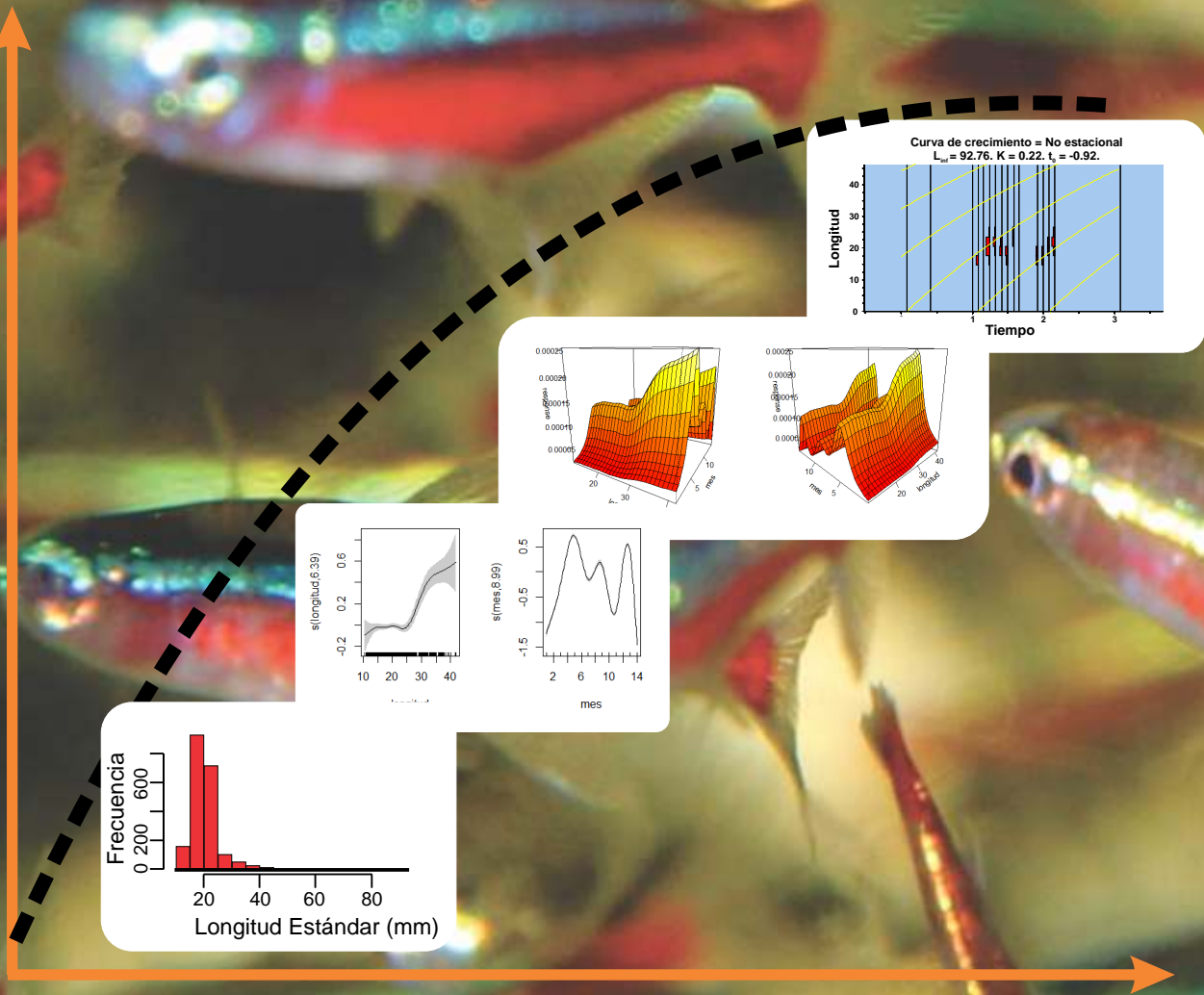


BIOLOGÍA PESQUERA DE LAS PRINCIPALES ESPECIES DE PECES ORNAMENTALES CONTINENTALES DE COLOMBIA



BIOLOGÍA PESQUERA DE LAS PRINCIPALES
ESPECIES DE PECES ORNAMENTALES
CONTINENTALES DE COLOMBIA

Editores

**Armando Ortega-Lara
Diego Fernando Córdoba-Rojas
Carlos Guillermo Barreto-Reyes
Luz Stella Barbosa Sanabria**

Autores

**Carlos Guillermo Barreto-Reyes
Armando Ortega-Lara
Diego Fernando Córdoba-Rojas
Margarita Rosa Rangel-Durán
Any Catherine Amado-Loaiza
Vladimir Puentes-Granada**



MINAGRICULTURA



AUNAP
AUTORIDAD NACIONAL
DE ACUICULTURA Y PESCA



**FUNDACIÓN
FUNINDES
COLOMBIA**

**AUTORIDAD NACIONAL DE ACUICULTURA
Y PESCA - AUNAP-**

Otto Polanco Rengifo
Director General

José Duarte Carreño
Secretario General

Lázaro de Jesús Salcedo Caballero
Director Técnico de Inspección y Vigilancia

Erick Sergue Firtion Esquiaqui
Director Técnico de Administración y Fomento

Sergio Manuel Gómez Flórez
Jefe Oficina de Generación de Conocimiento y
la Información

**FUNDACIÓN PARA LA INVESTIGACIÓN Y EL
DESARROLLO SOSTENIBLE - FUNINDES**

Armando Ortega-Lara
Director General

Paula Andrea Bonilla
Secretaria General

Wilton Cesar Aguiar Gómez
Tesorero

Grupo de Investigación en Peces Neotropicales

Coordinadores:

- Armando Ortega-Lara
- Henry Agudelo Zamora

Coordinación Editorial: Armando Ortega-Lara, Diego Fernando Córdoba-Rojas,
Carlos Guillermo Barreto-Reyes, Luz Stella Barbosa Sanabria

Diseño, Diagramación, Impresión y apoyo Editorial: Fundación Amano, Cross Market Ltda.

ISBN (versión impresa): 978-958-58993-8-4

ISBN (versión digital): 978-958-58993-9-1

Fotos portada, Fotos especies: Armando Ortega-Lara

Diseño de Portada: Fabián D. Escobar

Impresión: Cross Market Ltda.

Citar como:

- Barreto C.G., Ortega-Lara, A., Córdoba-Rojas D.F., Rangel-Durán M.R., Amado-Loaiza A.C., Puentes V. 2015. Biología Pesquera de las Principales Especies de Peces Ornamentales Continentales de Colombia. Ortega-Lara A., Córdoba D.F., Barreto C.G., Barbosa L.S. (Eds.). Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP©. Fundación FUNINDES©. 152 p.

Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP- © Fundación FUNINDES ©

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión del contenido de este documento para fines educativos u otros fines no comerciales, sin previa autorización de los titulares de los derechos de autor, si y solo si se reconocen los créditos de los autores, editores e instituciones que han elaborado el presente documento. Este trabajo fue elaborado en el marco de los convenios No.00466 de 2011(INCODER-FUNINDES), No. 00003 de 2012, No. 0033 de 2013 (AUNAP-FUNINDES), Consultoría No. 037 de 2014 (Fundación Humedales – FUNINDES) y No. 187 de 2015 (AUNAP – FUNINDES).

La información presentada en este documento es responsabilidad exclusiva de los autores y no compromete la posición general de la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca -AUNAP- o de la Fundación FUNINDES.

Distribución gratuita únicamente

COMITÉ CIENTÍFICO EDITORIAL

Alan Giraldo López PhD.
Universidad del Valle, Cali, Colombia

Fabián David Escobar Toledo PhD. (C)
Profesional OGCI AUNAP, Bogotá, Colombia

Carlos Julio Polo Silva PhD.
Profesional OGCI AUNAP, Bogotá, Colombia

ENTIDADES COLABORADORAS



MUSEO DEPARTAMENTAL
DE CIENCIAS NATURALES

INCIVA

Museo de Ciencias Naturales Federico Carlos Lehmann Valencia, del Instituto para la preservación del Patrimonio Cultural y Natural del Valle del Cauca -INCIVA-



ACOLPECES
COLOMBIA

Asociación Colombiana de Productores y Exportadores de Peces Ornamentales –ACOLPECES –



Cooperativa Multiactiva de Pescadores del Municipio de Acacias, Meta -COOPESCA-

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestros más sinceros agradecimientos a los 504 pescadores, 72 recolectores, 33 acopiadores de Inírida, Puerto Carreño, Arauca, Leticia y Villavicencio, y a los 29 exportadores de peces ornamentales de Bogotá, quienes aportaron muestras e información invaluable para realizar los análisis presentados en este documento.

Este libro es uno de los productos del proyecto “Evaluación biológico pesquera de las principales especies de peces ornamentales exportadas desde Colombia”, desarrollado entre la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca AUNAP, antes INCODER, y la Fundación para la Investigación y el Desarrollo Sostenible – FUNINDES, por medio del cual se pudo recolectar y analizar toda la información incluida aquí.

Agradecimientos especiales a los biólogos Felipe Muriel Hoyos, Victoria Castillo Olaya, Jennifer Castellanos, Gian Carlo Sánchez, Juan David Bogotá, Henry Agudelo Zamora por su apoyo en la generación de la información; a Nelly Andrea Pardo Ortega, Jenniffer Castañeda y Fanny Tovar Galíndez por su apoyo como auxiliares de laboratorio.

A los funcionarios de la sede central de la Autoridad Pesquera Nacional, que apoyaron este trabajo, cada uno en su momento: Martha Lucia De La Pava, Claudia Liliana Sánchez Páez, Jan Christian Otto Rehder, Argiro de Jesús Ramírez Aristizabal, Vladimir Puentes Granada, Diego Fernando Mojica Moncada, Adriana Milena Suárez Quintero y Juan Carlos Alonso González.

A los funcionarios de la Autoridad Pesquera Nacional en las sedes regionales de AUNAP: Luz Stella Barbosa Sanabria, Luis Guillermo Rojas Acevedo (QEPD) y Gloria Stella García Pérez – Inírida, Edwin Alberto Lacera Padilla - Puerto Carreño, Victor Hugo Carrillo Rojas, Myriam Larrahondo Molina, Bernardo Corrales Gómez y Luz Yolanda Cerón Millán – Leticia, Lina Del Carmen Parales Parales – Arauca.

A Raúl Ríos Herrera, curador de la Colección Zoológica de Referencia - IMCN del Museo Departamental de Ciencias Naturales Federico Carlos Lehmann Valencia (INCIVA) del Valle del Cauca, Cali, por su apoyo logístico. A los revisores científicos, Doctores Donald Charles Taphorn, Alan Giraldo López, Milton Pedraza García, Fabián David Escobar Toledo y Carlos Julio Polo por sus valiosos aportes al documento.

CONTENIDO

I.	INTRODUCCIÓN	15
II.	ÁREA DE ESTUDIO	16
III.	METODOLOGÍA	17
3.1.	DISEÑO GENERAL	17
3.2.	ANÁLISIS DE INFORMACIÓN BIOESTADÍSTICA	17
3.3.	MODELOS ADITIVOS GENERALIZADOS	18
3.4.	RELACIÓN LONGITUD - PESO	18
3.5.	ÍNDICE GONADOSOMÁTICO IGS	18
3.6.	TALLA MEDIANA DE MADUREZ SEXUAL (TMM)	18
3.7.	PATRÓN DE RECLUTAMIENTO	19
3.8.	ANÁLISIS DE CRECIMIENTO	19
3.9.	MORTALIDAD TOTAL (Z)	19
3.10.	MORTALIDAD NATURAL (M)	20
3.11.	MORTALIDAD POR PESCA (F)	21
3.12.	ANÁLISIS DE POBLACIÓN VIRTUAL (APV)	21
3.13.	MODELO BIOECONÓMICO DE THOMPSON Y BELL	22
IV.	BIOLOGÍA PESQUERA DE LOS PRINCIPALES PECES ORNAMENTALES CONTINENTALES DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS DE COLOMBIA	23
4.1	ORDEN SILURIFORMES	24
4.1.1.	Familia Aspredinidae	24
4.1.1.1.	<i>Bunocephalus amaurus</i> (Eigenmann, 1992) - Catalina común, Banjo catfish, Camouflaged catfish.	24
4.1.2.	Familia Callichthyidae	28
4.1.2.1.	<i>Corydoras axelrodi</i> (Rössel, 1962) - Corredora decker, Axelrod's cory, Pink coridoras.	28
4.1.2.2.	<i>Corydoras concolor</i> (Weitzman, 1961) - Corredora concolor, Slate cory.	31
4.1.2.3	<i>Corydoras melanotaenia</i> (Regan, 1912) - Corredora verde, Elongate bronze cory.	35
4.1.2.4.	<i>Corydoras arcuatus</i> (Elwin, 1938) - Corredora arcuatus, Skunk cory.	38
4.1.2.5.	<i>Corydoras breviostris</i> (Fraser-Brunner, 1947) - Corredora tigre, Spotted cory.	38
4.1.2.6	<i>Corydoras crypticus</i> (Sands, 1995) - Corredora cripticus.	38
4.1.2.7	<i>Corydoras melanistius</i> (Regan, 1912) - Corredora melanistio, Spotted cory.	38
4.1.2.8	<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858) - <i>Corydoras mala conducta</i> , Bronze cory.	39
4.1.2.9	<i>Corydoras elegans</i> (Steindachner, 1876) - Corredora elegans, Elegant cory.	39
4.1.2.10	<i>Corydoras loxozonus</i> (Nijssen & Isbrücker, 1983) - Corredora loxozonus, corredora Piña.	39
4.1.2.11	<i>Corydoras simulatus</i> (Weitzman & Nijssen, 1970) - Corredora olga, Olga cory	39
4.1.2.12	<i>Corydoras splendens</i> (Castelnau, 1855) - Corredora brochis, corredora gigante, Emerald catfish.	39
4.1.2.13	<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock, 1828) - Hoplo, Fork Tailed Hoplo.	40
4.1.2.14	<i>Megalechis picta</i> (Müller & Troschel, 1848)	40
4.1.2.15	<i>Megalechis thoracata</i> (Valenciennes in Cuvier y Valenciennes, 1840) - Hoplo tigre, Hoplo.	40
4.1.3	Familia Loricariidae	40
4.1.3.1	Subfamilia Hypoptopomatinae	40
4.1.3.1.1	<i>Otocinclus vittatus</i> (Regan, 1904) - Otocinco, cola rayada, Common otocinclus.	40
4.1.3.1.2	<i>Otocinclus huaorani</i> (Schaefer, 1997) - Otocinco media luna, Huarani otocinclus.	44
4.1.3.1.3	<i>Otocinclus vestitus</i> (Cope, 1872) - Otocinco enano, Silver otocinclus	44
4.1.3.2	Subfamilia Loricariinae	45
4.1.3.2.1	<i>Farlowella vittata</i> (Myers, 1942) - Lapicero dos hileras, Twig catfish.	45
4.1.3.2.2	<i>Rineloricaria eigenmanni</i> (Pellegrin, 1908) - Lubricaria común, Common whiptail catfish.	49

