniles por lo que la puntuación en estos casos fue mayor (15 puntos). Para el caso de la sección B (Impacto) la valoración obtenida fue de 322,7 puntos. En este caso, la valoración contó con buena información científica disponible y principalmente el valor de cada respuesta fue de 10 puntos, se presentó un único caso donde la valoración fue de un (1) punto (mínimo impacto negativo) dado que el riesgo de hibridación de la especie en estudio con alguna especie nativa del mismo género (*Pterygoplichthys*) en cuenca del río Patía es muy bajo. Las mayores puntuaciones (15 puntos) fueron realizadas en donde no fue posible encontrar información sobre si la especie es hospedera de parásitos o patógenos y a la salud humana, impacto potencial sobre valores culturales y usos tradicionales e impacto general sobre ecosistemas, áreas protegidas, especies endémicas y amenazadas. Con relación a la sección C (Manejo y control) que obtuvo una puntuación de 219,4 puntos, se encontraron dificultades a la hora de identificar aspectos sobre el tiempo y costo para la implementación de medidas de

manejo, impacto de las medidas y técnicas de manejo y control sobre los ecosistemas nativos y el ámbito socioeconómico, impacto respecto a si la especie es un organismo vivo modificado; en estos casos la puntuación fue de 15 puntos para cada una. Finalmente, en la sección D (Fines de la introducción) se obtuvo una puntuación de 75 puntos con puntuaciones de 15 para todos los casos, debido a que el objetivo de la introducción no corresponde a ninguno de los suministrados en el análisis de riesgo.

8. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mediante los análisis morfológicos, morfométricos y genéticos en la presente investigación evidencian que la población de loricáridos introducidos en la cuenca del río Patía, específicamente en la quebrada Cantarrana corresponden a la especie *Pterygoplichthys pardalis*. Esto confirma las sugerencias realizadas por Agudelo-Zamora *et al.*, (2020) y se suma a los registros de introducción de *P. pardalis* para Colombia reportados en diferentes estudios (Alvarado y Gutiérrez, 2002; Álvarez-León *et al.*, 2002; Gutiérrez, 2006; Mancera-Rodríguez y Álvarez-León, 2008; Baptiste *et al.*, 2010; Gutiérrez *et al.*, 2012 y Agudelo-Zamora *et al.*, 2020).

8.1. IDENTIDAD TAXONÓMICA DE LA ESPECIE

Los individuos recolectados en la cuenca del Patía presentaron caracteres fenotípicos característicos de la especie *P. pardalis*, que incluyen principalmente la naturaleza de los patrones de coloración abdominales un carácter determinante en la distinción de las especies del género *Pterygoplichthys* (Nico *et al.*, 2012). Adicionalmente, los patrones geométricos de líneas en la cabeza propuestos por Armbruster y Page (2006) como caracteres diagnósticos de *P. pardalis*, están presentes en todos los individuos analizados. Los patrones de coloración en la cabeza y abdomen han sido registrados y son claves para la identificación taxonómica de la especie en individuos introducidos en numerosas partes del mundo (Nico *et al.*, 2012; Hossain *et al.*, 2018), y en este caso, permiten la identificación de *P. pardalis* en el área de estudio.

Los individuos analizados en el presente estudio para la cuenca del río Patía presentaron valores similares en el intervalo de medida para la Longitud Estándar (219,00 – 262,00 mm) con los individuos de *P. pardalis* analizados para el río Cauca (209,89 – 252,54 mm) por Agudelo-Zamora *et al.* (2020). Sin embargo, la desviación estándar para el caso de los individuos de la población de Patía fue mayor (12,17) indicando mayor dispersión en los datos de acuerdo a la media. La variación en algunas medidas morfométricas ocurrió debido a la preservación incorrecta de

algunos especímenes o partes del cuerpo que aparecieron extremadamente dobladas o deshidratadas. Según Aguirre y Jiménez-Prado, (2018) esto lleva al registro incorrecto de la variación en la forma de los especímenes analizados y por lo tanto una identificación errónea sobre la variación morfológica entre las poblaciones objeto de estudio.

Además, la comparación morfométrica entre las poblaciones de *Pterygoplichthys* en el presente estudio permitió identificar valores homogéneos, lo cual sugiere poblaciones de una misma especie. De igual manera, se logró identificar posibles caracteres morfométricos que incorporaban medidas erróneas y que pueden conllevar a conclusiones taxonómicas erróneas. Para el presente estudio, las variables con mayor variación fueron la PPC y LCP que, sin embargo, no son consideradas diagnósticas para ninguna especie del género (Armbruster & Page, 2006; Nico *et al.*, 2012). Estos resultados demuestran la aplicabilidad y el potencial del análisis estadístico usado, siendo igual de efectivo para otros grupos de peces como los de la familia Characidae (Guisande *et al.*, 2016).

Aunque se ha registrado que la delimitación mediante variación morfométrica entre especies del género *Pterygoplichthys* es complicada principalmente para cuatro especies (*P. anisitsi*, *P. multiradiatus*, *P. pardalis* y *P. disjunctivus*) y se ha determinado que solo la naturaleza de los patrones de coloración abdominal puede distinguir individuos entre estas especies (Nico *et al.*, 2012), es importante mencionar que en el presente estudio la comparación de la población de *Pterygoplichthys* de Patía con una población de *P. pardalis* proveniente de su distribución natural en la cuenca amazónica mostró una alta similitud entre las medidas morfométricas, y diagramas de dispersión con tendencia a agrupar las dos poblaciones. De igual manera, la comparación de caracteres morfológicos y morfométricos han permitido la identificación de *P. pardalis* en otras cuencas de Colombia, como es el caso de Agudelo-Zamora *et al.* (2020) quienes compararon especímenes procedentes de la cuenca del río Cauca con los registros de Chávez

et al. (2006) sobre individuos introducidos de *P. pardalis* en la Laguna de Bay, Filipinas.

Los análisis mediante secuencias de ADNmt para la identificación de individuos introducidos de *P. pardalis* en la cuenca del río Patía, constituyen los primeros realizados para Colombia, ya que en estudios previos (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017; Agudelo-Zamora *et al.*, 2020) las validaciones taxonómicas de los especímenes recolectados se basan principalmente en caracteres morfológicos y análisis morfométricos.