4.1.3.2.3	<i>Farlowella colombiensis</i> (Retzer y Page, 1997) - Lapicero, Colombia twig catfish.	52
4.1.3.2.4	<i>Lamontichthys llanero</i> (Taphorn y Lilyestrom, 1984) - Policía.	52
4.1.3.2.5	<i>Loricaria cataphracta</i> (Linnaeus, 1758) - Loricaria	53
4.1.3.2.6	<i>Loricariichthys brunneus</i> (Hancock, 1828) - Alcalde cabezón	53
4.1.3.2.7	<i>Rineloricaria</i> sp. - <i>Lubricaria cola oscura</i> Villavicencio	53
4.1.3.3	Subfamilia Hypostominae	54
4.1.3.3.1	<i>Hypostomus niceforoi</i> (Fowler, 1943) - Hypostomo de piedra.	54
4.1.3.3.2	<i>Peckoltia sabaji</i> (Ambruster, 2003) - Cucha guacamaya. Para pleco.	56
4.1.3.3.3	<i>Hypostomus plecostomoides</i> (Eigenmann, 1922) - Hipostomo de palo	57
4.1.3.3.4	<i>Pterygoplichthys gibbiceps</i> (Kner, 1854) - Cucha mariposa, Sail fin pleco, Leopard pleco	57
4.1.3.4	Subfamilia Ancistrinae.	57
4.1.3.4.1	<i>Ancistrus triradiatus</i> (Eigenmann, 1918) - Cucha Cúcuta - Bristlenose catfish.	57
4.1.3.4.2	<i>Chaetostoma dorsale</i> (Eigenmann, 1922) - Cucha albina lisa punto de oro.	61
4.1.3.4.3	<i>Chaetostoma formosae</i> (Ballen, 2011) - Albina lisa verde. Blonde rubbernose pleco. . .	65
4.1.3.4.4	<i>Lasiancistrus tentaculatus</i> (Ambruster, 2005) - Cucha especial, Miguelito. Woodeating lasiancistrus.	68
4.1.3.4.5	<i>Hemiancistrus guahiborum</i> (Werneke, Ambruster, Lujan & Taphorn, 2005) - Cucha roja. Spotted orange seam pleco.	72
4.1.3.4.6	<i>Hemiancistrus subviridis</i> (Werneke, Sabaj Pérez, Lujan & Ambruster, 2005) - Cucha diamante. Green phantom pleco.	76
4.1.3.4.7	<i>Panaqolus maccus</i> (Schaefer & Stewart, 1993) - Cucha piña, Clown pleco.	79
4.1.3.4.8	<i>Ancistrus macrophthalmus</i> (Pellegrin, 1912) - Cucha ranunculus, xenocara ojona. . . .	83
4.1.3.4.9	<i>Baryancistrus beggini</i> (Lujan, Arce & Ambruster, 2009) - Panaque azul. Blue panaque	83
4.1.3.4.10	<i>Baryancistrus demantoides</i> (Werneke, Sabaj, Lujan & Ambruster, 2005) - Cucha verde amarilla. Hi fin Green phantom pleco.	84
4.1.3.4.11	<i>Chaetostoma</i> sp. 2 - Albina carraca Villavicencio (ojo grande).	84
4.1.3.4.12	<i>Hypancistrus inspector</i> (Ambruster, 2002) - Cucha punto de oro falsa. Snowball pleco.	84
4.1.3.4.13	<i>Leporacanthicus galaxias</i> (Isbrücker & Nijssen, 1989) - Cucha vampiro. Galaxy pleco.	84
4.1.3.4.14	<i>Leporacanthicus triactis</i> (Isbrücker, Nijssen & Nico, 1992) - Cucha bandera, Three beacon pleco.	85
4.1.3.4.15	<i>Leporacanthicus</i> sp. - Cucha chenguele negra.	85
4.1.3.4.16	<i>Panaque nigrolineatus</i> (Peters, 1877) - Real de línea. Royal pleco.	85
4.1.3.4.17	<i>Panaque</i> sp. - Real de punto	85
4.1.3.4.18	<i>Panaque titan</i> (Lujan, Hidalgo & Stewart, 2010) - Real verde, Real royal. Shampupa royal pleco.	86
4.1.3.4.19	<i>Pseudancistrus sidereus</i> (Ambruster, 2004) - Cucha punto de oro alargada	86
4.1.3.4.20	<i>Pseudolithoxus anthrax</i> (Ambruster & Provenzano, 2000) - Cucha diamante plana, Flyer cat.	86
4.1.3.4.21	<i>Pseudolithoxus tigris</i> (Ambruster & Provenzano, 2000) - Tigrini	86
4.1.4	Familia Pseudopimelodidae	86
4.1.4.1	<i>Batrochoglanis raninus</i> (Valenciennes, 1840) - Pacamú negro, Bumblebee Jelly Catfish.	87
4.1.5	Familia Ariidae.	87
4.1.5.1	<i>Sciades seemanni</i> (Günther, 1864) - Tiburoncito, Colombian Shark Catfish.	87
4.1.6	Familia Doradidae	87
4.1.6.1	<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840) - Dora de raya Orinoco, Humbug Catfish. .	87
4.1.6.2	<i>Platydoras hancockii</i> (Valenciennes, 1840) - Dora marbel, Longnose Dora.	88
4.1.6.3	<i>Scorpiodoras heckelii</i> (Kner, 1855) - Sierra.	88
4.1.7	Familia Auchenipteridae	88
4.1.7.1	<i>Asterophysus batrachus</i> (Kner, 1858) - Tongolino, Gulper Catfish.	88

4.2	ORDEN CHARACIFORMES	89
4.2.1	Familia Anostomidae	89
4.2.1.1	<i>Leporinus fasciatus</i> (Bloch 1794) - Leporino rayado, Banded leporinus, Black-banded leporinus.	89
4.2.1.2	<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868) - Abramites, Marbled headstander.	92
4.2.1.3	<i>Anostomus anostomus</i> (Linnaeus 1758) - Anostomo rayado, Striped headstander.	92
4.2.1.4	<i>Anostomus ternetzi</i> (Fernández- Yépes, 1949) - Anostomo común.	92
4.2.1.5	<i>Laemolyta taeniata</i> (Kner, 1858) - Lisa común.	92
4.2.1.6	<i>Leporinus desmotes</i> (Fowler 1914) - Leporino bilineado.	92
4.2.1.7	<i>Leporinus friederici</i> (Bloch, 1794) - Leporino friderici, Three spot leporinus.	92
4.2.2	Familia Chalceidae	93
4.2.2.1	<i>Chalceus erythrurus</i> (Cope 1870) - Ararí de punto, coli rojo de punto, Tucan fish.	93
4.2.2.2	<i>Chalceus macrolepidotus</i> (Cuvier, 1818) - Ararí plateado, ararí colimorado, Pinktail, chalceus.	93
4.2.2.3	<i>Chalceus epakros</i> (Zanata & Toledo-Piza, 2004) - Ararí de línea, coli rojo de línea.	93
4.2.3	Familia Characidae	94
4.2.3.1	<i>Hemigrammus bleheri</i> (Géry y Mahnert, 1986) - Naríz de borracho, Tetra, Brillante, Firehead Tetra, Rummy Nose Tetra.	94
4.2.3.2	<i>Paracheirodon axelrodi</i> (Schultz, 1956) - cardenal, cardenal tetra, neón. Cardinal tetra.	98
4.2.3.3	<i>Hyphessobrycon bentosi</i> (Durbin, 1908) - Rojito falso, Ornate tetra.	102
4.2.3.4	<i>Nematobrycon lacortei</i> (Weitzman y Fink, 1971) - Emperador arcoíris. Rainbow tetra.	102
4.2.4	Familia Crenuchidae	102
4.2.4.1	<i>Characidium zebra</i> (Eigenmann, 1909) - Chilocidio común.	102
4.2.5	Familia Ctenoluciidae	102
4.2.5.1	<i>Boulengerella lateristriga</i> (Boulenger, 1895) - Agujón común, Striped pike-characin	102
4.2.5.2	<i>Boulengerella maculata</i> (Valenciennes, 1850) - Agujón fino, Spotted pike-characin.	103
4.2.5.3	<i>Boulengerella xyrekes</i> (Vari, 1995) - Agujón palo.	103
4.2.6	Familia Gasteropelecidae	103
4.2.6.1	<i>Carnegiella marthae</i> (Myers, 1927) - Estrigata martha, Blackwing hatchetfish.	103
4.2.6.2	<i>Carnegiella strigata</i> (Günther, 1864) - Estrigata mármol, Marbled hatchetfish.	107
4.2.7	Familia Iguanodectidae	110
4.2.7.1	<i>Iguanodectes adujai</i> (Gery, 1970) - Iguana línea roja.	110
4.2.8	Familia Lebiasinidae	111
4.2.8.1	<i>Nannostomus eques</i> (Steindachner, 1876) - Pencil fino, pencil cola roja, Brown pencilfish.	111
4.2.8.2	<i>Nannostomus trifasciatus</i> (Steindachner, 1876) - Pencil trifasiato, pencil estrifasiato, Threestripe pencilfish.	111
4.2.9	Familia Prochilodontidae	111
4.2.9.1	<i>Semaprochilodus laticeps</i> (Steindachner, 1879) - Sapuara común.	111
4.2.10	Familia Serrasalminidae	112
4.2.10.1	<i>Metynnis hypsauchen</i> (Müller & Troschel, 1844) - Moneda, Silver dollar.	112
4.2.10.2	<i>Myloplus rubripinnis</i> (Müller & Troschel, 1844) - Gancho rojo, Redhook myleus.	115
4.3	ORDEN GYMNOTIFORMES	116
4.3.1	Familia Gymnotidae	116
4.3.1.1	<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758) - Carapo, Banded knifefish.	116
4.3.2	Familia Sternopygidae	116
4.3.2.1	<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836) - Cuchillo transparente, Glass knifefish.	116
4.3.3	Familia Hypopomidae	120
4.3.3.1	<i>Brachyhypopomus brevirostris</i> (Steindachner, 1868) - Cuchillo amarillo, Bluntnose knifefish.	120
4.3.4	Familia Aptereronotidae	120
4.3.4.1	<i>Aptereronotus galvisi</i> (Santana, Maldonado-Ocampo & Crampton, 2007) - Cuchillo negro.	120

4.3.4.2	<i>Adontosternarchus devenanzii</i> (Mago-Leccia, Lundberg & Baskin, 1985) - Cuchillo de oro, Cuchillo rojo	124
4.3.4.3	<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766) - Cuchillo caballo, black ghost.	124
4.4	ORDEN PERCIFORMES	124
4.4.1	Familia Polycentridae	124
4.4.1.1	<i>Monocirrhus polyacanthus</i> (Heckel, 1840) - Pez hoja, Amazon leaf-fish.	124
4.4.2	Familia Cichlidae	125
4.4.2.1	<i>Dicrossus filamentosus</i> (Ladiges, 1958) - Crenicara, Chessboard cichlid.	125
4.4.2.2	<i>Mikrogeophagus ramirezi</i> (Myers & Harry, 1948) - Ramirezi, Ram cichlid.	128
4.4.2.3	<i>Pterophyllum altum</i> (Pellegrin, 1903) - Escalar altum	132
4.4.2.4	<i>Aequidens metae</i> (Eigenmann, 1922) - Mojarra meta, Yellow acara.	136
4.4.2.5	<i>Apistogramma iniridae</i> (Kullander, 1979) - Apistograma inirida.	136
4.4.2.6	<i>Apistogramma macmasteri</i> (Kullander, 1979) - Apistograma cola roja.	136
4.4.2.7	<i>Biotodoma wavrini</i> (Gosse, 1963) - Juan viejo cara bonita, Orinoco eartheater.	136
4.4.2.8	<i>Bujurquina mariae</i> (Eigenmann, 1922) - Bujurquina.	136
4.4.2.9	<i>Crenicichla geayi</i> (Pellegrin, 1903) - Bocón Satena, Halfbanded pike cichlid.	136
4.4.2.10	<i>Crenicichla lenticulata</i> (Heckel, 1840) - Bocón Satena punteada.	137
4.4.2.11	<i>Crenicichla</i> sp. 1 Inirida - Mataguaro ventuari.	137
4.4.2.12	<i>Geophagus taenopaerius</i> (Heckel, 1840) - Juan viejo cara rayada.	137
4.4.2.13	<i>Hoplarchus psittacus</i> (Heckel, 1840) - Mojarra lora.	137
4.4.2.14	<i>Mesonauta egregius</i> (Kullander & Silfvergrip, 1991) - Festivum Orinoco.	137
4.4.2.15	<i>Satanoperca daemon</i> (Heckel, 1840) - Juan viejo daemon, Threespot eartheater.	137
4.4.2.16	<i>Satanoperca mapiritensis</i> (Fernández-Yépez, 1950) - Juan viejo, Yuruparí Orinoco.	138
4.4.2.17	<i>Symphysodon aequifasciatus</i> (Pellegrin, 1904) - Disco, Blue discus.	138
4.5	ORDEN PLEURONCTIFORMES	138
4.5.1	Familia Paralichthyidae	138
4.5.1.1	<i>Cyclopsetta panamensis</i> (Steindachner, 1876) - Lenguado panamense, God's flounder.	138
4.6	ORDEN MYLIOBATIFORMES	138
4.6.1	Familia Potamotrygonidae	138
4.6.1.1	<i>Potamotrygon magdalenae</i> (Duméril, 1865) - Raya Barranquilla, Magdalena river stingray.	138
4.7	ORDEN OSTEOGLOSSIFORMES	139
4.7.1	Familia Osteoglossidae	139
4.7.1.1	<i>Osteoglossum bicirrhosum</i> (Cuvier, 1829) - Arawana plateada, Arawana.	139
4.8	ESPECIES CON POCA INFORMACION	140
IV.	ANALISIS GENERAL	142
V.	BIBLIOGRAFÍA	146

SIGLAS Y ACRONIMOS

APV	Análisis de Población Virtual
AUNAP	Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca
EE	Error Estándar
ELEFAN	Electronic Length Frequency Analysis (Análisis Electrónico de Frecuencia de Longitudes)
F	Mortalidad por Pesca
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FISAT	Fish Stock Assessment Tools (Herramientas para la evaluación de poblaciones)
IGS	Índice Gonadosomático
Lt	Longitud Total
Ls	Longitud Estándar
M	Mortalidad Natural
mm	Milímetros
n	Número de ejemplares
OGCI	Oficina de Generación del Conocimiento y la Información -AUNAP
P	Probabilidad
RMS	Rendimiento Máximo Sostenible
Recl.	Patrón de Reclutamiento
S	Desviación estándar
S ²	Varianza
TMC	Talla Media de Captura
TMM	Talla Mediana de Madurez Sexual
Z	Tasa Instantánea de Mortalidad Total

PRÓLOGO

Colombia es el segundo país con mayor diversidad de especies de peces dulceacuícolas, las cuales habitan en una gran variedad de hábitats y son de diferentes colores, formas, y estrategias de vida. Entre estas especies, se encuentran los peces ornamentales, que mueven una economía local y nacional, pero también internacional, pues una gran parte de ellas son exportadas; provienen de las cuencas hidrográficas del país en donde según la región y las especies, su captura puede tener diversas características.

En los años 70 se publicó el primer catálogo de peces ornamentales continentales de Colombia; el Instituto Nacional de Pesca y Agricultura (INPA) autorizó después el aprovechamiento de 140 especies de peces ornamentales, y a mediados de la década del 2000 se unificó la nomenclatura de 195 especies utilizada en el mercado nacional e internacional. En el 2007 se identificaron 212 especies ornamentales de la cuenca del río Orinoco y 182 especies de la cuenca del río Amazonas; en ese mismo año se reglamentó la pesca de peces ornamentales, en donde se llegó hasta 444 especies, prohibiendo además la comercialización de algunas especies de pirañas y la anguila eléctrica por su potencial riesgo biológico.

La captura de peces ornamentales continentales se ejerce en pesquerías a pequeña escala (artesanal), principalmente en la Orinoquia que aporta la mayor parte de la producción, y la Amazonia Colombianas. En el 2011, se comenzó un proceso para hacer la evaluación biológico-pesquera de las principales especies de peces ornamentales exportados desde Colombia, entre la Autoridad Pesquera Nacional y la Fundación para la Investigación y Desarrollo Sostenible -FUNINDES-. Este proceso ha continuado y el libro que tienen en sus manos, es uno de los resultados de una cronología investigativa que demuestra que la continuidad en el trabajo, junto con una alta calidad técnica, permite la generación de conocimiento de excelente calidad.

La presente obra muestra resultados de la historia de vida de los principales peces ornamentales continentales de Colombia, que sin duda establece un punto de referencia para continuar en la generación de conocimiento sobre estas especies y sus pesquerías.

Otto Polanco Rengifo

Director General

Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca -AUNAP-

RESUMEN EJECUTIVO

El presente estudio analizó un total de 144 especies de peces ornamentales continentales en el territorio colombiano, de las cuales 26 especies tuvieron información suficiente para hacer un análisis biológico pesquero completo con estimaciones de distribución de frecuencias de talla, rango de talla de captura, talla media de captura general (TMC) y por mes, relación longitud peso general y por año, índice gonadosomático (IGS), talla mediana de madurez sexual (TMM), patrón de reclutamiento, factor de condición, crecimiento, tasas de mortalidad total (Z), natural (M) y por pesca (F), tasa de explotación (E), análisis de población virtual (APV), edad relativa de primera captura, tiempo de vida de la especie sometida a presión por pesca, edad máxima (años, longitud), porcentaje de vida de la especie en la que es accequible a la pesca, análisis bioeconómico para evaluar el estado de aprovechamiento y estimación del Rendimiento Máximo Sostenible (**RMS**) en número de ejemplares por año. Se presentan 86 especies que tuvieron información que permitió estimar el rango de tallas, la talla media de captura y la relación longitud –peso por año y general, y a otras 32 especies a las que solo se les estimó el rango de tallas y la talla media de captura.