Para otros países como Taiwán, Wu *et al.* (2011) registraron datos morfológicos y moleculares de loricáridos exóticos identificados como *P. pardalis*, *P. disjunctivus* o una mezcla de ambos. En comparación con nuestros resultados, esto podría explicar la mezcla entre secuencias de ambos taxones (HQ267775, KJ533260) en nuestras reconstrucciones filogenéticas (Figuras 7 y 8). Según varios autores (Wu *et al.*, 2011; Yu y Quilang 2014; Rosnaeni *et al.*, 2017) basados en la baja diversidad genética, *P. pardalis* y *P. disjunctivus* son probablemente congéneres. Finalmente, las divergencias genéticas de nuestra población de *P. pardalis* (0 - 0.6%), estuvieron dentro de los rangos aceptados para la distinción intraespecífica considerando que las diferencias intraespecíficas de los peces son generalmente menores al 1 %, mientras que las diferencias interespecíficas de *cyt-b* son generalmente superiores al 10 % (Li *et al.*, 2018). En conclusión, las distancias genéticas bajas entre las poblaciones evaluadas y las reconstrucciones filogenéticas permiten concluir que ambas corresponden a una misma especie (*P. pardalis*). Sin embargo, dada la escasa información genética sobre especies de peces nativas e introducidas en el país, es necesario realizar análisis genéticos más amplios para determinar el origen exacto de las poblaciones introducidas.

8.2. ANÁLISIS DE RIESGO DE INTRODUCCIÓN

Para Colombia los impactos al ecosistema por la introducción de *P. pardalis* no se han documentado (Agudelo-Zamora *et al.*, 2020) y existe una alta incertidumbre de

su impacto sobre los ecosistemas, las especies nativas y endémicas en las diferentes cuencas donde se ha registrado su establecimiento (Moncayo-Fernández *et al.*, 2017). Sin embargo, en otros países se han listado numerosos impactos negativos entre los cuales se incluyen: i) depredación de huevos de otras especies de peces (Chaichana y Jongphadungkiet, 2012), ii) interrupción en las redes alimenticias acuáticas debido al pastoreo de algas bentónicas y detritos que reducen las coberturas alimentarias para insectos acuáticos y peces (Smith, 1981), iii) mortalidad de aves piscívoras debido a su consumo en donde la erección defensiva de las espinas dorsales y pectorales genera un peligro mortal cuando intentan tragar el pez entero (Bunkley-Williams *et al.*, 1994; Hoover *et al.*, 2004), iv) remoción de plantas acuáticas debido al arado en el fondo lo cual conlleva a una alteración en las comunidades de macrófitas (Hoover *et al.*, 2004), v) erosión en la ribera debido a la construcción de numerosas madrigueras “colonias de desove” que comprometen la estabilidad de los bordes provocando erosión y altas cargas de sedimentos suspendidos (Nico, 2000). Por consiguiente, los impactos ocasionados por poblaciones establecidas de *P. pardalis* anteriormente son una realidad en numerosos cuerpos de agua de la cuenca del río Patía, teniendo en cuenta la alta abundancia registrada de estos individuos en las localidades de recolecta (Figura 9).



Figura 9. Individuos de *P. pardalis* recolectados en la madre vieja de Angulo (municipio de Patía, Cauca) sobre el canal principal del río Patía.

Durante las jornadas de captura de los individuos en la cuenca del río Patía se registraron específicamente en sistemas de madre viejas (Figura 10), construcciones de madrigueras sobre las paredes laterales, con individuos de *P. pardalis* en su interior, las madrigueras median en promedio de 0,8 m de profundidad. Este fenómeno se ha registrado en otras localidades de invasión de *Pterygoplichthys* en el mundo, con registros de 0,5 a 1 m de profundidad (Devick, 1988; Hoover *et al.*, 2004). En efecto, la construcción de estas madrigueras puede ser útil para la supervivencia en épocas de sequía o para reproducción y cuidado de crías (Hoover *et al.*, 2004) hecho que se ajusta más para las condiciones de los cuerpos de agua en la localidad de estudio, ya que durante todo el año se mantiene el espejo de agua.



Figura 10. Madre vieja en la localidad de Olaya, municipio de Balboa, Cauca.

Finalmente, el éxito de establecimiento de la especie *P. pardalis* en la cuenca del río Patía se puede atribuir a varios factores que aún no se han estudiado. Sin embargo, la evidencia documentada en diferentes estudios revela que el éxito del establecimiento de estos loricáridos se debe principalmente a: la capacidad de resistir a la contaminación de los cuerpos de agua (Welcomme y Vidthayanom 2003), alta tolerancia a los bajos niveles de oxígeno en el agua (Armbruster, 1998), bajo número de depredadores en los ecosistemas invadidos al igual que baja probabilidad a la depredación debido a las aletas espinosas y duras placas corporales (Zworykin y Budaev 2013), dispersión a través de migraciones cortas por tierra o a baja velocidad de corriente (Nico *et al.*, 2012), estrategias reproductivas que incluyen: periodos de reproducción prolongados, desoves por lotes, construcción de madrigueras, incubación de huevos con bajos niveles de agua y cuidado parental (Hoover *et al.*, 2004; Liang *et al.*, 2005).

9. CONCLUSIONES

Los análisis de caracteres morfológicos, morfométricos y secuencias de ADNmt permitieron corroborar que la población de loricáridos introducidos en la quebrada Cantarrana, sobre la cuenca del río Patía corresponden a *P. pardalis*. Por consiguiente, el reporte realizado en estudios anteriores en esta localidad (como *P. undecimalis*) corresponden a un error en la identificación taxonómica de los especímenes recolectados.

Los registros de la presencia de *P. pardalis* en tributarios de la cuenca del río Patía se suman a los casos de introducción a nivel nacional, siendo importante destacar que la especie ya cuenta con poblaciones establecidas para la cuenca Cauca-Magdalena, y embalses con drenajes a la región del Pacífico colombiano.

El ejercicio de la aplicación del protocolo de análisis de riesgo a la especie *P. pardalis* en la localidad de estudio, proporcionó un acercamiento a la determinación cuantitativa sobre el riesgo de la introducción. La valoración considerada como de alto riesgo para el área de estudio y el reconocimiento como especie invasora en otros países, debido a los impactos negativos ocasionados incluyendo en algunas localidades de invasión imposibilidad de su manejo o control; determina retos e iniciativas para conservación de la ictiofauna de la cuenca del río Patía.

10.RECOMENDACIONES

Se recomienda adelantar estudios sobre comportamiento, modificación de hábitats, dieta y reproducción de la especie *P. pardalis* en las localidades de registro para la cuenca del río Patía, esto con el propósito de profundizar más en el conocimiento y registro del fenómeno de invasión de la especie. De esta manera, proponer medidas de control y erradicación, justificar acciones de vigilancia y control por parte de las entidades competentes en términos de movilización y mantenimiento de especies exóticas en sistemas piscícolas, desarrollar actividades de concientización a pobladores locales para evitar liberaciones intensionales en sistemas naturales.

Es importante continuar con monitoreos ictiológicos periódicos en sistemas acuáticos aledaños a las localidades de registro para identificar la capacidad de dispersión de *P. pardalis* y su potencial frente al desplazamiento o competencia por recursos con especies ícticas nativas, así como también, interacciones de depredación por fauna asociada a estos ecosistemas.

11. BIBLIOGRAFÍA

Adams, D. C., Rohlf, F. J., y Slice, D. E. (2004). Geometric morphometrics: ten years of progress following the 'revolution'. *Italian Journal of Zoology*, 71(1), 5-16.

Agudelo-Zamora, H. D.; De Fex, D. y Zuluaga, M. A., (2020). *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855), an introduced species in the Cauca River Basin, Colombia. *Bol. Cient. MusHist. Nat. U. de Caldas*, 24 (2):100-115.

Aguirre, W. E., and Shervette, V. R. (2005). Morphological diversity of the Cynoscion group (Perciformes: Sciaenidae) in the Gulf of Guayaquil region, Ecuador: a comparative approach. *Environmental Biology of Fishes*, 73(4), 403-413.

Alvarado, H. y Gutiérrez, F. (1997). Especies hidrobiológicas continentales introducidas y trasplantadas y su distribución en Colombia. Ministerio del Medio Ambiente/Instituto de Investigación de Recursos Biológicos -Alexander von Humboldt -. Bogotá. 110pp.

Álvarez-Pliego, N., Sánchez, A. J., Florido, R., y Salcedo, M. Á. (2015). First record of South American suckermouth armored catfishes (Loricariidae, *Pterygoplichthys* spp.) in the Chumpan River system, southeast Mexico. *BioInvasions Records*, 4(4), 309-314.

Armbruster, J. W. (1998). Modifications of the digestive tract for holding air in loricariid and scoloplacid catfishes. *Copeia*, 663-675.

Armbruster, J. W. y L. Page. (2006). Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). *Neotropical Ichthyology* 4 (4): 401-409.

Baillie, J. E. M., C. Hilton-Taylor y S. Stuart. (2004). UICN red list of threatened species: a global species assessment. UICN. Gland, Suiza. 217 pp.

Baptiste M. P., Castaño N., Cárdenas D., Gutiérrez F. P., Gil D. L. y Lasso C. A. (eds). (2010). Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies

introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 200 pp.

Bijukumar, A., R. Smrithy, U. Sureshkumar y S. George (2015). Invasion of South American suckermouth armoured catfishes *Pterygoplichthys* spp. (Loricariidae) in Kerala, India - a case study. *Journal of Threatened Taxa* 7(3): 6987–6995.

Bunkley-Williams, L. U. C. Y., Williams Jr, E. H., Lilstrom, C. G., Corujo-Flores, I. R. I. S., Zerbi, A. J., Aliaume, C. A. T. H. E. R. I. N. E., & 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.

Cala, P. (1990). Diversidad, adaptaciones ecológicas y distribución geográfica de las familias de peces de agua dulce de Colombia. *Revista de la Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 17 (67): 725 - 740.

Capps, K. A., Nico, L. G., Mendoza-Carranza, M., Arévalo-Frías, W., Ropicki, A. J., Heilpern, S. A., y Rodiles-Hernández, R. (2011). Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys*) in south-eastern Mexico: implications for invasion and dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(6), 528-540.

Cawthorn, D. M., Steinman, H. A., & Corli Witthuhn, R. (2011). Establishment of a mitochondrial DNA sequence database for the identification of fish species commercially available in South Africa. *Molecular Ecology Resources*, 11(6), 979-991.

CBD - Convention on Biological Diversity. (2009). UNEP/CBD/COP/8/31. Evaluación del impacto: directrices voluntarias sobre evaluación del impacto, incluida la diversidad biológica. 24p.

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.
<https://doi.org/10.1080/03946975.2012.738494>.

Chavez, J. M., De La Paz, R. M., Manohar, S. K., Pagulayan, R. C., & Vi, J. R. C. (2006). New Philippine record of south american sailfin catfishes (Pisces: Loricariidae). *Zootaxa*, 1109(1), 57-68.

Copescal. (1986). Introducción de especies ícticas y conservación de los recursos genéticos de América Latina. Comisión de Pesca Continental para América Latina, 1986 COPESCAL Doc. Ocas., (3):12pp.

Devick, W. S. (1988). Disturbances and fluctuations in the Wahiawa Reservoir ecosystem, Project F-14-R-12, Job 4, Study I. Division of Aquatic Resources, Hawaii Department of Land and Natural Resources.

DoNascimento C., Herrera-Collazos E. E., Herrera-R G. A., Ortega-Lara A., Villa-Navarro F. A., Usma-Oviedo J. S., Maldonado-Ocampo J. A. (2017). Checklist of the freshwater fishes of Colombia: a Darwin Core alternative to the updating problem. *ZooKeys* 708: 25–138.

DoNascimento, C., F. A. Villa Navarro, J. G. Albornoz Garzón y E. E. Herrera Collazos. (2020). Lista de especies de peces de agua dulce de Colombia / Checklist of the freshwater fishes of Colombia. v. 2.12. Asociación Colombiana de Ictiólogos. Dataset/Checklist. <http://doi.org/10.15472/numrso>.

Dudgeon, D.; Arthington, A. H.; Gessner, M. O.; Kawabata, Z.; Knowler, D. J.; Lévêque, C. L.; Naiman, R. J.; Prieur-Richard, A.; Soto, D.; Stiassny, M. L. J. y Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81, 163 -182.

Dwivedi, A. K., y Dubey, V. K. (2013). Advancements in morphometric differentiation: a review on stock identification among fish populations (Retraction of vol 23, pg 23, 2013). *Reviews in fish biology and fisheries*, 23(4), 557-557.

Escobar-Ramírez, J. J. (2004). Síndromes de sostenibilidad ambiental del desarrollo en Colombia. Proyecto evaluación de la sostenibilidad en América Latina y el Caribe. Naciones Unidas. CEPAL. Santiago de Chile, 120 pp.

Forneck, S. C., Dutra, F. M., Zacarkim, C. E., y Cunico, A. M. (2016). Invasion risks by non-native freshwater fishes due to aquaculture activity in a Neotropical stream. *Hydrobiologia*, 773(1), 193-205.

Gil, L. A. (2007). PCR-based methods for fish and fishery products authentication. *Trends in Food Science & Technology*, 18(11), 558-566.

Giraldo, P., Uribe, S., y López, A. (2011). Análisis de secuencias de ADN mitocondrial (Cytb y ND1) en *Lucilia eximia* (Diptera: Calliphoridae). *Revista Colombiana de Entomología*, 37(2), 273-278.

Guisande, C., Vari, R. P., Heine, Jürgen., García-Rosello, E., Gonzalez-Dacosta, J., Pérez-Schofield, B. J. G., y Pelayo-Villamil, Patricia. (2016). VARSEDIG: an algorithm for morphometric characters selection and statistical validation in morphological taxonomy. *Zootaxa*, 4162(3), 571-580.