Se pudo observar que en general las distribuciones de talla tienden a tener altas frecuencias en tallas específicas. Tienen en general una talla media de captura (TMC) pequeña con respecto al rango; otras se acercan a una distribución normal y unas pocas con una tendencia hacia las tallas mayores. La talla media de captura por mes indicó picos máximos y mínimos que demuestran la presencia temporal de ejemplares adultos y juveniles en las áreas de pesca, con una variación mensual que mostró que las pesquerías tienden a capturar lo que se

encuentra disponible en el momento, y que no hay pesquerías dirigidas a tallas específicas, exceptuando algunas especies cuya talla de captura esta direccionada por la preferencia en la comercialización.

La relación longitud – peso observó en general para todas las especies analizadas una tendencia clara a tener un tipo de crecimiento alométrico. En algunos casos en el análisis por año, el tipo de crecimiento cambió de un año a otro, y se plantea la posibilidad que esto pueda deberse a cambios metabólicos por variaciones medioambientales.

Con base en métodos innovadores se realizó el análisis del índice gonadosomático (IGS) donde, con pocas excepciones, las especies tuvieron picos de IGS en ciertas épocas y ejemplares con rangos de longitud específicas con los mas altos valores. La Talla mediana de madurez sexual (TMM) comparada con la TMC en general permitio ver que para algunas especies el potencial reproductivo parece estar amenazado por las pesquerías. El patrón de reclutamiento mostró un solo pico en el año para algunas especies y para otras dos picos, el cual fue tomado como un análisis preliminar, al compararlo con los resultados del IGS en donde en algunos casos coincidió y en otros no. El análisis del factor de condición permitió ver en general varias especies con picos claros con valores altos en ciertos meses para ciertos rangos de tallas, pero también otras especies en ciertos meses donde todo el rango de tallas tuvo valores altos, evidenciando el buen estado fisiológico.

El análisis de crecimiento permitió una amplia estimación de parámetros por varios métodos que finalmente determinaron los más adecuados para cada especie. Se estimaron longitudes asintóticas

que determinaron una referencia de la longitud máxima de las especies, con tasas metabólicas de crecimiento (k) altas que denotan un crecimiento rápido, con algunas excepciones. Las estimaciones de la mortalidad total (Z), mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F) permitieron estimar tasas de explotación (E) que identificaron especies en estado de sobreexplotación y en su máximo aprovechamiento sostenible en su mayoría. El Análisis de Población Virtual (APV) permitió identificar las tallas sometidas a mayor o menor presión por pesca, confirmando las tendencias encontradas en la distribución de frecuencias y la TMC; en general se observó una presión por pesca en diferentes rangos de las tallas según la especie.

El presente documento hace un aporte significativo al conocimiento de la historia de vida de las principales especies de uso ornamental a nivel nacional e internacional. De la misma manera aporta información sobre el estado de sus poblaciones con respecto al aprovechamiento pesquero que se hace de las mismas, lo que brinda nuevos elementos que pueden ser tenidos en cuenta para el manejo y administración de este importante grupo de peces que representa un porcentaje significativo de la diversidad ictiológica del país.



EXECUTIVE SUMMARY

The present study analyzed 144 continental ornamental fish species in the Colombian territory, from which 26 species got enough information to carry out a complete fisheries and biologic analysis estimating length frequencies, length range of captures, general mean length of capture (TMC) and by month, general length – weight relationships and by year, gonosomatic index (IGS), general mean length at sexual maturity (TMM), recruitment patterns, condition factor, growth, mortality rates such as total mortality (Z), natural mortality (M), fishing mortality (F), exploitation rate (E), virtual population analysis (APV), relative age at first capture, lifetime under fishing pressure, maximum age (years, length), percentage of lifetime at fishing pressure, bioeconomic analysis to establish the fisheries current situation of each species, and the Maximum Sustainable Yield (**RMS**) in terms of number of individuals per year. Other 86 species had enough information to estimate length range of captures, general mean length of capture and the general and by year length – weight relationships. 32 species had information to estimate only length range of captures and general mean length of capture.

Length frequency analysis showed a general trend to have high length frequency in certain specific length classes. General mean length at capture were in small fishes in respect to the length range of captures; others showed a normal distribution and a few species showed a mean length in bigger fishes. Mean length at capture by month showed maximum and minimum peaks, showing the presence of adults and juveniles in the fishing grounds, respectively; monthly variation showed that fishery dynamics tend to capture fishes available in fishing grounds with no length targeting fisheries, excepting some species in which trade characteristics made fishermen to target certain lengths.

The length – weight relationships showed a general trend of fish species to have an allometric growth. In some cases, results by year showed a change in the type of growth, and it is suggested,

that metabolic changes may happen due to environmental variations.

Gonosomatic Index (IGS) analyses showed, with few exceptions, that species had IGS peaks in certain periods, with specific length ranges with the highest values. The mean length at sexual maturity, compared with the mean length at capture showed in some species that the reproduction potential may be threatened by the fishing activity. Recruitment patterns showed for some species only one peak, while for others two peaks; this preliminary analysis was compared with the IGS results, coinciding in some cases and not coinciding in others. The condition factor showed clear peaks in certain months for specific length classes for some species; other species showed high values of condition factor in certain months but for a wide range of fish lengths.

Growth analyses estimated growth parameters by different methods to determine the best ones for each species. Asymptotic length estimations pointed a reference of the maximum length for each species, and growth coefficient showed that most species have a fast growth, with few exceptions. Mortality rates estimations (total mortality Z, natural mortality M and fishing mortality F) allowed to estimate exploitation rates, identifying species in overexploitation but others in their maximum sustainable yields. Virtual population analyses identified fish lengths at maximum fishing pressure, confirming the trends found in the length frequency analysis and the mean length at capture. Fishing pressure was observed at different fish lengths according to the species.

The present document is a significant contribution to the life history knowledge of the main continental ornamental fish species at both national and international level. It also shows information about the status of their populations in respect to fishing activity, giving new elements to take into account for the fisheries management of this important fish group, that represent a significant percentage of the ichthyological diversity of Colombia.

I. INTRODUCCIÓN

Los recursos pesqueros ornamentales continentales son el grupo más diverso de la pesca en Colombia, con 522 especies que representan más del 30% de la biodiversidad íctica, principalmente en las cuencas hidrográficas del Orinoco y Amazonas, que ocupan aproximadamente el 50% del territorio nacional continental. Son pesquerías de pequeña escala con un alto impacto socioeconómico que genera una importante fuente de ingresos, y cerca de US\$ 8 millones en divisas para el país. Esto hace de Colombia una potencia en Latinoamérica y a nivel mundial, en la que se evidencia la responsabilidad de generar el conocimiento necesario para establecer el ordenamiento y manejo adecuado de sus pesquerías.

La alianza estratégica entre la Autoridad Pesquera Nacional (INCODER, AUNAP) y la Fundación para la Investigación y el Desarrollo Sostenible - FUNINDES- durante varios años, permitió recopilar la mejor información disponible hasta el momento sobre los peces ornamentales continentales, demostrando con estos resultados, que los procesos lógicos y secuenciales en la generación de conocimiento toman tiempo, pero también permiten obtener excelentes resultados.

La presente obra aborda por primera vez aspectos claves de la biología pesquera de las especies más capturadas de peces ornamentales continentales. Para 26 especies de las cuales se contaba con mayor información, aborda aspectos como la talla media de captura, relación longitud – peso, crecimiento, tallas medianas de madurez sexual, índice gonadosomático, análisis virtual de poblaciones, patrones de reclutamiento y rendimiento máximo sostenible. Se relacionan además, 86 especies que no tuvieron tanta información, pero que permitieron obtener datos preliminares relevantes en cuanto a los tipos de crecimiento y 32 especies una relación de información básica de tallas medias de captura que son obtenidas por primera vez. Esto permite ver que esta obra es el principio de la generación de información biológica pesquera de las especies ornamentales continentales del país.

II. ÁREA DE ESTUDIO

Las especies colombianas de peces ornamentales provienen de las cinco vertientes principales del país: Pacífico, Caribe, Magdalena, Orinoco y Amazonas (Puentes *et al.* 2014). Sin embargo, la actividad extractiva se concentra en las vertientes Orinoco y Amazonas, en donde se encuentran 11 de las 16 áreas de pesca de peces ornamentales de Colombia (Ortega-Lara, 2015a). La mayor diversidad proviene de la vertiente Orinoco en donde se extraen 326 de las 522 especies de peces ornamentales listadas para Colombia seguida de Amazonas con 308 especies (Ortega-Lara, 2015b), pero desde las vertientes Pacífico, Magdalena y Caribe provienen algunas de las especies que son tradicionales en el mercado como por ejemplo los tiburoncitos, emperadores (Pacífico), raya Barranquilla, catalina gigante, estrigata del Magdalena, policías del Magdalena y la mojarra luminosa (Magdalena y Caribe).

En general los peces ornamentales se extraen prácticamente de todo el país, pero se resaltan áreas como la Cuenca del río Catatumbo, de la cual no se tenían registros de extracción de ornamentales, sin embargo se han integrado en los últimos años especies al listado que pueden alcanzar popularidad a medida que se vayan conociendo. Esta situación demuestra que aún existen zonas con gran potencial de especies que pueden llegar a ser importantes en el comercio ornamental.



III. METODOLOGÍA

3.1. DISEÑO GENERAL

Toda la información evaluada en este documento fue almacenada en bases de datos previamente diseñadas en el programa computacional EXCEL; los modelos fueron ejecutados en este mismo sistema o en programas estadísticos (libre circulación) como R (ver. 2.12.2), FISAT (ver.1.2.2.), LFDA (ver. 5). Se recopiló información biológica y pesquera de las especies capturadas que incluye peso (gr) total (Pt), de gónada (Pg) y eviscerado (Pev), longitud estándar (Ls) (mm), madurez sexual y sexo; los muestreos fueron efectuados entre septiembre de 2011 y noviembre de 2014, sin llegar a ser secuenciales en muchos casos, por la temporalidad de sus pesquerías. Se obtuvo además información de centros de acopio y lugares de captura, estableciendo por especie el origen y esfuerzo de la captura. La información obtenida, fue registrada de dos maneras: i) Registro directo en formularios de campo, y ii) Observación directa de ejemplares conservados y analizados en laboratorio.

Los resultados del presente trabajo se presentan por Orden taxonómico, iniciando con el que presenta mayor número de especies analizadas hasta culminar con el menos diverso. Para cada Orden taxonómico, la información se presenta de tres maneras de acuerdo con el volumen de información recopilada; i) Un grupo de especies con un número de datos suficiente con los cuales se realizaron un amplio espectro de análisis presentados en la presente metodología, ii) Un grupo de especies con información que registra el rango de tallas de las capturas (mínima y máxima) y el tipo de crecimiento (alométrico o isométrico) aportando la ecuación de la relación longitud – peso con sus diferentes parámetros y el número de ejemplares analizados (n), iii) Un grupo de especies con poca información de las que se reporta el rango de tallas de captura (mínima y máxima) y la TMC la cual es presentada en una tabla que aglomera estas especies.

3.2. ANÁLISIS DE INFORMACIÓN BIOESTADÍSTICA

Se utilizó estadística descriptiva para determinar el comportamiento de la talla media, talla mediana, frecuencias, varianza y desviación estándar, de acuerdo con los estándares establecidos en la literatura científica (Bazigos, 1976; Caddy & Bazigos, 1988; Sokal & Rohlf, 1969; Zar, 1999). Para datos agrupados la media se estimó como la sumatoria de las frecuencias (f) multiplicado por la marca de clase y dividido por el número de datos observados así:

$$\bar{x}_i = \frac{\sum f \cdot l}{n}$$

Y la varianza de esta manera:

$$s^2 = \frac{\sum f(i - \bar{x})^2}{n - 1}$$

La desviación estándar se tomó como la raíz cuadrada de la varianza así:

$$s = \sqrt{s^2}$$

Para la estimación de la mediana se utilizó la fórmula:

$$M = X_{(n+1)/2}$$

Se hicieron regresiones lineales estándar según las necesidades del análisis, tomando las capturas como variable dependiente y el esfuerzo pesquero como variable independiente, utilizando la ecuación:

$$y = a + bx$$

Todas las medidas que implican estadística descriptiva del tipo de tendencia central, se evaluaron utilizando el error estándar así:

$$e. e. = \sqrt{\frac{s^2}{n}}$$

Después de normalizar las tallas, como estrategia para la estructuración de los datos, se plantearon hipótesis de trabajo sobre el comportamiento de estas variables, y de acuerdo con los aspectos teóricos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se procedió a realizar un análisis de varianza (ANDEVA) así:

$$(Y - \bar{Y})^2 = (Y' - \bar{Y}')^2 + (Y - Y')^2 + \varepsilon$$

Donde Y' es la función pronostico; \bar{Y} es la media de la variable dependiente; \bar{Y}' es la media de las puntuaciones observadas y ε es el error de muestreo.

3.3. MODELOS ADITIVOS GENERALIZADOS

Estos modelos fueron introducidos para tratar los problemas presentados con variables que no tienen un comportamiento lineal y que no permiten ser concluyentes en los resultados obtenidos, los cuales permiten dar soluciones con soporte estadístico y lógico (Agenbag *et al.* 2003; Hastie & Tishirani, 1986). Se utilizaron en variables como tallas, índice gonadosomático, factor de condición y meses, lo que permite la estimación de los meses en los cuales estos índices fueron más preponderantes. Las variables predictoras fueron sometidas a funciones de suavizamiento como:

$$y = \alpha + \sum f_i(X_i) + \varepsilon$$

Donde y es la variable respuesta; X_i son las variables predictoras, α es una constante y ε es el error estándar.

Con los modelos repuestos se armaron contornos de densidades probabilísticas que relacionan contornos de respuestas entre los meses y las variables predictoras bien se IGS o factor de condición, estos son graficados en plano cartesiano.

3.4. RELACIÓN LONGITUD - PESO

Esta relación permite establecer el tipo de crecimiento (isométrico o alométrico) y es la base para determinar el factor de condición de cada especie (Csrke, 1980; Pauly, 1983; Sparre & Venema, 1997), la cual esta dada por la ecuación:

$$W = a * L^b$$

Donde W es el peso del individuo, L es la longitud estándar, a y b son los coeficientes de la regresión.

La relación longitud - peso se realizó de manera general y año a año para observar eventuales diferencias en el tiempo respecto al tipo de crecimiento. Para algunas especies se presentan los resultados generales, sin embargo en aquellas especies en las que se evidenció cambios en el tipo de crecimiento año a año, se presentan las diferentes gráficas y ecuaciones que lo soportan.

3.5. ÍNDICE GONADOSOMÁTICO IGS

El cálculo índice gonadosomático como la relación entre el peso de la gónada (w_g) y el peso total del individuo (w_T). Éste representa el grado de madurez sexual de un individuo particular y se expresa de acuerdo a la siguiente fórmula (Vazzoler, 1996):

$$IGS = \frac{w_g}{w_T}$$

Las relaciones de los IGS frente a los meses de muestreo se verificaron con los modelos GAM.

3.6. TALLA MEDIANA DE MADUREZ SEXUAL (TMM)

Es considerada como la talla a la cual el 50% de los individuos inician su proceso reproductivo. Una vez definidos los estados de madurez, con base en las observaciones macroscópicas del crecimiento relativo de los órganos reproductivos, los individuos fueron clasificados como maduros (adultos) o inmaduros (jóvenes). Luego, la estimación se inició sobre la base de las frecuencias de tallas en fase de maduración gonadal III, a través de la curva sigmoide ajustada a la ecuación logística de la forma:

$$P = 1 / (1 + \exp[-r(L - L_m)])$$

Donde, P es la proporción estimada de individuos maduros por clase de talla y L es la marca de clase del intervalo de talla, L_m es la longitud que corresponde a una proporción de 0,5 de los organismos en condición reproductiva, r es la pendiente de la curva que describe la tasa de cambio en P de 0 a 1.