Glonka, L., F. Burhenne-Guilmin y H. Synge. (1996). Guía del Convenio sobre Diversidad Biológica. UICN, Gland y Cambridge. Reino Unido, 179 pp.

Gozlan, R. E. (2008). Introduction of nonnative freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9:106–115.

Gozlan, R. E. y Newton, A. C. (2009). Biological invasions: benefits versus risks. *Science*, 324: 1015–1016.

Gutiérrez, F. P. (2005). Distribución de las especies hidrobiológicas continentales introducidas y/o trasladadas en Colombia. Caso de Estudio: Biología y ecología de *Oreochromis niloticus* en la cuenca hidrográfica del río Sinú. Ph.D. Dis. Universidad de Barcelona. Catalunya. Barcelona.

Gutiérrez, F. D. P. (2006). Estado de conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt.

Gutiérrez, F. P. (2010). Las invasiones biológicas y el cambio climático. Universidad Jorge Tadeo Lozano. *Revista La Tadeo. Calentamiento Global. Más ciencias mejores políticas*. P. 109 – 122.

Gutiérrez, F. P., C. A. Lasso, M. P. Baptiste, P. Sánchez-Duarte y A. M. Díaz. (Eds). (2012). VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., 335 pp.

Hernández, G. (2002). Invasores en Mesoamérica y el Caribe. Invasives in Mesoamerica and the Caribbean. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. UICN. San José, Costa Rica.

Hoover, J.J., K.J. Killgore & A.F. Cofrancesco (2004). Suckermouth catfishes: Threats to aquatic ecosystems of the United States. *Aquatic Nuisance Species Research Bulletin* 4: 1–8.

Hossain, M. Y., Vadas, R. L., Ruiz-Carus, R., y Galib, S. M. (2018). Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Loricariidae) in Bangladesh: a critical review of its invasive threat to native and endemic aquatic species. *Fishes*, 3(1), 14.

IGAC (1980) Diccionario geográfico de Colombia. Subdirección de Investigación y Divulgación Geográfica, División de Difusión y Enseñanza Geográfica. 1812 pp.

IAvH y CIAT (2018). Entrenamiento práctico sobre códigos de barras de ADN para especies amenazadas y regulación del comercio ilegal de vida silvestre, dirigido a entidades gubernamentales y académicas. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH) y Centro Internacional de Agricultura Tropical. Palmira. Colombia.

Jiménez-Prado, P., W. Aguirre, E. Laaz-Moncayo, R. Navarrete-Amaya, F. Nugra-Salazar, E. Rebolledo-Monsalve, E. Zárate-Hugo, A. Torres-Noboa y J. Valdiviezo-Rivera. (2015). Guía de peces para aguas continentales en la vertiente occidental del Ecuador. Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas (PUCESE); Universidad del Azuay (UDA) y Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales (MECN) del Instituto Nacional de Biodiversidad. Esmeraldas, Ecuador. 416 pp.

Jumawan JC, Vallejo BM, Herrera AA, Buerano CC, Fontanilla IKC. 2011. DNA barcodes of the Suckermouth Sailfin Catfish *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae) in the Marikina River system, Philippines: Molecular perspective of an invasive alien fish species. *Philipp Scie Let* 4(2):103-113.

Kendall, D. G. (1977). The diffusion of shape. *Advances in applied probability*, 9(3), 428-430.

Keszka, S., Panicz, R., y Tanski, A. (2008). First record of the leopard pleco, *Pterygoplichthys gibbiceps* (Actinopterygii, Loricariidae) in the Brda River in the centre of Bydgoszcz [Northern Poland]. *Acta Ichthyologica Et Piscatoria*, 2(38), 135-138.

Kress, W. J., Erickson D. L., (2012). DNA Barcodes: Methods and protocols. En Kress, W. J., Erickson D. L. (Eds) DNA Barcodes. *Humana Press*. Totowa. 3-8.

Kumar, A. B., Schofield, P. J., Raj, S., y Satheesh, S. (2018). Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys* sp.) from Kerala, India. *Management of Biological Invasions*, 9(1), 49.

Lehmann, P., Vega, M. y Mueses, H., (2005). Listado de especies de peces para la Cuenca Alta y Media del río Patía, Colombia. *Novedades Colombianas*, Volumen 8, pp.27–39.

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-Taipei*, 44(2), 252.

Maldonado-Ocampo, J.A., Ortega-Lara, A., Usma O, J.S., Galvis V, G., Villa Navarro, F, A., Vásquez G.L., Prada-Pedrerros, S., y Ardila R.C. (2005). Peces de los Andes de Colombia. Instituto de investigaciones de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". Bogotá, D.C. - Colombia, 346 pp.

Mathews S. (2005). Sudamérica Invasida. Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP). El creciente peligro de las especies exóticas invasoras. 80 pp.

McNeely, J. A., Mooney, H. A., Neville, L. E., Schei, P. J., y Waage, J. K. (2001). Global strategy on invasive alien species (No. 333.95 G562ga). IUCN, Gland (Suiza) Global Invasive Species Programme, Cambridge (RU).

Mendoza, R., S. Contreras, C. Ramírez, P. Koleff, P. Álvarez y V. Aguilar. (2007). Los peces diablo: Especies invasoras de alto impacto. *CONABIO. Biodiversitas* 70: 1-5.

Meyer, A. (1994). Shortcomings of the cytochrome b gene as a molecular marker. *Trends in Ecology & Evolution*, 9(8), 278-280.

Miller, M A, Pfeiffer, W., Schwartz, T. (2010). Creating the CIPRES Science Gateway for Inference of Large Phylogenetic Trees. 2010 Gateway Computing Environments Workshop (GCE), 1–8.

Ministerio De Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2010). Resolución Número 0207 del 3 de febrero de 2010. <https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2021/10/Resolucio%CC%81n-0207-de-2010.pdf>

Mojica, J. I., C. Castellanos., S. Usma y R. Álvarez. (Eds). (2002). Libro Rojo de Peces Dulceacuícolas de Colombia. Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Colombia, Ministerio de Medio Ambiente. Bogotá, D.C., 288 pp.

Moncayo-Fernández. (2017). Composición, riqueza y distribución de la fauna íctica en la parte alta y media de la cuenca del río Patía (Colección de Ictiología del Museo de Historia Natural de la Universidad del Cauca). Trabajo de grado. Universidad del Cauca. Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y de la Educación. Departamento de Biología. Popayán, 81 pp.

Moncayo-Fernández, A., O. Mejía-Egas y H. E. Ramírez-Chaves. (2017). *Pterygoplichthys undecimalis* (Siluriformes: Loricariidae): una especie trasplantada en la cuenca del río Patía, vertiente Pacífico, Colombia. *Biota Colombiana* 18 (1): 243-250.