Finalmente, se estimó la talla del 50% de la población sexualmente madura mediante el modelo de máxima verosimilitud (Roa *et al.*, 1999) siguiendo la ecuación:

$$L(a, b) = \sum k \ln(P) + (1 - k) \ln(1 - P)$$

De la cual, el lado derecho de la ecuación corresponde a una función de densidad de probabilidad binomial, omitiéndose un término que permanece constante y no afecta la estimación de parámetros; k es una variable matricial de ausencia-presencia que indica madurez (maduro= 1 o inmaduro= 0) y P es la función logística de madurez. (Roa & Tapia, 1999).

3.7. PATRÓN DE RECLUTAMIENTO

Estimado a través de la aplicación en el programa FISAT, De acuerdo con Gayanilo y Pauly (1997) este se determinó como la relación entre las frecuencias por meses y los parámetros de crecimiento los cuales son proyectados hacia atrás para determinar cuál sería la estructura de frecuencias de talla a la “edad 0” (t_0), que se puede interpretar como el momento cuando los organismos nacen.

Esta estimación se realizó después de obtener los resultados de crecimiento bajo las siguientes características:

- La posición exacta en el eje del tiempo se conoce sólo cuando se identifica, o se conoce el tercer parámetro de la curva de crecimiento del modelo de von Bertalanffy (t_0); la abscisa del patrón de reclutamiento no se fija en tiempo real, y por lo tanto se clasifica dentro de “un año”.
- Siempre se incluye un mes con reclutamiento en cero. Esto se debe al hecho de que cuando las frecuencias de longitudes se proyectan en el eje del tiempo, el valor más bajo de cada uno de los 12 meses de aparente reclutamiento queda eliminado; esto se hace para reducir el “ruido” que se produce debido a los parámetros utilizados en la evaluación del crecimiento.

3.8. ANÁLISIS DE CRECIMIENTO

Se utilizaron las frecuencias de las tallas por mes, procesadas en los programas FISAT y LFDA, para obtener varios modelos de crecimiento sobre la base de la ecuación especial de Von Bertalanffy (von Bertalanffy, 1938):

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{-k(t - t_0)})$$

Los parámetros básicos de longitud asintótica (L_{∞}) y la tasas metabólica de crecimiento individual (k) fueron estimados mediante la separación de grupos modales de cada mes muestreado utilizando la metodología propuesta por Battacharya (Sparre & Venema, 1997). El modelo básico de estimación de estos parámetros está considerado como la relación entre la tasa de cambio de talla a través del tiempo como una variable dependiente frente a la talla media como la variable independiente así:

$$\frac{\Delta L}{\Delta t} = K * L_{\infty} - K * L(t)$$

Los métodos para el análisis de crecimiento se dividieron en dos grupos: i) estimación directa de los parámetros de crecimiento con el método ELEFAN (análisis electrónico de longitudes) que se encuentra en FISAT y en LFDA., ii) método de progresión modal utilizando tres métodos distintos que son SLCA (Shepherd's Length Compositions Analysis, por su siglas en ingles), el método de proyección matricial (PROJMAT) y el método de ELEFAN propuesto por Gayanilo & Pauly (2005).

Todos los métodos fueron probados con la estacionalidad dada por la ecuación general de Von Bertalanffy (Pauly, 1984):

$$L_{i,t} = L_{\infty} \left(1 - e^{-k(t - t_0) + C \frac{K}{2\pi} \text{SEN } 2\pi(t - t_s)} \right)$$

3.9. MORTALIDAD TOTAL (Z)

Esta estimación requiere datos procedentes de muestras aleatorias representativas de la población directamente de la parte aprovechada por la acción de los pescadores artesanales. La mortalidad de una cohorte de individuos de una determinada población de peces está

directamente relacionada con la mortalidad por pesca y la mortalidad natural; esta última está determinada por todas las posibles causas naturales como predación, vejez, enfermedades, entre otras. Por lo anterior se partió de la estimación de la tasa instantánea de mortalidad total (Z) (Ricker, 1975; Csirke, 1980; Pauly & Navaluna, 1983; Pauly, 1984; Caddy & Bazigos, 1988; Sparre & Venema, 1997; Cadima, 2003) como:

$$Z = M + F$$

La mortalidad total (Z) fue estimada por varios métodos, los cuales tienen como fundamento las tallas registradas en las capturas. Estos métodos fueron:

- Curva linealizada (Sparre & Venema, 1997), dada por la ecuación:

$$\ln \frac{C(L_1, L_2)}{\Delta t(L_1, L_2)} = t_0 - \frac{1}{k} \ln \left(1 - \frac{L_1 + L_2}{2L_\infty} \right)$$

Donde L_n corresponden a las tallas t_0 corresponde al tiempo inicial de vida de la cohorte establecida en la ecuación de crecimiento, k es el coeficiente de crecimiento y L_∞ es la longitud asintótica.

- Método de Jones y van Zalinge (Ricker, 1975). Es una curva de captura acumulativa basada en datos de la composición por tallas, dada por la ecuación:

$$\ln C(L, L_\infty) = A + \frac{Z}{K} * \ln(L_\infty - L)$$

- Método de Beverton y Holt (Csirke, 1980). A partir de la captura media, dada por la ecuación:

$$Z = \frac{K(L_\infty - \bar{L})}{\bar{L} - L'}$$

- Método de Ault y Ehrhardt, modificado del método de Beverton y Holt. (Alagaraja, 1984; Sparre & Venema, 1997; Ault & Ehrhardt, 1991)

$$\left(\frac{L_\infty - L_{max}}{\bar{L} - L'} \right)^{Z/K} = \left(\frac{A(L')}{A(L_{max})} \right)$$

- Método de Hoenig (1982) que tiene dos variantes:

M1. Sobre la base de la ecuación:

$$\ln(Z) = 1.44 - 0.984 \ln(t_{max})$$

M2: Sobre la base de la ecuación:

$$Z = \frac{1}{(c1(t_{max}-t_c))}$$

Donde t_{max} es la edad máxima estimada como: $t_{max} = \frac{t_0}{K} - t_c$, y t_c como la edad de la primera captura.

La mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F) fueron estimadas con base en el coeficiente de capturabilidad (q), el cual fue determinado como una prueba de ensayo y error entre diferentes valores de F incluidos como parte integral de las pruebas estadísticas de máxima verosimilitud, las cuales permitieron determinar entre otras cosas, valores de la capacidad de carga del recurso y su biomasa media (Palohemio, 1958; Palohemio, 1980). Sin embargo, cuando se disponía de información publicada se utilizaron estos valores como sistema de comparación para elegir el mejor parámetro, sobre la base de la ecuación:

$$Z = M + qF$$

3.10. MORTALIDAD NATURAL (M)

Teniendo en cuenta que uno de los parámetros más difíciles de estimar, se utilizaron varios métodos como:

- La ecuación empírica de Pauly para peces (Pauly, 1984) dada por la ecuación:

$$M = 0.8e^{(-0.0152 - 0.279 \ln L_\infty + 0.654 \ln K + 0.463 \ln T^2)}$$

- La ecuación de Tanaka (Cadima, 2003), que permite relacionar la longevidad y la edad a la cual el recurso es sometido a la pesquería (λ) y un nivel de probabilidad porcentual p , entre 1% y 5%, como:

$$M = \left(\frac{1}{\lambda} \right) \ln(p)$$

- El método de Richter y Efanov (1976), incluye la edad a la cual el 50% del recurso está en madurez sexual, (Cadima, 2003):

$$M = \frac{1.52}{(t_{m\ 50\%})^{0.72}} - 0.16$$

- Método de Cadima (2003) que consiste en realizar estimaciones de M por grupo de tallas (edad relativa), deducida de la propuesta con edades absolutas, dada por la ecuación:

$$E_i = \frac{C_i}{N_i - N_{i+1}}$$

$$Z_i = \ln(N_i) - \ln(N_{i+1})$$

$$M_i = Z_i(1 - E_i)$$

Donde E_i es la tasa entre las capturas en la edad relativa de un grupo de edades C_i , y la diferencia en número de las edades relativas continuas; Z_i es la tasa instantánea de entre grupos de edades relativas y M_i es las estimación de la mortalidad natural por grupos de tallas.

- Método de Taylor (Taylor, 1960), que incluye los parámetros de edad inicial (t_0) y k , dados por la ecuación:

$$M = \frac{2.996}{A_{95\%}}$$

$$A_{95\%} = \left(\frac{2.996}{k}\right) + t_0$$

3.11. MORTALIDAD POR PESCA (F)

Es la acción ejercida por el hombre en la extracción de un recurso pesquero (Csirke, 1980; Gayanilo & Pauly, 2005), dada por la ecuación:

$$F = qf$$

Donde F , es la mortalidad por pesca, q es el coeficiente capturabilidad y f es el esfuerzo de pesca.

3.12. ANÁLISIS DE POBLACIÓN VIRTUAL (APV)

Consiste básicamente en estudiar las capturas logradas por los pescadores ornamentales y los datos obtenidos de los individuos muertos en los centros de acopio, lo cual se combina con información puntual sobre las diferentes cohortes. De esta manera se puede modelar aquella población que debería estar en el medio natural que es la que sustenta las capturas realizadas. Todas las estimaciones tienen como fundamento la ecuación de captura (Beverton & Holt, 1966):

$$C = N_i \frac{F}{Z} [1 - e^{(-Z)}]$$

En donde se estima la captura total (C) en relación con el número de individuos iniciales (N_i), la tasa de aprovechamiento como la relación entre la mortalidad por pesca (F) y la mortalidad total (Z), al final se obtiene una serie de valores estimados de los rendimientos por años y por grupos de tallas que permiten dibujar hacia atrás en el tiempo la composición de grupo poblacional estudiado.

$$\frac{C_{(y,t,t+1)}}{N_{(y+1,t+1)}} = \frac{F_{(y,t,t+1)}}{M + F_{(y,t,t+1)}}$$

De otra parte se estimó el número de individuos (C) como el producto entre la mortalidad por pesca (F) por el número medio de los individuos capturados por grupos de edad \bar{N} dada por la ecuación:

$$C_{(y,t,t+1)} = F_{(y,t,t+1)} \bar{N}_{(y,t,t+1)}$$

Y el número de muertes naturales, con base en la ecuación:

$$D_{(y,t,t+1)} = M_{(y,t,t+1)} \bar{N}_{(y,t,t+1)}$$

Con esta estructura y teniendo en cuenta que el crecimiento individual de la especie proporciona edades relativas se calculó la edad de primera captura (t_c) como la edad a la cual el recurso empieza a ser significativamente capturado, así mismo se calculó el tiempo en que la especie es sometido a la pesquería, estos es la parte de vida del organismo a la cual las artes de pesca es efectivo y se calculó como la diferencia entre la edad de primera captura y la edad máxima de captura registrada para la especie t_{fin}

$$t_\lambda = t_c - t_{fin}$$

Finalmente se calculó la edad máxima como (Pauly, 1983):

$$t_{max} = \frac{3}{K} - t_0$$

Se introduce un nuevo concepto que es el porcentaje de la vida de individuo en la cual la especie está sometida a las pesquerías:

$$\%t = \frac{t_{\lambda}}{t_{max}} * 100$$

3.13. MODELO BIOECONÓMICO DE THOMPSON Y BELL

Está orientado hacia la predicción de las pesquerías que están siendo sometidas a un aprovechamiento pesquero, y en especial evalúa los cambios que se pueden dar frente al esfuerzo de pesca. (Sparre & Venema, 1997). Sin embargo este modelo inicialmente fue diseñado para que estimara las producciones en peso como niveles de máximo rendimiento sostenible. Para el caso de las pesquerías de peces ornamentales que se registran en número de ejemplares vivos extraídos, el modelo debe modificarse en algunos aspectos para recibir información en términos de número de ejemplares. De esta manera se procedió a realizar los siguientes cambios:

1. Teniendo como estructura básica las distribuciones de frecuencias y los pesos medios de los individuos se estimó el peso que correspondía a cada grupo de tallas.
2. Se estimó el valor porcentual para cada grupo de tallas.
3. Con esta proporción se estimó cual sería el número de individuos capturados por cada grupo de talla.
4. Se realizó la sumatoria total de todos los grupos de tallas y se obtuvo el valor de la captura del modelo.

Para este modelo se hicieron aproximaciones a la estructura de la población teniendo en cuenta el análisis de cohortes con base en los registros de tallas. Se partió de la estimación de edades relativas con base en las tallas (Sparre & Venema, 1997) dada por la ecuación:

$$t(L1) = t_0 - \frac{1}{K} \ln \left[1 - \frac{L1}{L_{\infty}} \right]$$

y

$$\Delta t = t(L2) - t(L1) = \frac{1}{K} \ln \left[\frac{L_{\infty} - L1}{L_{\infty} - L2} \right]$$

La fracción de los que sobreviven sobre los que mueren se estimó con base en la ecuación:

$$H(L1, L2) = \left[\frac{L_{\infty} - L1}{L_{\infty} - L2} \right]^{M/2K}$$

La estimación de las capturas se realizó con base en la ecuación:

$$C(L1, L2) = N(L1) * \frac{F}{Z} * \left[1 - e^{(-Z * \Delta t)} \right]$$

Con esta información se procedió a estimar las capturas de la cantidad de individuos en las áreas de pesca, sobre la base de la ecuación:

$$C_i = [N(L_i) - N(L_{i+1})] * \frac{F_i}{Z_i}$$

El peso promedio de los especímenes por intervalo de tallas fue estimado con base en la ecuación:

$$\bar{W}_i = a \left[\frac{L_i + L_{i+1}}{2} \right]^b$$

En esta ecuación a y b son las constantes de la regresión longitud y peso.

El rendimiento por intervalo está dado por la ecuación:

$$R_i = C_i \bar{W}_i$$

La biomasa media de intervalo se estimó con la ecuación:

$$\bar{H}_i \Delta t_i = \bar{N}_i \Delta t_i \bar{W}_i$$

Con esta información se construyó el gráfico que sirve para analizar el estado actual de los recursos de uso ornamental analizados y establecer el rendimiento máximo sostenible (RMS) en términos de número de ejemplares por año.

IV. BIOLOGÍA PESQUERA DE LOS PRINCIPALES PECES ORNAMENTALES CONTINENTALES DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS DE COLOMBIA

Siempre se consideró de vital importancia el estudio de los peces ornamentales continentales, no solo desde el punto de vista de la sistemática, sino también desde el comportamiento de sus poblaciones a través de su biología pesquera. De esta manera se podría llegar a conocer el nivel de aprovechamiento pesquero de estos recursos, y tener un punto de referencia que considere que la pesca se haga sin que se vea afectado el equilibrio ecológico y la pesquería como tal.

Desde el punto de vista de la biodiversidad, se ha registrado que este grupo de peces representa aproximadamente el 30% de la diversidad íctica colombiana (Ortega- Lara *et al.*, 2015), pero en contraste, son uno de los grupos de vertebrados menos estudiados, sin que se conozcan procesos vitales de sus historias de vida, lo que genera mas incertidumbre en la utilización de herramientas adecuadas para su adecuado manejo y administración sostenible.

La información a continuación presenta el analisis de los principales aspectos de la biología pesquera de las especies de peces ornamentales continentales más capturadas entre el 2011 y 2014, lo cual se constituye en una guía de referencia importante y contribuye a la generación de conocimiento para una adecuada administración y manejo de estos recursos.



4.1 ORDEN SILURIFORMES

4.1.1. Familia Aspredinidae

4.1.1.1. *Bunocephalus amaurus* Eigenmann, 1992 - Catalina común. Banjo catfish, Camouflaged catfish.



Se distribuye en la cuenca de los ríos Orinoco y Amazonas. Esta es una especie detritívora entomófaga, su reproducción es estimulada por las lluvias (Sanabria *et al.*, 2007).

El análisis de **frecuencia de tallas** muestra que están distribuidas entre los 13 y 73.5 mm Ls., con mayor abundancia entre los 40 y 50 mm Ls, con una **TMC general** de 44.5 mm Ls. Esto indica que hay una pesca dirigida hacia tallas mayores, dejando a un lado los ejemplares de menor tamaño que son poco comerciales (Fig. 1).