Nelson, J. S., Grande, T. C., y Wilson, M. V. (2016). *Fishes of the World*. John Wiley & Sons.

Nico, L. (2000). “*Pterygoplichthys multiradiatus* (Hancock 1828). Nonindigenous aquatic species fact sheet 766,” United States Geological Survey.

Nico, L. G., Loftus, W. F., y 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.

Nico, L. G., Butt, P. L., Johnston, G. R., Jelks, H. L., Kail, M., y Walsh, S. J. (2012). Discovery of South American suckermouth armored catfishes (Loricariidae, *Pterygoplichthys* spp.) in the Santa Fe River drainage, Suwannee River basin, USA. *BiolInvasions Record*, 1(3).

Ojasti, J. (2001). *Especies exóticas invasoras. Estrategia Regional de Biodiversidad para los Países del Trópico Andino*. Banco Interamericano de Desarrollo. Caracas, Venezuela.

Olden J. D. y Poff N. L. (2003). Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *The American Naturalist*. Vol. 162. No. 4. 442–460.

O’Keeffe, J. y Le Quesne, T. (2010). *Cómo conservar los ríos vivos. Guía sobre los caudales ecológicos*. Serie Seguridad Hídrica de WWF-2. Gland, Switzerland. 48 pp.

Ortega-Lara, A., Usma, J. S., Bonilla, P. A., y Santos, N. L. (2006). Peces de la cuenca del río Patía, vertiente del Pacífico colombiano. *Biota Colombiana*, 7(2).

Pereira, L. H., Pazian, M. F., Hanner, R., Foresti, F., & Oliveira, C. (2011). DNA barcoding reveals hidden diversity in the Neotropical freshwater fish *Piabina argentea* (Characiformes: Characidae) from the Upper Paraná Basin of Brazil. *Mitochondrial Dna*, 22(sup1), 87-96.

Ramírez, D. P. M. (2006). Protocolos para la preservación y manejo de colecciones biológicas. *Boletín Científico. Centro de Museos*, 10, 117-148.

Rasmussen, R. S., y Morrissey, M. T. (2009). Application of DNA-based methods to identify fish and seafood substitution on the commercial market. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 8(2), 118-154.

Reis, R. E., Trajano, E., y Hingst-Zaher, E. (2006). Shape variation in surface and cave populations of the armoured catfishes *Ancistrus* (Siluriformes: Loricariidae) from the Sao Domingos karst area, upper Tocantins River, Brazil. *Journal of Fish Biology*, 68(2), 414-429.

Restrepo-Santamaría, D., y Álvarez-León, R. (2011). Peces del departamento de Caldas, Colombia. *Biota Colombiana*, 12(1).

Restrepo-Santamaría, D. y R. Álvarez-León. (2013). Algunos aspectos sobre la introducción de especies, y estado del conocimiento sobre los peces introducidos en el departamento de Caldas, Colombia. *Revista Luna Azul* 37: 268-281.

Rodríguez, J. P. (2001). La amenaza de las especies exóticas para la conservación de la biodiversidad suramericana. *Interciencia*, Vol. 26 No.10. 479-483.

Ronquist, F., Teslenko, M., van der Mark, P., Ayres, D. L., Darling, A, Höhna, S., Larget, B., Liu, L., Suchard, M. A., Huelsenbeck, J. P. (2012). MrBayes 3.2: Efficient Bayesian Phylogenetic Inference and Model Choice Across a Large Model Space. *Systematic Biology* 61 (3): 539–42.

Rokas, A., Ladoukakis, E., & Zouros, E. (2003). Animal mitochondrial DNA recombination revisited. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(8), 411-417.

Salas, D., Véliz, D., y Scott, S. (2012). Diferenciación morfológica en especies del género *Cheirodon* (Ostariophysi: Characidae) mediante morfometría tradicional y geométrica. *Gayana*, 76(2), 142-152.

Sánchez, A. J., Florido, R., Álvarez-Pliego, N., y Salcedo, M. Á. (2015). Distribución de *Pterygoplichthys* spp. (Siluriformes: Loricariidae) en la cuenca baja de los ríos Grijalva-Usumacinta. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86(4), 1099-1102.

Schofield, P. J., Loftus, W. F., y Reaver, K. M. (2018). Non-native fishes of the central Indian River Lagoon. *Florida Scientist*, 81(1), 12-24.

Smith, N.J.H. (1981). *Man, Fishes, and the Amazon*. Columbia University Press, New York, 180pp.

Soria-Barreto, M., Rodiles-Hernández, R., y González-Díaz, A. A. (2011). Morfometría de las especies de Vieja (Cichlidae) en ríos de la cuenca del Usumacinta, Chiapas, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(2), 569-579.

Sperling, F. A., Anderson, G. S., y Hickey, D. A. (1994). A DNA-based approach to the identification of insect species used for postmortem interval estimation. *Journal of Forensic Science*, 39(2), 418-427.

Stamatakis, A., (2014). RAxML Version 8: A Tool for Phylogenetic Analysis and Post-Analysis of Large Phylogenies. *Bioinformatics* 30 (9): 1312–13.

Teletchea, F. (2009). Molecular identification methods of fish species: reassessment and possible applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 19(3), 265-293.

Thompson, J. D., Gibson, T. J., Plewniak, F., Jeanmougin, F., Higgins, D. G., (1997). The CLUSTAL_X Windows Interface: Flexible Strategies for Multiple Sequence Alignment Aided by Quality Analysis Tools. *Nucleic Acids Research* 25 (24): 4876–82. 1.

Torres-Pineda, P., y Armbruster, J. W. (2020). The Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Siluriformes: Loricariidae), a new exotic species established in the Dominican Republic. *Novitates Caribaea*, (16), 20-31.

UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE. (1980). *Stratégie mondiale de la conservation. La conservation des ressources vivantes au service du développement durable*. Gland, Suisse, 30 p.

UICN, Unión Mundial para la Naturaleza. (1999). *Recomendaciones. Especies Invasoras Exóticas. Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico*. Montreal, Canadá.

Velazquez, E. V., Vila, J. M. L., y Berny, E. I. R. (2017). El pez diablo: especie invasora en Chiapas. *Lacandonia*, 7(1), 99-104.

Vilà, M., Bacher, S., Hulme, P., Kenis, M., Kobelt, M., Nentwig, W., y Solarz, W. (2006). Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Revista Ecosistemas*, 15(2).

Welcomme, R. L. (1988). *International introductions of inland aquatic species*. FAO Fish. Tech. Pap. Número 294, Roma, Italia. 318 pp.

Welcomme, R. y C. Vidthayanom (2003). *The Impacts of Introductions and Stocking of Exotic Species in the Mekong Basin and Policies for Their Control*, Mekong River Commission Technical Paper No. 9, Phnom Penh, 35pp.