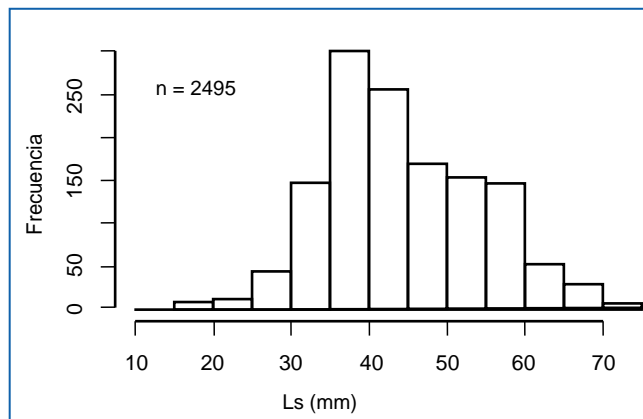


Figura 1. Distribución de frecuencias de tallas para *B. amaurus*.

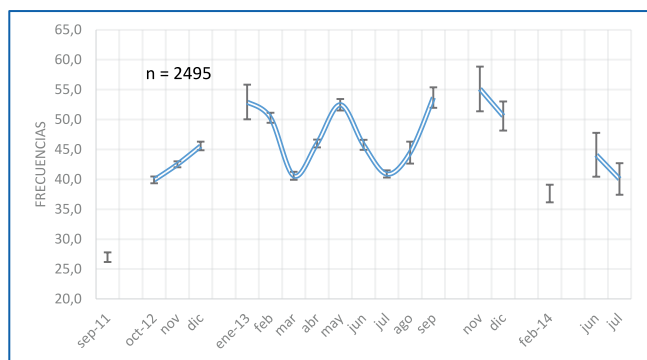


Figura 2. Talla media de captura por mes de *B. amaurus* entre septiembre de 2011 y julio de 2014.

En el comportamiento mensual se nota que en los primeros meses muestreados (2011) las tallas fueron estables sobre los 40 mm Ls, pero en los meses subsecuentes hay desplazamientos hacia tallas más grandes y más pequeñas que las ya mencionadas, indicando que los individuos tienen migraciones donde entran individuos juveniles y adultos.

La **TMC por mes** muestra picos en enero, mayo, septiembre y noviembre de 2013, que indican los meses en los cuales los individuos son plenamente adultos y están en las áreas de pesca (Fig. 2).

La **relación Longitud – Peso** se estimó con base en los datos de 2013, determinando un crecimiento alométrico ($P < 0.05$, $R^2 = 0.88$) (Fig. 3). El tipo de crecimiento parece variar a través de los años arrojando diferentes ecuaciones:

2012: $Pt = 3E-06 * Ls^{3.3629}$ ($R^2 = 0.8505$; $n = 347$)

2013: $Pt = 3 E-05 * Ls^{2.8237}$ ($R^2 = 0.88$; $n = 1112$)

2014: $Pt = 1 E-05 * Ls^{3.0735}$ ($R^2 = 0.9308$; $n = 65$)

En el 2011 no hubo suficiente información; en 2012 y 2013 el tipo de crecimiento parece ser alométrico y en 2014 isométrico. Aunque pueden haber diferencias en la condición y lugar de toma de las muestras de año a año, siendo diferentes los tamaños de muestra, rangos de pesos y longitudes registradas, también es posible que el cambio en el tipo de crecimiento se deba a cambios en el metabolismo de la especie, que ha sido afectado por condiciones ambientales tales como temperatura, pH, oxígeno, nutrientes, entre otros; se sugieren estudios más detallados para confirmar o no este tipo de comportamiento.

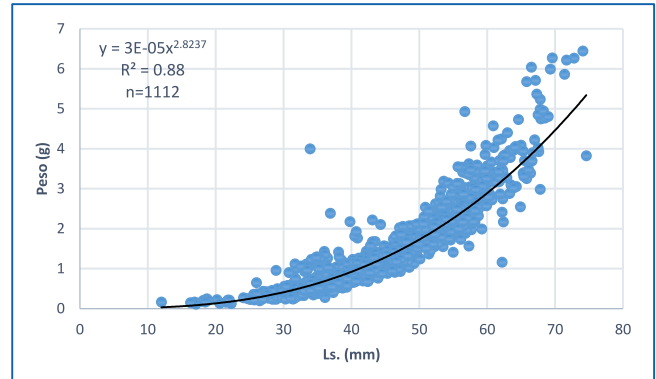
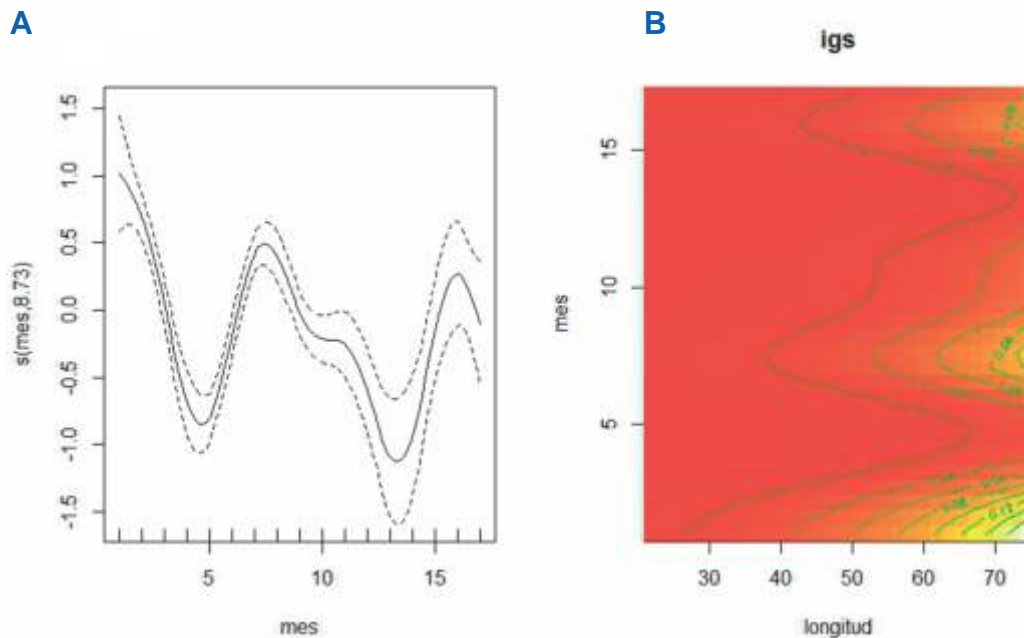


Figura 3. Relación longitud - peso para *B. amaurus*.

El **IGS** obtuvo una desviación explicada de 28.4% que no es muy alta pero permite diagnosticar de manera preliminar el comportamiento reproductivo de la especie: los picos del IGS se encontraron octubre de 2012, abril de 2013 y junio de 2014 (meses 1, 7 y 16, Fig. 4 A y B); lo que indica que la especie presenta uno o dos desoves masivos al año, concordando con la estrategia reproductiva que es de tipo sincrónico con desoves totales en cada postura (Cruz *et al.*, 2015). Los datos muestran que los mayores valores del IGS se concentran entre las tallas superiores a los 60 mm Ls (4 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	nov-13	dic-13	feb-14	jun-14	jul-14

Figura 4. Comportamiento del IGS de *B. amaurus*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** fue de 26.8mm Ls, que comparada con la TMC (44.5 mm Ls) muestra que desde el punto de vista de madurez sexual, el recurso no tiene problemas en su pesquería (Fig. 5).

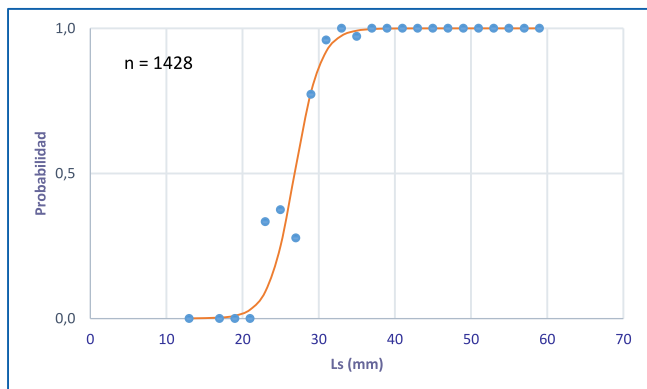


Figura 5. Talla mediana de madurez sexual de *B. amaurus*.

El **patrón de reclutamiento** permitió identificar dos picos, uno en abril y un segundo en julio-agosto, los cuales coinciden con al menos dos picos del IGS estimado (Fig. 6).

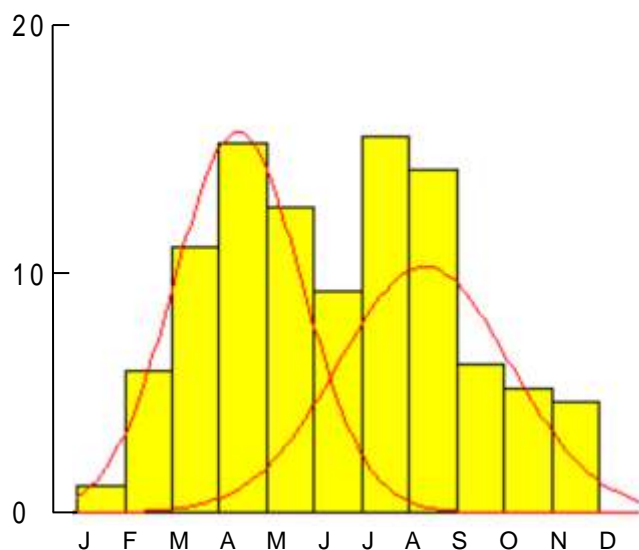


Figura 6. Patrón de reclutamiento de *B. amaurus*.

El **factor de condición** observó una desviación explicada de 87.4%, donde se observa un gran pico en agosto de 2013 y dos secundarios en febrero de 2012 y junio de 2014. Análisis posteriores tridimensionales y de densidad probabilística mostraron un pico en los meses junio-julio, en todas las tallas del recurso.

El análisis del crecimiento permitió estimar varios L , que van desde 72.22 hasta 95mm Ls, y varios k que variaron entre 0.18 y 1.29 años⁻¹. Considerando estas estimaciones y sobre la base de la estadística descriptiva y aspectos biológicos de la especie se consideró que el mejor modelo fue el de PROJMAT (OP) con $L = 94.73$ mm Ls y $k = 1.02$ años⁻¹ dado por la ecuación:

$$L_t = 94.73(1 - e^{-1.02(t-0.23)-0.0815EW 2\pi(t-0.12)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimo diferentes valores $Z = 4.1$ años⁻¹, (C.I. = 3.22 – 4.99) (curva de captura linealizada), $Z = 4.97$ años⁻¹, (C.I. = 4.368 – 5.572) (Jones) que basados en los límites de confianza son parecidos desde el punto de vista estadístico. Los modelos empíricos estimaron $Z = 6.028$ años⁻¹ (Beverton y Holt), y $Z = 6.018$ años⁻¹ (Ault & Erhardt) que muestran coincidencias casi exactas. Con comparaciones estadísticas se estableció la mortalidad total para la especie en $Z = 4.1$ años⁻¹.

De otra parte se estimó la **mortalidad por pesca F** = 2.85 años⁻¹, y la **mortalidad natural M** = 1.25, con base en lo cual se calculó una tasa de explotación $E = 0.7$, que indica un recurso sobreexplotado.

El **análisis de población virtual** observó que la mortalidad por pesca no actuó en las tallas pequeñas, y comenzó a tener efecto en la

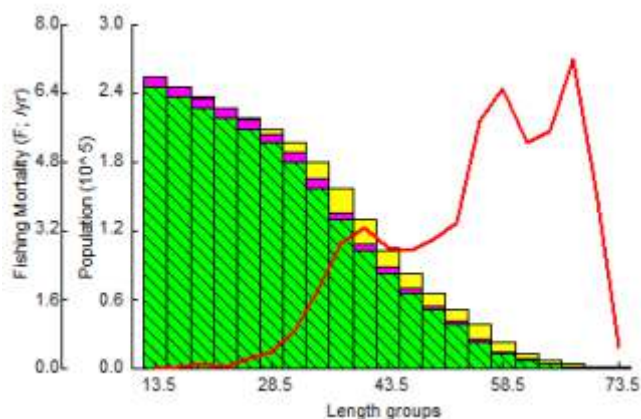


Figura 7. Análisis de población virtual para *B. amaurus*.

población a partir de los 37 mm Ls, con una ligera disminución entre 43 y 46 mm Ls, para luego aumentar en tallas superiores a los 58 mm Ls (Fig. 7). Con la base del APV, se estimó la edad relativa de primera captura en $t_c = 0.21$ años (19.5 mm Ls), el tiempo al cual la especie es sometida a la intensidad pesquera $t = 1.14$ años, y la edad máxima $t_{max} = 3.2$ años (91.1 mm Ls). Estas estimaciones sirvieron para determinar qué porcentaje de la vida de la especie está siendo empleada en la actividad pesquera, con $t = 36\%$, lo que indica que el recurso no tiene una intensidad alta de captura en todas las etapas de la vida.

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell mostró que las pesquerías han empezado una etapa de agotamiento y se han rebasado los límites de un aprovechamiento sostenible como se identifica con la flecha vertical (Fig. 8). El modelo estimó un **RMS** de 77 974 ejemplares/año.

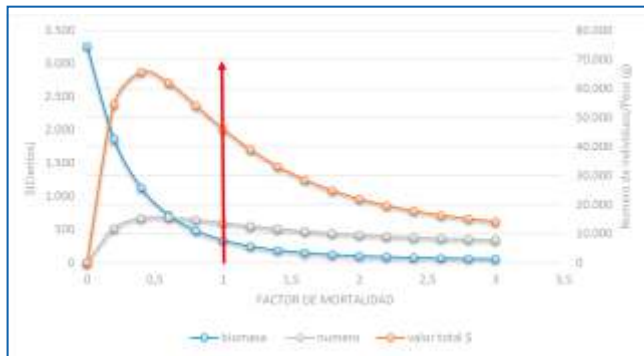


Figura 8. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *B. amarus*.

Después de haber analizado la comparación entre la TMM y la TMC (sin riesgo), un porcentaje de la vida de la especie en la pesquería inferior al 50% en tallas mayores, una tasa de aprovechamiento ($E = 0.7$) y un modelo bioeconómico que muestran un recurso sobreexplotado, se puede concluir sobre la base de los aspectos biológico - pesqueros que hay un sobre aprovechamiento de individuos adultos que al parecer están afectando la biomasa del stock desovante del recurso, a pesar que la especie aparentemente puede desovar antes de que se extraiga un porcentaje de la población por la pesquería. Adicionalmente, la especie presenta cuidado parental realizado por los machos y una baja fecundidad que esta entre 132 – 1252 huevos (Cruz *et al.*, 2015), que involucra un componente de mayor sensibilidad a las pesquerías. La regulación en el nivel del esfuerzo pesquero sobre tallas medianas y grandes y el establecimiento de una cuota máxima de extracción podrían ser medidas de manejo que deben aplicarse con precaución y de acuerdo con la dinámica de las pesquerías con una visión holística de la misma. Todos los resultados obtenidos que tienen que ver con el diagnóstico del estado de recurso indican que este debe ser manejado con cuidado. La tabla 1 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 1: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	<i>b</i>	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
13.5 - 73.5	2.82	44.5	26.8	60	94.7	1.02	-0.23	2	4.1	1.25	2.85	0.7	15 595

4.1.2. Familia Callichthyidae

4.1.2.1. *Corydoras axelrodi* Rössel, 1962 - Corredora decker, Axelrod's cory, Pink coridoras.



Se distribuye en la cuenca río meta, son de hábitos bentónicos, gregarios detritívoros alimentándose de larvas de insectos, diatomeas e invertebrados bentónicos (Sanabria *et al.*, 2007).

La distribución de tallas observó un **rango de tallas** entre 19 y 49 mm Ls, con mayores abundancias en las tallas menores entre los 19 y 33 mm de Ls, con una **TMC general** de 27.4 mm Ls (Fig. 10). Reis (2003) reportó una talla máxima de 42 mm Ls, siendo el valor obtenido en este estudio una ampliación del rango de talla de la especie.