Witkowski, A., y Grabowska, J. (2012). The non-indigenous freshwater fishes of Poland: threats to the native ichthyofauna and consequences for the fishery: a review. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 42(2).

Wu, L. W., Liu, C. C., y 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.

Zawadzki, C. H., Weber, C., Pavanelli, C. S., y Renesto, E. (2002). Morphological and biochemical comparison of two allopatrid populations of *Hypostomus*

margaritifer (Regan, 1907) (Osteichthyes, Loricariidae) from the upper Paraná River basin, Brazil. *Acta Scientiarum*, 24(2), 499-505.

Zworykin, D. D., & Budaev, S. V. (2013). Non-indigenous armoured catfish in Vietnam: invasion and systematics. *Ichthyological Research*, 60(4), 327-333.

12. ANEXOS

Anexo 1. Análisis de riesgo para individuos de la especie *Pterygoplichtys pardalis* introducidos en la quebrada Cantarrana, cuenca del río Patía.

SECCIÓN A - RIESGO DE ESTABLECIMIENTO			
A1	ANTECEDENTES GENERALES DE INVACIÓN	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A1.1	La especie ha sido extensamente introducida a escala global sin que registren antecedentes de establecimiento o invasión.	10	Orfinger y Goodding (2018)
A1.2	La especie está citada como invasora en los listados nacionales, en la base de datos I3N, en listados internacionales y está ampliamente distribuida y con impactos negativos.	10	Orfinger y Goodding (2018); Jimenéz-Segura y Lasso (2020); Agudelo - Zamora <i>et al.</i> , (2020); GISD, (2021)
A1.3	No se conocen antecedentes de introducción de la especie en otros países	0	
A2	ANTECEDENTES DE INVASIÓN EN ECOSISTEMAS TROPICALES	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A2.1	La especie ha sido extensamente introducida en ecosistemas tropicales sin que registre antecedentes de establecimiento o invasión.	10	Orfinger y Goodding (2018)
A2.2	La especie está reportada como establecida (con poblaciones autosostenibles) en ecosistemas tropicales y con altos impactos negativos. Y ha superado la generación F2	10	Orfinger y Goodding (2018)
A2.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A3	¿CUÁL ES EL GRADO DE SIMILITUD CLIMÁTICA ENTRE EL ÁREA DE ORIGEN O LAS REGIONES DONDE LA ESPECIE ES INVASORA Y EL ÁREA A LA QUE SE LA INTRODUCE?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A3.1	Baja [<25%] el grado de similitud climática entre las áreas nativas [de origen], a donde se ha introducido, y a donde se pretende introducir.	0	
A3.2	Moderado [30 - 70%] el grado de similitud climática entre las áreas nativas [de origen], a donde se ha introducido, y a donde se pretende introducir.	10	Gestring, (2006); Mendoza <i>et al.</i> , (2009); Chavez <i>et al.</i> , (2006); Nico y Martin (2001)
A3.3	Muy alta [>70%] el grado de similitud climática entre las áreas nativas [de origen], a donde se ha introducido, y a donde se pretende introducir.	0	
A3.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LA ESPECIE			
A4	TIPO DE REPRODUCCIÓN	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A4.1	La especie tiene reproducción sexual.	10	Gibbs <i>et al.</i> , (2008)
A4.2	La especie tiene reproducción asexual.	0	

A4.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A5	FRECUENCIA REPRODUCTIVA	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A5.1	La especie se reproduce una [1] vez al año.	0	
A5.2	La especie se reproduce dos [2] veces al año.	0	
A5.3	La especie se reproduce tres [3] veces al año.	0	
A5.4	La especie se reproduce durante todo el año.	10	Mendoza <i>et al.</i> , (2009)
A5.5	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A6	PERIODO DE REPRODUCCIÓN	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A6.1	La especie madura y se reproduce a los cuatro años o más.	0	
A6.2	La especie madura y se reproduce a los dos o tres años.	0	
A6.3	La especie madura y se reproduce en un año o menos.	0	
A6.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
A7	FECUNDIDAD (ANIMALIA)	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A7.1	La especie presenta baja fecundidad [número de embriones, huevos o larvas]	0	
A7.2	La especie presenta fecundidad media [número de embriones, huevos o larvas]	0	
A7.3	La especie presenta fecundidad alta [embriones, huevos o larvas]	10	Hoover <i>et al.</i> , (2004); Mendoza <i>et al.</i> , (2009)
A7.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A8	PRODUCCIÓN DE HUEVOS - ESPERMA - PLÁNULAS - ESTOLONES. (VEGETALIA)	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A8.1	La especie presenta baja fecundidad [número de huevos - esperma - plánulas – estolones].	0	
A8.2	La especie presenta fecundidad media [número de huevos - esperma - plánulas – estolones].	0	
A8.3	La especie presenta fecundidad alta [número de huevos - esperma - plánulas – estolones].	0	
A8.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A9	DISPERSIÓN NATURAL DE HUEVOS - ESPERMA - PLÁNULAS - ESTOLONES – LARVAS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A9.1	La dispersión ocurre por otras especies.	0	
A9.2	La dispersión ocurre por las corrientes.	10	Gestring, (2006)
A9.3	La dispersión ocurre por el viento.	0	

A9.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A10	SUPERVIVENCIA DE NEONATOS Y JUVENILES (ANIMALIA)	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A10.1	La supervivencia es baja.	0	
A10.2	La supervivencia es media.	0	
A10.3	La supervivencia es alta.	0	
A10.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
A11	SUPERVIVENCIA DE ESPERMA - HUEVOS - PLÁNULAS - ESTOLONES - LARVAS (VEGETALIA)	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A11.1	La supervivencia es baja.	0	
A11.2	La supervivencia es media.	0	
A11.3	La supervivencia es alta.	0	
A11.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A12	ADAPTACIONES DE CUIDO DE EMBRIONES - HUEVOS - LARVAS O NEONATOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A12.1	La especie no tiene cuidado parental.	0	
A12.2	La especie tiene cuidado parental y un alto grado de agresividad en su período reproductivo.	10	Nico y Martín (2001)
A12.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A13	ESTRATEGIAS DE VIDA	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A13.1	¿Es una especie de estrategia k?	0	
A13.2	¿Es una especie de estrategia r?	10	Mendoza et al., (2009)
A13.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A14	PROBABILIDAD DE ADAPTACIÓN REPRODUCTIVA DERIVADA DE LA ESTRATEGIA REPRODUCTIVA	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A14.1	¿Es una especie de estrategia k poco adaptable a las nuevas condiciones?	0	
A14.2	¿Es una especie de estrategia r altamente adaptable a las nuevas condiciones?	10	Moncayo-Fernández <i>et al.</i> , (2017)
A14.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A15	HÁBITOS ALIMENTICIOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A15.1	Es herbívora con probabilidad de adaptar sus hábitos alimenticios en el nuevo ecosistema	0	
A15.2	Es omnívora con probabilidad de adaptar sus hábitos alimenticios en el nuevo ecosistema	10	Mendoza et al., (2009)

A15.3	Es carnívora con probabilidad de adaptar sus hábitos alimenticios en el nuevo ecosistema	0	
A15.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A16	TIPO DE ECOSISTEMAS EN DONDE HABITA	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A16.1	Habita exclusivamente en ecosistemas marinos	0	
A16.2	Habita en ecosistemas de agua dulce, salobres o estuarinos	10	Wakida-Kusunki <i>et al.</i> , (2007); Mendoza et al., (2009)
A16.3	Puede lograr adaptarse a diferentes tipos de ecosistemas: marinos – continentales – salobres o estuarinos.	10	Wakida-Kusunki <i>et al.</i> , (2007); Mendoza et al., (2009)
A16.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
A17	LONGEVIDAD DE LA ESPECIE	VALORACIÓN	REFERENCIAS
A17.1	< 1 año	0	
A17.2	1 año	0	
A17.3	> 1 año	10	Mendoza et al., (2009); GISD, (2021)
A17.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
SECCIÓN B - IMPACTO			
B1	¿CUÁL ES EL GRADO DE ESPECIALIZACIÓN DE LA ESPECIE EN CUANTO A SUS REQUERIMIENTOS DE HÁBITAT?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B1.1	No prosperará sino en cría, dada sus características y requerimientos biológicos, dado que su hábitat no se corresponde con el lugar a donde se introducirá.	0	
B1.2	Posee baja tolerancia a cambios ambientales o ambientes diferentes a los de su ecosistema original.	0	
B1.3	Se trata de un organismo generalista y capaz de prosperar fácilmente en ecosistemas distintos a los originales de su residencia	10	Gestring, (2006); Mendoza et al., (2009)
B1.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B2	¿CUÁL ES SU GRADO DE OPORTUNISMO RESPECTO DE LAS ALTERACIONES HUMANAS DEL AMBIENTE Y/O HÁBITAT?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B2.1	No prosperará en ambientes o ecosistemas perturbados	0	
B2.2	Ha demostrado que se beneficia y/o prosperará en ambientes y ecosistemas alterados por disturbios antrópicos y/o naturales.	10	Chavez <i>et al.</i> , (2006)
B2.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	

B3	¿CUÁL ES EL GRADO DE SIMILITUD MEDIO AMBIENTAL O DE ECOSISTEMAS ENTRE EL ÁREA DE ORIGEN O LAS REGIONES DONDE LA ESPECIE HA INVADIDO Y LA NUEVA ÁREA A LA QUE SE LA INTRODUCE?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B3.1	Baja	0	
B3.2	Media	0	
B3.3	Alta	10	N/A
B3.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B4	RIESGO DE HIBRIDACIÓN CON ESPECIES NATIVAS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B4.1	No existen en el área donde se introducirá, especies del mismo género o subespecies, ante lo cual se descarta el riesgo de hibridación.	1	
B4.2	Existen especies nativas del mismo género o subespecies y se puede suponer que pueda existir riesgo de hibridación.	0	
B4.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B5	PROBABILIDADES DE ÉXITO REPRODUCTIVO FRENTE A ESPECIES NATIVAS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B5.1	La especie, respecto a las nativas puede alcanzar densidades que puede resultar en procesos de invasión.	10	Nico <i>et al.</i> , (2009)
B5.2	La especie, respecto a las especies nativas produce más ovas, larvas neonatos, juveniles viables, plánulas, plántulas y estolones.	0	
B5.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B6	¿CUÁL ES LA CAPACIDAD DE LA ESPECIE DE ESTABLECER POBLACIONES A PARTIR DE POCOS INDIVIDUOS?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B6.1	Baja	0	
B6.2	Media	0	
B6.3	Alta	10	Nico <i>et al.</i> , (2009)
B6.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B7	CAPACIDAD DE CRECER FORMANDO NÚCLEOS DENSOS Y CERRADOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B7.1	Los individuos [plantas] se establecen de manera aislada, separados unos de otros o al menos no tienen la capacidad de formar núcleos cerrados.	0	
B7.2	La especie [planta] es capaz de crecer formando núcleos de alta densidad	0	
B7.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B8	CAPACIDAD DE PRODUCIR COMPUESTOS ALELOPÁTICOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B8.1	No produce compuestos alelopáticos	0	
B8.2	Es capaz de producir compuestos alelopáticos	0	
B8.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	

B9	TOXICIDAD PARA OTRAS POBLACIONES Y/O ESPECIES	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B9.1	Ninguna de las partes o productos de la especie resulta tóxica para otras especies, incluida el ser humano.	0	
B9.2	Todas o alguna de las partes, o productos de la especie pueden resultar tóxicas para otras especies incluida el ser y no tendría controladores naturales.	0	
B9.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B10	¿LA ESPECIE ES HOSPEDERA DE PARÁSITOS O PATÓGENOS CONOCIDOS?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B10.1	No existen antecedentes que señalen que la especie sea hospedera de parásitos y/o patógenos conocidos en su ambiente original, pero existen datos que permiten suponer que eso ocurra en un nuevo hábitat.	0	
B10.2	La especie tiene registros de ser hospedera de parásitos y/o patógenos conocidos en su ambiente original.	0	
B10.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
B11	ALTERACIÓN DE OTROS PROCESOS O FUNCIONES ECOSISTÉMICAS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B11.1	No posee características que permitan suponer que ocurran alteraciones sobre los ecosistemas.	0	
B11.2	Reúne características que permiten suponer que ocurran situaciones adversas para los ecosistemas y la diversidad biológica.	10	Nico <i>et al.</i> , (2009); GISD, (2021)
B11.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B12	DISPERSIÓN ASOCIADA ACTIVIDADES HUMANAS [INTENCIONAL]	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B12.1	No se supone pueda ser dispersada intencionalmente, ni tiene atributos de interés [valor ornamental, medicinal, alimentaria etc.] que lo permitan.	0	
B12.2	Se presume que la especie puede ser dispersada intencionalmente en su nuevo ecosistema, por las personas que identifiquen una característica o oportunidad, no considerada en su ambiente original.	10	Page y Robins, 2006
B12.3	Se desconoce si la especie es dispersada intencionalmente pero puede tener alguna propiedad de interés que permita tal acción.	0	
B13	DISPERSIÓN ASOCIADA A ACTIVIDADES HUMANAS [ACCIDENTAL]	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B13.1	No crece en áreas alteradas y/o no tiene actividades humanas que faciliten su transporte.	0	
B13.2	Crece en áreas alteradas y por ello la actividad humana accidentalmente la puede transportar (como ornamental – para cultivo en áreas cerradas – incrustadas en embarcaciones – por inundaciones – por crecientes etc.).	10	Mendoza et al., (2009)
B13.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
B14	¿CUÁL ES EL IMPACTO POTENCIAL QUE SE PREVÉ DE LA ESPECIE SOBRE LA ECONOMÍA?	VALORACIÓN	REFERENCIAS