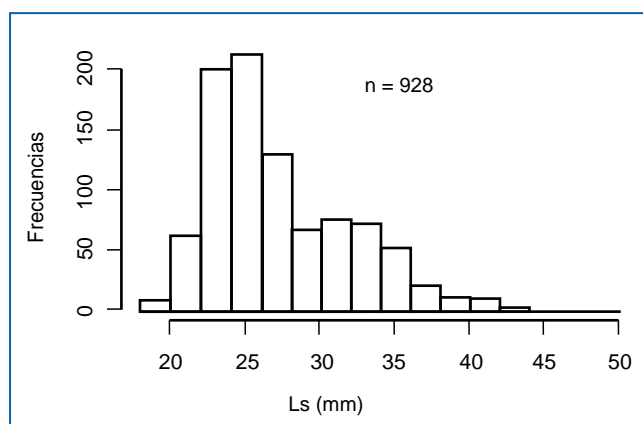


Figura 9. Distribución de frecuencia de tallas para *C. axelrodi*.

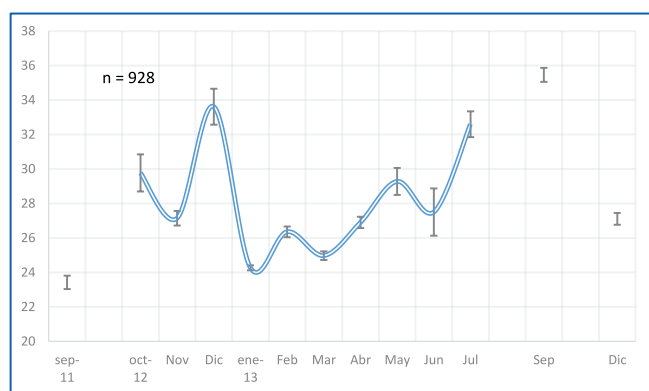


Figura 10. Talla media de captura por mes de *C. axelrodi* entre septiembre de 2011 y diciembre de 2013.

El análisis a través de los meses de muestreo permitió observar que en los primeros siete meses de muestreo las tallas fueron disminuyendo; en el

octavo mes se presentaron dos grupos modales uno de tallas menores alrededor de los 25 mm Ls., y otro de tallas superiores a los 30 mm Ls, lo que indica que es posible que el recurso tenga entradas y salidas de juveniles y adultos a las áreas de pesca. El seguimiento de la **TMC por mes** (Fig.10) permitió observar dos picos principales, uno en el mes de diciembre de 2012 y otro en julio de 2013. Este análisis permite ver que no hay una búsqueda de tallas específicas en la pesquería y se captura lo que se encuentra. En enero de 2013, la TMC podría estar indicando un reclutamiento de ejemplares pequeños a la pesquería.

La **relación longitud – peso** mostró un crecimiento alométrico positivo ($P < 0.05$) (Fig. 11).

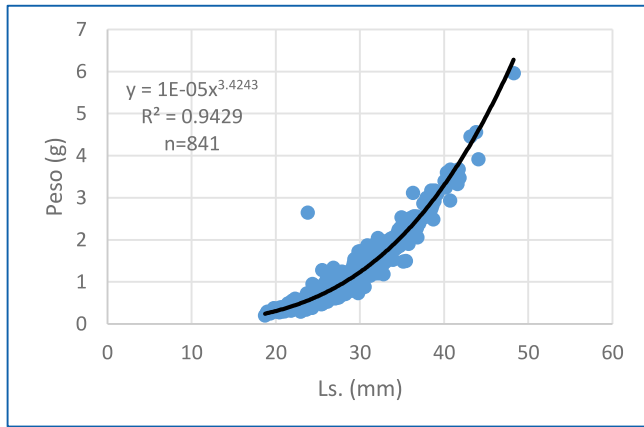
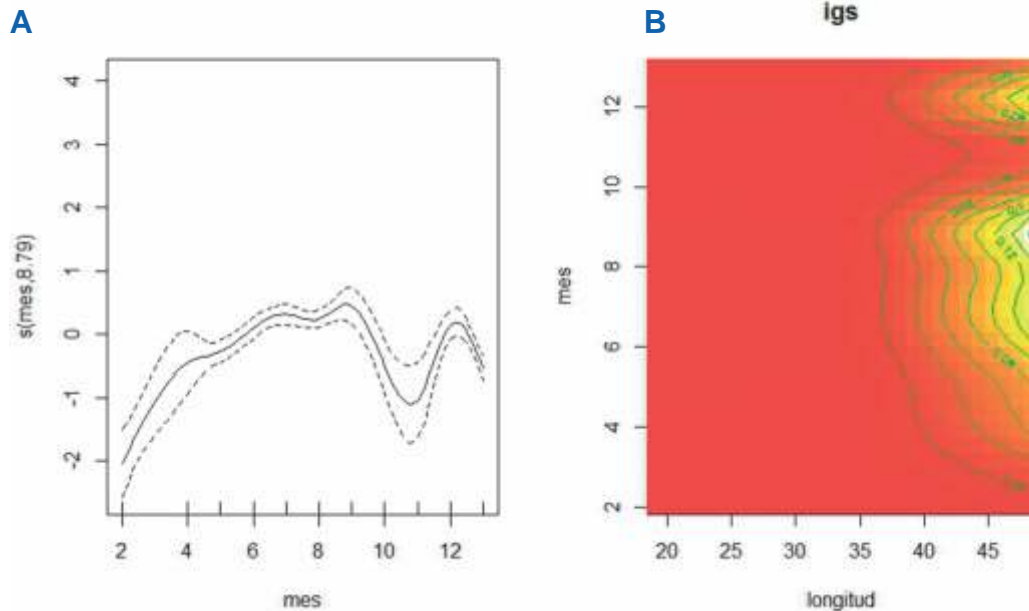


Figura 11. Relación longitud - peso para *C. axelrodi*

El **IGS** exhibió una desviación explicada del 32.6%, por lo que los resultados son tratados como medidas preliminares. En mayo de 2013 (mes 9, Fig. 13 A) se presentó el valor más alto del IGS lo que marca este mes como un eventual de maduración sexual. Sin embargo el análisis del modelo de GAM mostró que los valores más altos de este parámetro se dieron en las tallas mayores a 40 mm Ls abarcando casi todas las épocas del año, donde se observa que la especie presenta madurez durante casi todo el año (Fig. 12 B).



Clave	2	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Mes	oct-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	sep-13	dic-13

Figura 12. Comportamiento del IGS de *C. axelrodi*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

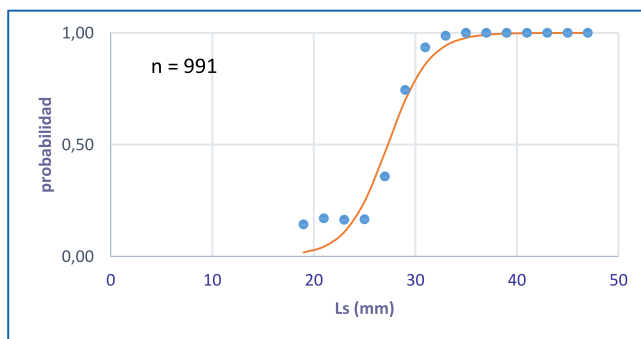


Figura 13. Talla mediana de madurez sexual para *C. axelrodi*.

La **TMM** para esta especie se estimó en 27.3 mm Ls, que comparada con TMC (27.4 mm Ls.) se observa que son prácticamente iguales y desde este punto de vista se advierte un riesgo para la reproducción (Fig. 13).

El **patrón de reclutamiento** estimó empíricamente las abundancias a la edad de t_0 a lo largo del año, encontrando un solo pulso máximo en junio; esto alcanza a tener alguna coincidencia con las estimaciones del IGS (Fig. 14).

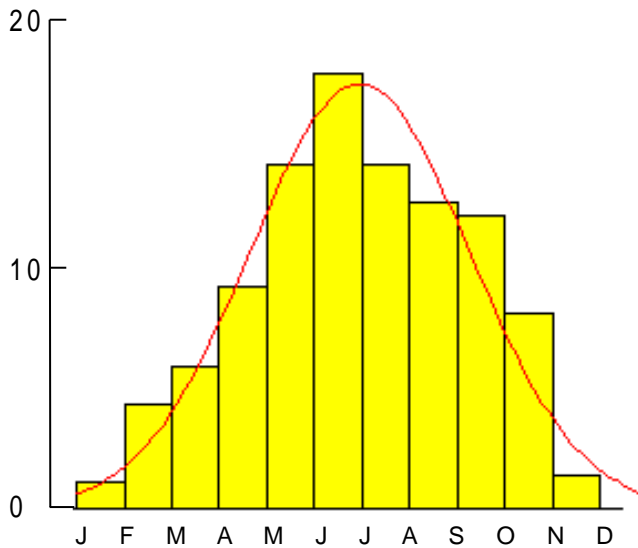


Figura 14. Patrón de reclutamiento para *C. axelrodi*.

El **factor de condición** mostró una desviación explicada del 87.5%; los resultados mostraron un valor máximo en junio de 2013 seguidos de septiembre de 2011, y menores en marzo y diciembre de 2013. El análisis de densidades probabilísticas mostró una fuerte concentración en el mes de julio de 2013 para casi todas las tallas, aunque con énfasis en las tallas superiores a los 35 mm Ls.

El **análisis de crecimiento** por diferentes modelos estimó una L que estuvo entre 56.46 y 70 mm Ls; y un k que varió entre 0.19 y 1. A partir del análisis con estadística descriptiva y de las condiciones biológicas de la especie, se consideró que el mejor modelo fue el de ELEFAN con oscilación de Pauly (OP), que describe un $L = 60.72$ mm Ls y un $k = 0.64$, dado por la ecuación:

$$L_t = 60.72(1 - e^{-0.64((1-0.17)^t - 0.003 \text{ sen } 2\pi(t-0.08)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** se estimó por modelos analíticos con un $Z = 4.34$ años⁻¹, (C. I. = 3.54 – 5.14) (curva de captura linealizada), $Z = 7.093$ años⁻¹, (C. I. = 6.292 – 7.893) (Jones). Con los modelos de tipo empírico se tuvo como resultado $Z = 6.704$ años⁻¹ (Beverton y Holt) y $Z = 6.694$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), siendo estimaciones muy parecidas. Con la información estadística disponible se estimó durante el periodo de estudio el valor más ajustado para $Z = 4.34$ años⁻¹.

La **mortalidad natural (M)** se calculó en $M = 1.04$

años⁻¹ (ecuación empírica de Pauly) y la **mortalidad por pesca (F)** fue de $F = 3.3$ años⁻¹; con estos parámetros se estimó finalmente la **tasa de explotación $E = 0.76$** , que determina que el recurso está en niveles de sobre explotación.

El **análisis de población virtual** observó como el recurso parece haber tenido una presión por pesca en sus tallas menores y aunque bajó en algunas tallas, la tendencia general fue la de buscar un máximo, para luego disminuir hasta cuando la cohorte desapareció (Fig. 15). Este sistema permitió además calcular la edad de primera captura $t_c = 0.66$ años (21mm Ls), el tiempo en el que el recurso permanece bajo la acción de la pesquería $t = 1.66$ años, la edad máxima $t_{max} = 4.8$ años (57.9 mm Ls.) y la proporción porcentual de la vida de la especie en la cual está sometida a la pesquería $t\% = 34.3$.

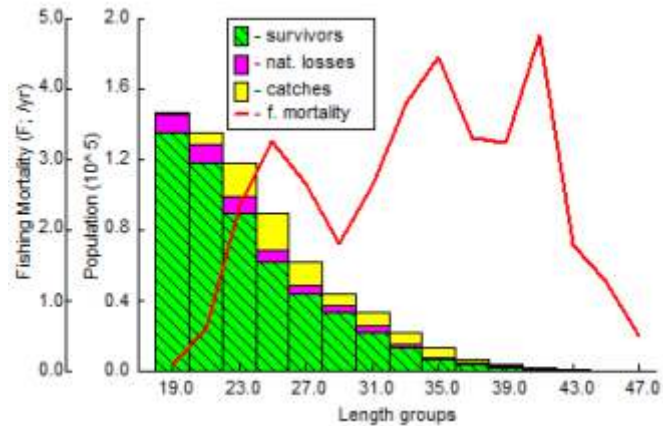


Figura 15. Análisis de la población virtual para *C. axelrodi*

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell** permitió definir que la especie ya llegó a los niveles óptimos de aprovechamiento (flecha vertical, Fig. 16), estableciendo un **RMS** de 44 526 ejemplares/año.

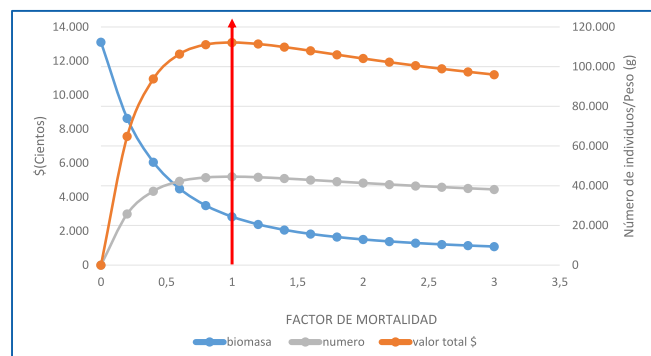


Figura 16. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *C. axelrodi*

Con base en el análisis de la tasa de explotación ($E = 0.76$), la comparación entre la TMM y la TMC, (se encuentra en el límite), una mortalidad por pesca desde tallas menores, pero en contraste un porcentaje de la vida de la especie sometida a la pesquería inferior al 50%, y el modelo bio económico que se muestra en el nivel máximo biológico y económico, se puede concluir que este

recurso está en niveles donde no es recomendable aumentar el esfuerzo pesquero, pues muestra indicios de entrar en un nivel de sobreexplotación. Una cuota de pesca se podría tomar como indicador máximo de aprovechamiento. La tabla 2 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 2: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
19-49	3.42	27.4	27.3	40	60.7	0.64	-0.17	1	4.34	1.04	3.3	0.76	44 526

4.1.2.2. *Corydoras concolor* Weitzman, 1961 - Corredora concolor, Slate cory.



La **distribución de las tallas** fue muy amplia abarcando tallas entre 10 y 39.5 mm Ls; en conjunto presentó una distribución de tipo normal. Se estimó una **TMC = 24.3 mm Ls** (Fig. 17). La talla máxima reportada es de 54 mm Ls (Reis, 2003).

El año de 2013 tuvo la mejor representación de la estructura de tallas. Se observó mayor aparición de individuos con longitudes superiores a la TMC estimada entre mayo y julio (Fig. 18).

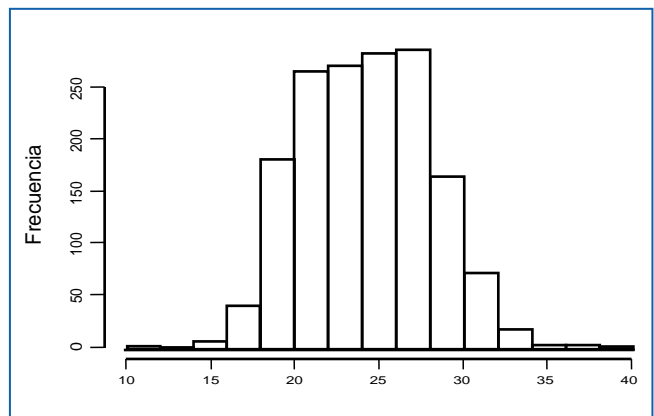


Figura 17. Distribución de frecuencia de las tallas para *C. concolor*.

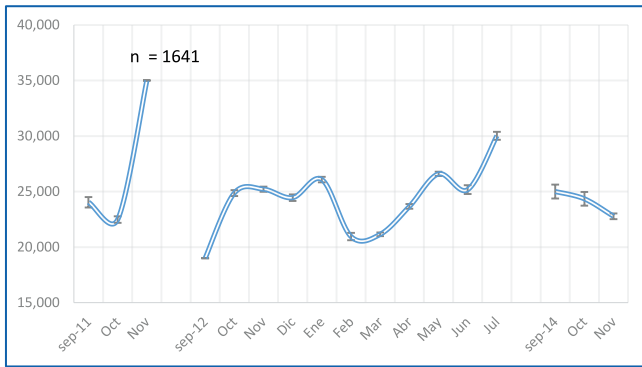


Figura 18. Talla media de captura por mes de *C. concolor* entre septiembre de 2011 y agosto de 2014.

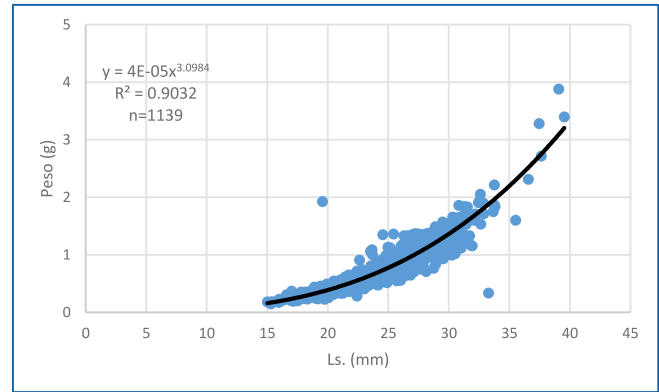
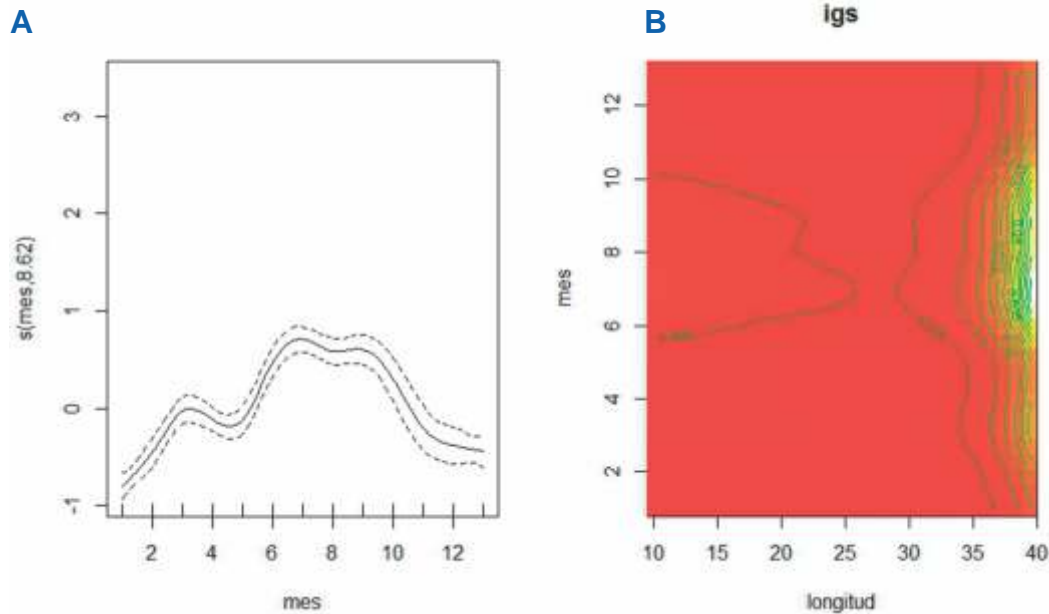


Figura 19. Relación longitud-peso de *C. concolor*.

La **relación longitud-peso**, con base en los datos de 2013, mostró un crecimiento de tipo alométrico ($P < 0.05$) (Fig. 19). El tipo de crecimiento varió a través de los años, estableciendo diferentes ecuaciones:

2011: $Pt = 3E-04 * Ls^{2.4604}$ ($R^2 = 0.5852$; $n = 127$)
 2012: $Pt = 6E-05 * Ls^{2.9269}$ ($R^2 = 0.856$; $n = 373$)
 2013: $Pt = 4E-05 * Ls^{3.0984}$ ($R^2 = 0.9032$; $n = 1139$)

Los mayores valores del **IGS** se presentaron a partir de mayo hasta julio de 2013 (Fig. 20 A). El modelo mostró una desviación explicada del 33%. El análisis de densidades probabilísticas, reveló que durante esos mismos meses se presenta un amplio período de madurez (Fig. 20 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	sep-13	oct-13	nov-13

Figura 20. Comportamiento del IGS de *C. concolor*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** fue de 27.8 mm de Ls, que comparada con la TMC (24.3 mm) indica que el stock desovante puede estar afectado negativamente, ya que se podría estar impidiendo que al menos el 50% de la población se reproduzca al menos una vez en su vida (Fig. 21).

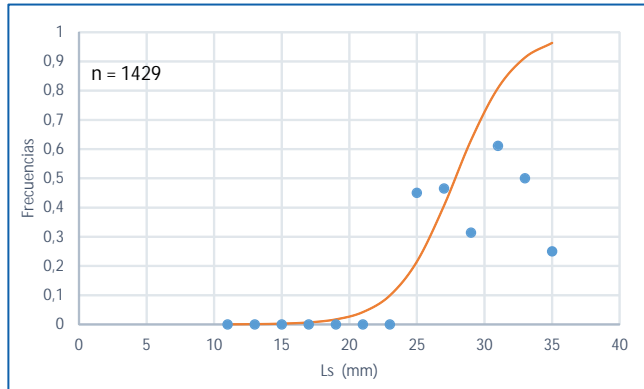


Figura 21. Talla mediana de madurez sexual de *C. concolor*.

El **patrón de reclutamiento** permitió identificar dos puntos máximos, el primero alrededor del mes de marzo, coincidiendo con lo revelado por el IGS y el segundo sobre el mes de noviembre (Fig. 22).

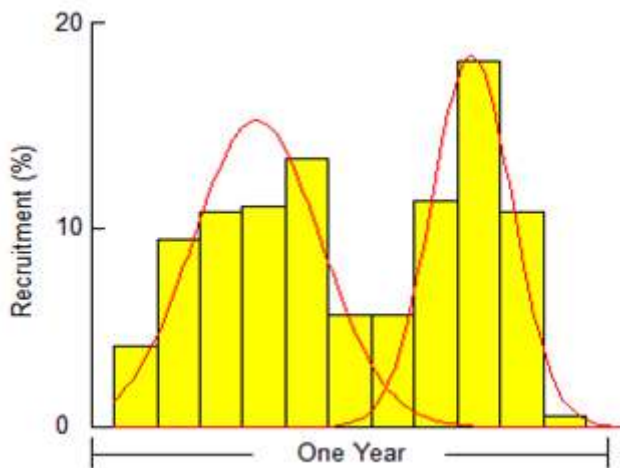


Figura 22. Patrón de reclutamiento de *C. concolor*.

El **factor de condición** presentó una desviación explicada de 90.3%, observándose de igual manera, que la mejor condición de salud del recurso se concentró durante los meses de junio y julio en individuos con tallas entre 22 y 25 mm Ls.

El análisis de **crecimiento** permitió estimar varias longitudes asintóticas (L_{∞}) desde 31.8 hasta 82.0 mm de Ls. Mediante estadística descriptiva y considerando aspectos biológicos de la especie se consideró el modelo FISAT como el modelo que mejor explica el crecimiento de la especie con $L_{\infty} = 67.3$ mm Ls y $k = 0.6$ años⁻¹ dado por la ecuación:

$$L_t = 67.3(1 - e^{-0.6(t+0.03)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimada mediante los modelos de tipo analítico coincidieron en la estimación, tanto con la curva de captura linealizada como con el modelo de Jones y van Zalinge la mortalidad fue de 6.6 año⁻¹ (CI 0.53 – 12.63 y 3.95 – 9.30, respectivamente). Mientras que con los modelos empíricos $Z = 105.16$ años⁻¹ (Beverton & Holt) y $Z = 112.05$ años⁻¹ (Ault & Erhardt). Por su parte, se estimaron la **mortalidad por pesca** $F = 5.6$ años⁻¹ y la **mortalidad natural** $M = 0.98$ años⁻¹. A partir de esta base se estimó la **tasa de explotación** $E = 0.85$, que indica que el recurso se encuentra en un estado de sobreexplotación.

El **análisis de población virtual** mostró que la mortalidad por pesca actúa sobre individuos con tallas entre los 19.0 y los 31.0 mm Ls., desciende abruptamente para luego aumentar un poco en tallas superiores a los 35 mm Ls. (Fig. 23). También se obtuvo la **edad relativa de primera captura** $t_c = 0.48$ años (17mm de Ls.), el tiempo al cual la población es sometida a la intensidad de la pesquería $t = 0.94$ años y la edad máxima $t_{max} = 4.9$ años (63.93 mm Ls.). Estas estimaciones sirvieron para determinar qué porcentaje de la vida de la especie está siendo empleada en la actividad pesquera con $t = 19\%$, lo que indica que el recurso no tiene una alta intensidad de captura en todas las etapas de la vida.

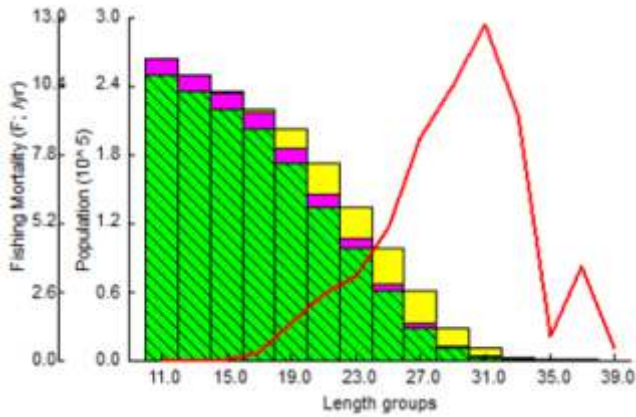


Figura 23. Análisis de población virtual para *C. concolor*.

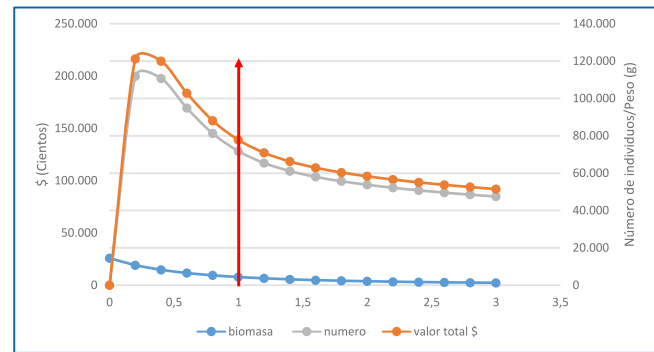


Figura 24. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *C. concolor*.

El **modelo de Thompson y Bell**, indicó que el recurso se encuentra en un estado de sobreexplotación, por lo que se sugiere disminuir la presión por pesca en las zonas de captura (Fig. 24). Finalmente, se destaca que el **RMS** es de 111 866 ejemplares/año.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.85$), una comparación entre la TMM y la TMC, en niveles peligrosos, un

porcentaje de la vida de la especie inferior al 50% y el modelo bioeconómico que muestra un nivel de sobreexplotación, se puede concluir que de forma general la especie debe monitorearse permanentemente en especial con el uso de la cuota de pesca, ya que si la situación de recurso no mejora la misma debe disminuirse hasta niveles de esfuerzo inferiores al 50%, según el modelo de Thompson y Bell. La tabla 3 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 3: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
11 - 39	3.0	24.3	27.8	>38	67.3	0.6	-0.03	2	6.6	0.98	5.6	0.85	111 866

4.1.2.3 *Corydoras melanotaenia* Regan, 1912 - Corredora verde, Elongate bronze cory.



La **distribución de las tallas** abarcó de los 16.4 a los 60.8 mm Ls., con una **TMC** general estimada de 33.2 mm Ls. (Fig. 25). También se pudo observar una marcada tendencia de la captura de ejemplares con tallas cercanas o ligeramente superiores a TMC estimada.

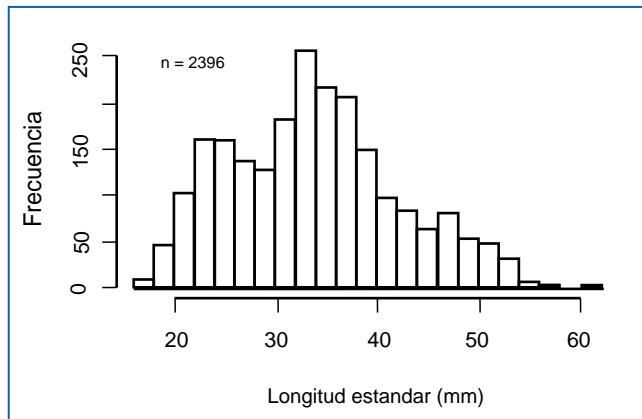


Figura 25. Distribución de frecuencias de talla para *C. melanotaenia*.

En marzo, abril de 2013 y julio de 2014 se concentró el mayor número de individuos capturados, los cuales fueron determinantes al estimar la talla media de captura para la especie. En la mayoría de los meses de muestreo se capturaron individuos por encima de la TMC, pero fue durante marzo y abril de 2013 en donde se reportaron individuos más grandes (Fig. 26). La talla promedio varía a lo largo del año con datos más completo es así que para 2013 se observan picos entre febrero y marzo, luego sigue un descenso entre junio y julio para en septiembre volver a alcanzar un pico máximo, esta variación puede deberse al régimen hidrológico.

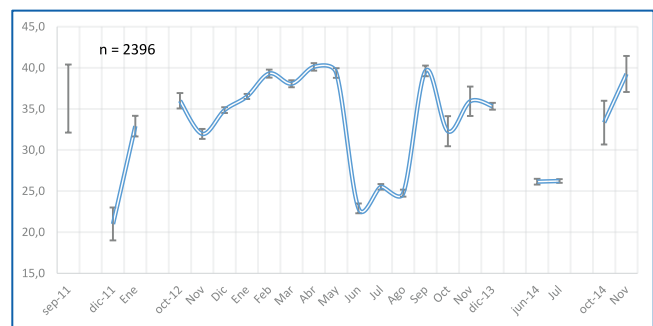


Figura 26. Talla media de captura por mes de *C. melanotaenia*.

La **relación longitud- peso**, que solo se estimó para 2013, mostró un crecimiento de tipo isométrico ($P < 0.05$, $b = 2.9805$) (Fig. 27).

El análisis del **IGS** con una desviación explicada del 60%, mostró que la especie presentó picos de maduración los meses en octubre 2012 y abril de 2013, el tercer repite en octubre de 2013, indicando que en este mes hay una alta probabilidad de encontrar los peces en estado reproductivo (Fig. 28 A) Los valores más altos se concentran en tallas superiores a 40 mm, siendo las tallas alrededor de 50 mm donde el estado de maduración se hace más intenso. Sin embargo se observa aunque débilmente un pequeño grupo cercano a los 20 mm de Ls que presenta maduración gonadal en los picos reproductivos (Fig. 28 B).

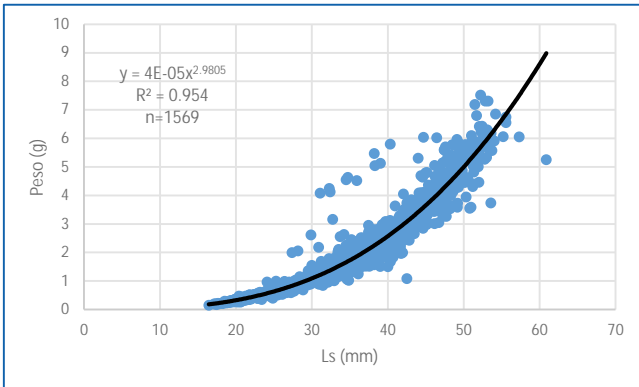
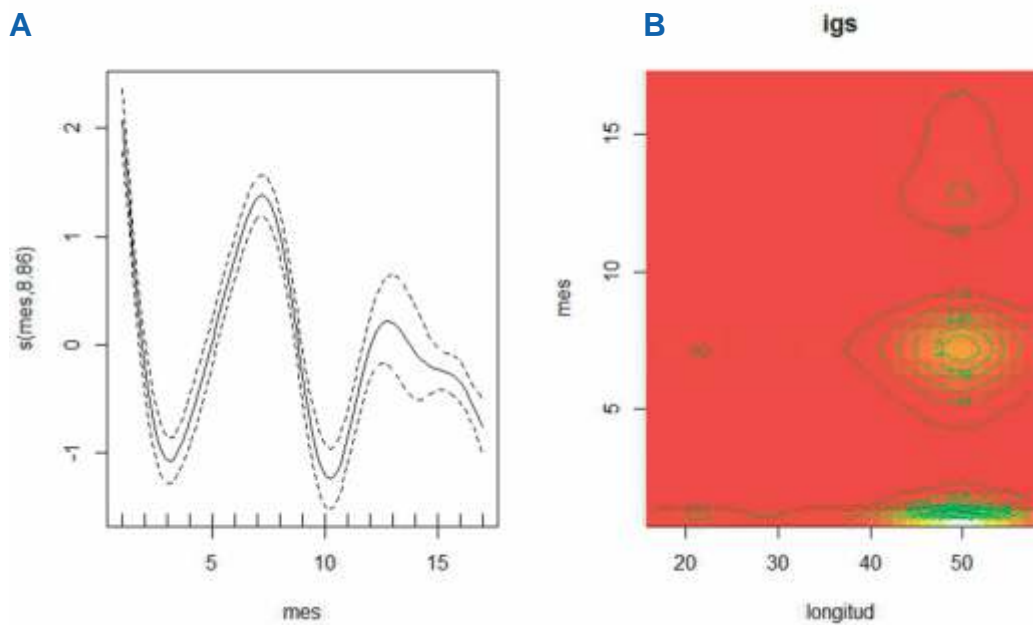


Figura 27. Relación longitud-peso *C. melanotaenia*.