B14.1	Positivo, muy alto	0	
B14.2	Positivo, alto	0	
B14.3	Positivo, medio	0	
B14.4	Bajo o nulo	10	N/A
B14.5	Negativos	0	
B15	RESPECTO A LAS ESPECIES NATIVAS Y SUS PAQUETES TECNOLÓGICOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B15.1	Económicamente no existe ninguna especie nativa que pueda equipararse a la especie a introducir.	0	
B15.2	Existen especies nativas que podrían reemplazar a la especie a ser introducida.	0	
B15.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
B16	¿CUÁL ES EL IMPACTO NEGATIVO POTENCIAL QUE SE PREVÉ DE LA ESPECIE SOBRE LA SALUD HUMANA?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B16.1	Bajo o nulo [está documentado]	0	
B16.2	Medio [está documentado]	0	
B16.3	Alto [está documentado]	0	
B16.4	Muy alto [está documentado]	0	
B16.5	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
B17	¿CUÁL ES EL IMPACTO POTENCIAL QUE SE PREVÉ DE LA ESPECIE SOBRE VALORES CULTURALES Y SOBRE USOS TRADICIONALES?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B17.1	Bajo o nulo [está documentado]	0	
B17.2	Medio [está documentado]	0	
B17.3	Alto [está documentado]	0	
B17.4	Muy alto [está documentado]	0	
B17.5	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
B18	IMPACTO GENERAL SOBRE ECOSISTEMAS, ÁREAS PROTEGIDAS, ESPECIES ENDÉMICAS, AMENAZADAS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
B18.1	La posibilidad de que la especie genere impactos sobre especies endémicas, amenazadas o áreas protegidas es mínima.	0	
B18.2	¿Existe la posibilidad que la introducción de la especie genere altos impactos sobre especies endémicas, amenazadas o áreas protegidas?	0	
B18.3	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
SECCIÓN C - MANEJO Y CONTROL			
C1	MÉTODOS DE MANEJO Y CONTROL	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C1.1	Existen antecedentes internacionales y experiencia local para el control efectivo de la especie en el evento de convertirse en invasora.	0	

C1.2	Los antecedentes internacionales indican que el control es factible pero no existe experiencia o medios a nivel local para ejercerlo de manera efectiva.	10	Mendoza et al., (2009)
C1.3	Los antecedentes a nivel internacional resaltan la dificultad extrema de control de la especie.	10	Mendoza et al., (2009)
C1.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
C2	EFFECTIVIDAD DE LAS MEDIDAS DE MANEJO Y CONTROL	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C2.1	Las medidas de control implementadas en otras áreas no han sido efectivas para controlar la especie y su dispersión.	10	Mendoza et al., (2009)
C2.2	Las medidas de control implementadas en otras áreas han sido efectivas para controlar la especie y su dispersión.	10	Mendoza et al., (2009)
C2.3	No existe información sobre las medidas de control implementadas para la especie	0	
C3	TIEMPO REQUERIDO PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE LAS MEDIDAS DE MANEJO Y CONTROL	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C3.1	< 1 Año	0	
C3.2	1 año	0	
C3.3	> 1 año	0	
C3.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
C4	COSTOS DE IMPLEMENTACIÓN DE LAS MEDIDAS DE MANEJO Y CONTROL (ECONÓMICOS, HUMANOS O TÉCNICOS)	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C4.1	Son bajos	0	
C4.2	Son moderados	0	
C4.3	Son altos	0	
C4.4	No existe información sobre los costos de implementación	15	N/A
C5	IMPACTOS DE LAS MEDIDAS Y TÉCNICAS DE MANEJO Y CONTROL SOBRE LOS ECOSISTEMAS NATIVOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C5.1	Son bajos	0	
C5.2	Son moderados	0	
C5.3	Son altos	0	
C5.4	No se tiene información sobre los impactos	15	N/A
C6	IMPACTOS SOCIOECONÓMICOS DE LAS MEDIDAS Y TÉCNICAS DE MANEJO Y CONTROL	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C6.1	Son bajos	0	
C6.2	Son moderados	0	
C6.3	Son altos	0	
C6.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores	15	N/A

C7	RESPECTO A SÍ LA ESPECIE ES UN ORGANISMO VIVO MODIFICADO [OVM]. IMPACTOS	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C7.1	¿La especie u organismo es un OVM?	0	
C7.2	¿Como OVM se han probado sus impactos negativos sobre otras poblaciones o especies?	0	
C7.3	¿Ha producido efectos genéticos sobre poblaciones o especies en ambientes a donde se ha introducido?	0	
C7.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	15	N/A
C8	RESPECTO A SÍ LA ESPECIE ES UN ORGANISMO VIVO MODIFICADO [OVM]. SU ORIGEN BIOLÓGICO	VALORACIÓN	REFERENCIAS
C8.1	¿El OVM tiene su origen a partir de una especie declarada invasora, o sin haberse declarado como tal, se le considera invasora?	0	
C8.2	El OVM no proviene de una especie declarada o reconocida como invasora	10	N/A
C8.3	¿El OVM en su nuevo ambiente tiene la posibilidad de convertirse en invasora?	10	N/A
C8.4	No existe información suficiente para optar entre alguna de las opciones anteriores.	0	
SECCIÓN D - FINES Y DESTINO DE LA INTRODUCCIÓN			
D1	¿CUÁL ES EL OBJETIVO DE LA INTRODUCCIÓN?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
D1.1	La especie se introducirá para producción en ciclo cerrado	0	
D1.2	La especie se introducirá para producción en ciclo abierto	0	
D1.3	La especie se introducirá para producción en ciclo mixto	0	
D1.4	La información no fue aportada	15	N/A
D2	¿CUÁL ES EL OBJETIVO DE LA INTRODUCCIÓN?	VALORACIÓN	REFERENCIAS
D2.1	La especie se introducirá con fines de investigación en laboratorio y en total confinamiento.	0	
D2.2	La especie se introducirá con fines de investigación en una granja controlada y exenta de cualquier riesgo de incorporación de organismos al medio natural	0	
D2.3	La especie se introducirá con fines de investigación en una granja controlada y no exenta de riesgos de incorporación de organismos al medio natural.	0	
D2.4	La información no fue aportada	15	N/A