La TMM fue de 33.4 mm de Ls, que comparada con la TMC (33.2 mm) indica que el stock desovante se encuentra en equilibrio (Fig. 29).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-14	jul-14

Figura 28. Comportamiento del IGS de *C. melanotaenia*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

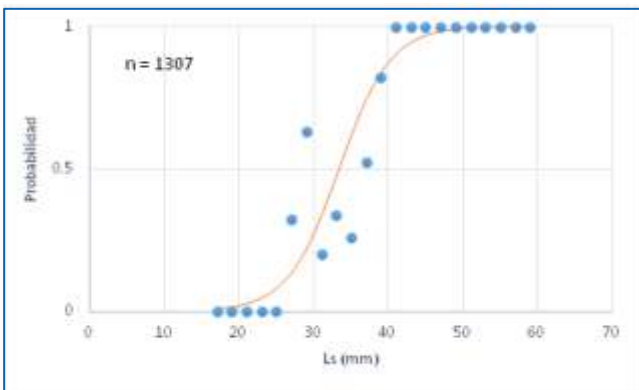


Figura 29. Talla media de madurez sexual de *C. melanotaenia*.

El patrón de reclutamiento de la especie es muy amplio, se puede decir que sucede durante todo el año, coincidiendo con el IGS, siendo en el mes de marzo donde se presenta con mayor intensidad (Fig.30).

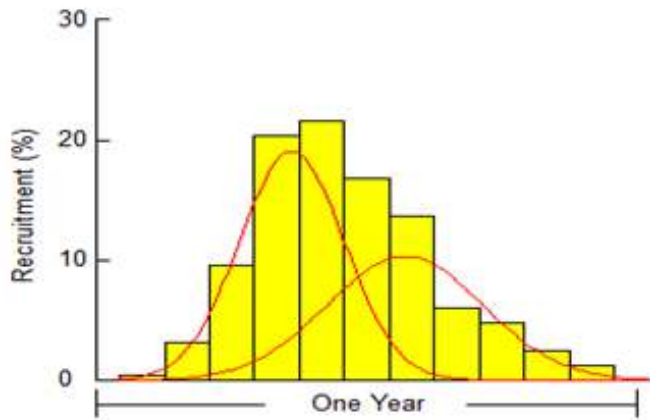


Figura 30. Patrón de reclutamiento de *C. melanotaenia*.

El **factor de condición** presentó una desviación explicada de 75.5%, indicando que durante noviembre y diciembre el recurso presenta la mejor condición de salud.

El análisis de **crecimiento** estimó longitudes asintóticas (entre 55 y 90 mm Ls); dado que el modelo Projmat con oscilación de Hoenig (Projmat OH) reunía las características que se ajustaban a la biología de la especie y mediante estadística descriptiva, fue seleccionado para explicar su crecimiento, dado por la ecuación:

$$L_t = 65.9 (1 - e^{-0.4(t+0.30)} - 0.63 \text{SEN } 2\pi(t+0.08))$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimada mediante la curva de captura linealizada fue de $Z = 4.23$ y con el modelo de Jones y van Zalinge mortalidad fue de 3.4 año^{-1} (CI 2.9 – 5.5 y 3.2 – 3.6, respectivamente). Mientras que la estimación con los modelos empíricos (Beverton & Holt y Ault & Erhardt) coincidieron en un valor de Z fue 13.06 años^{-1} . Por su parte, la **mortalidad por pesca $F = 2.98 \text{ años}^{-1}$** y la **mortalidad natural $M = 1.25$** . A partir de esta base se calculó la **tasa de explotación $E = 0.70$** , que indica que el recurso se encuentra en un estado de sobrexplotación.

El **análisis de población virtual** indicó que la mortalidad por pesca actúa sobre un amplio rango de tallas sin embargo, el esfuerzo es constante sobre ejemplares con tallas entre 29 y 40 mm Ls.

(Fig. 31). También se determinó la edad de primera captura $t_c = 0.18$ año (18 mm Ls.), el tiempo en el cual la especie es sometida a la intensidad pesquera 2.25 años y la edad máxima calculada $t_{max} = 3.66$ años (63.58 mm Ls.) A partir de estas estimaciones fue posible identificar qué porcentaje de la vida de la especie está siendo empleada en la actividad pesquera, con $t = 55\%$, lo que indica que el recurso tiene una alta intensidad de captura en todas las etapas de la vida.

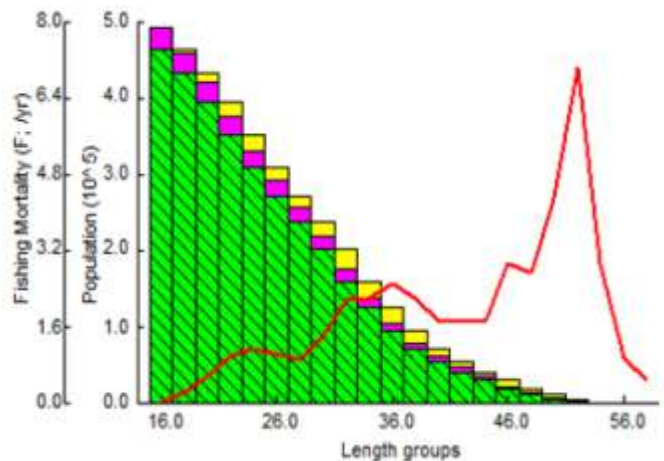


Figura 31. Análisis de población virtual para *C. melanotaenia*.

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell**, indicó que el recurso se encuentra en un estado en el que puede ser aprovechada pero manteniendo precaución sobre el esfuerzo pesquero (Fig. 32). Por último, el rendimiento máximo sostenible (**RMS**) estimado fue de 358 201 individuos por año.

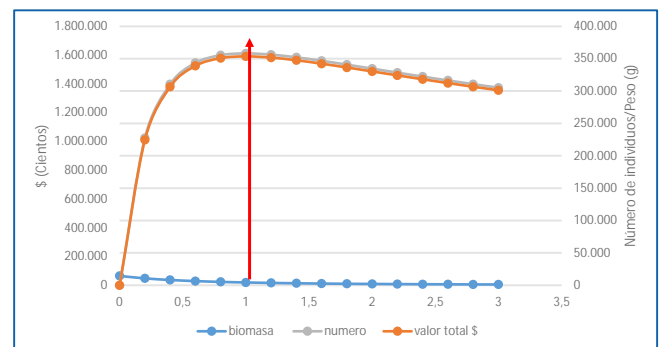


Figura 32. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *C. melanotaenia*.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.7$), una comparación entre la TMM y la TMC, de equilibrio, un porcentaje de la vida de la especie superior al 50% y el modelo bioeconómico que muestra un nivel de equilibrio,

se puede concluir que en general la especie está en nivel aceptable de salud, por lo tanto la cuota puede ser un indicativo viable de manejo. La tabla 4 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 4: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (eipl/año)
16.4 - 60.8	2.9	33.2	33.4	45 - 55	65.9	0.4	-0.3	1	4.23	1.2	2.9	0.7	358 201

4.1.2.4. *Corydoras arcuatus* Elwin, 1938 - Corredora arcuatus, Skunk cory.

Rango de tallas	5 - 120mm Ls	Talla media de captura	44.5mm Ls (EE: 1.11)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Isométrico 95%	0.000008	3.2775	21
2014	Alométrico positivo 95%	0.00001	3.1062	151

4.1.2.5. *Corydoras brevirostris* Fraser - Brunner, 1947 - Corredora tigrá, Spotted cory.

Rango de tallas	19 - 41mm Ls	Talla media de captura	26.14mm Ls (EE: 0.27)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%	0.00003	3.1728	227

4.1.2.6 *Corydoras crypticus* Sands, 1995 - Corredora cripticus.

Rango de tallas	26 - 48mm Ls	Talla media de captura	38.49mm Ls (EE: 0.28)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%	0.00005	2.9695	149

4.1.2.7 *Corydoras melanistius* Regan, 1912 - Corredora melanistio, Spotted cory.

Rango de tallas	20 - 38mmLs	Talla media de captura	31.62mm Ls (EE: 0.31)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%	0.00005	2.9695	149

4.1.2.8 *Corydoras aeneus* Gill, 1858 - *Corydoras mala conducta*, *Bronze cory*.

Rango de tallas	26 - 48mmLs	Talla media de captura	38.39mm Ls (EE: 0.31)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%	0.0001	2.7346	174

4.1.2.9 *Corydoras elegans* Steindachner, 1876 - *Corredora elegans*, *Elegant cory*.

Rango de tallas	21 - 45mm Ls	Talla media de captura	30.61mm Ls (EE: 0.39)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%	0.00004	3.021	68

4.1.2.10 *Corydoras loxozonus* Nijssen & Isbrücker, 1983 - *Corredora loxozonus*, *corredora Piña*.

Rango de tallas	18 - 44mm Ls	Talla media de captura	30.74mm Ls (EE: 0.35)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%	0.000008	3.4855	112
2013	Alométrico positivo 95%	0.00001	3.3865	31
2014	Alométrico positivo 95%	0.000002	3.9078	72
General	Alométrico positivo 95%	0.000008	3.4912	234

4.1.2.11 *Corydoras simulatus* Weitzman & Nijssen, 1970 - *Corredora olga*, *Olga cory*

Rango de tallas	20 - 60mm Ls	Talla media de captura	20.09mm Ls (EE: 0.44)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%	0.000007	3.4199	249
2014	Alométrico positivo 95%	0.00002	3.1482	75

4.1.2.12 *Corydoras splendens* (Castelnau, 1855) - *Corredota brochis*, *corredora gigante*, *Emerald catfish*.

Rango de tallas	38 - 58mm Ls	Talla media de captura	44.67mm Ls (EE: 0.67)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2011	Isométrico 95%	0.00008	2.8447	43

4.1.2.13 *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) - Hoplo, Fork Tailed Hoplo.

Rango de tallas	11.5 - 116.5mm Ls	Talla media de captura	37.53mm Ls (EE: 4.49)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2014	Alométrico positivo 95%	0.00001	3.3195	19

4.1.2.14 *Megalechis picta* (Müller & Troschel, 1848)

Rango de tallas	46.5 - 154.5mm Ls	Talla media de captura	67.88mm Ls (EE: 1.35)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Isométrico 95%	0.00003	3.0675	102

4.1.2.15 *Megalechis thoracata* (Valenciennes in Cuvier y Valenciennes, 1840) - Hoplotigre, Hoplo.

Rango de tallas	37.5 - 72.5mm Ls	Talla media de captura	55.76mm Ls (EE: 2.3)	
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n
2013	Isométrico 95%	0.000006	3.449	22

4.1.3 Familia Loricariidae

4.1.3.1 Subfamilia Hypoptopomatinae

4.1.3.1.1 *Otocinclus vittatus* Regan, 1904 - Otocinco, cola rayada, Common otocinclus.



Normalmente se ha registrado para Colombia en la cuenca del Orinoco, sin embargo es probable que no corresponda con la especie descrita teniendo

en cuenta su distribución en la cuenca Paraguay/Paraná. Se reporta como especie herbívora y de hábitos diurnos, asociados a

plantas acuáticas, troncos y raíces sumergidas (Sanabria *et al.*, 2007). De esta especie hay muy poca información disponible, solo recientemente se ha empezado a generar información, sobre todo del género, donde se destaca la caracterización morfológica y molecular de su diversidad genética (Serna- Hurtado, 2014)

El rango de tallas estuvo entre 10.5 y 35.5 mm Ls., siendo el grupo de tallas entre los 14.5 y los 30.5mm Ls., donde se aglomeran en su mayoría, por lo que fuera de este conjunto de tallas la representación no es abundante (Fig. 33). Shaefer (2003), reportó una talla máxima de 33 mm Lt, por lo que este estudio reporta una nueva talla máxima de la especie.

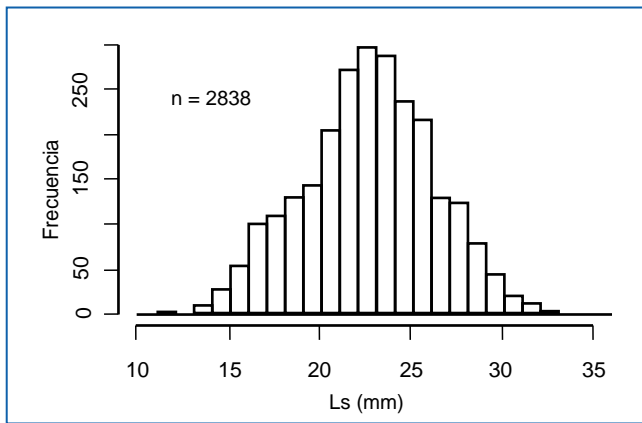


Figura 33. Distribución de frecuencia de las tallas para *O. vittatus*.

La TMC fue de 22.7mm Ls; se estimó la TMC por mes, lo que permitió establecer que las TMC máximas se reportaron para inicios y finales de cada año lo que determina que en estas fechas se encuentran en las zonas de pesca los individuos adultos. También se observa que los valores mínimos están en marzo- junio señalando que estos meses se presenta el reclutamiento a la pesquería (Fig. 34).

A partir de los datos del año 2013, se determinó la relación longitud - peso para la especie describiendo un crecimiento alométrico positivo ($P < 0.05$, $b = 3.1968$) (Fig. 35).

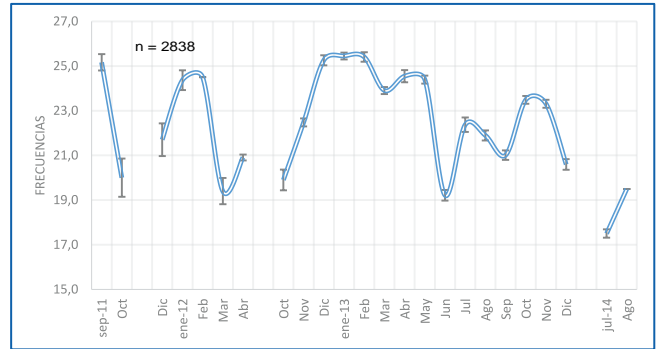


Figura 34. Talla media de captura por mes de *O. vittatus* entre septiembre de 2011 y agosto de 2014.

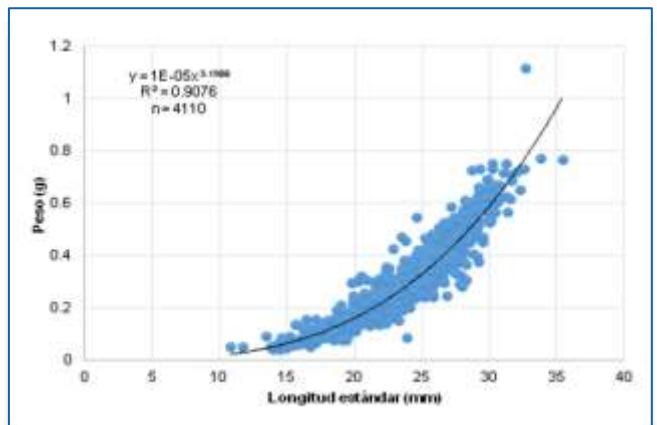
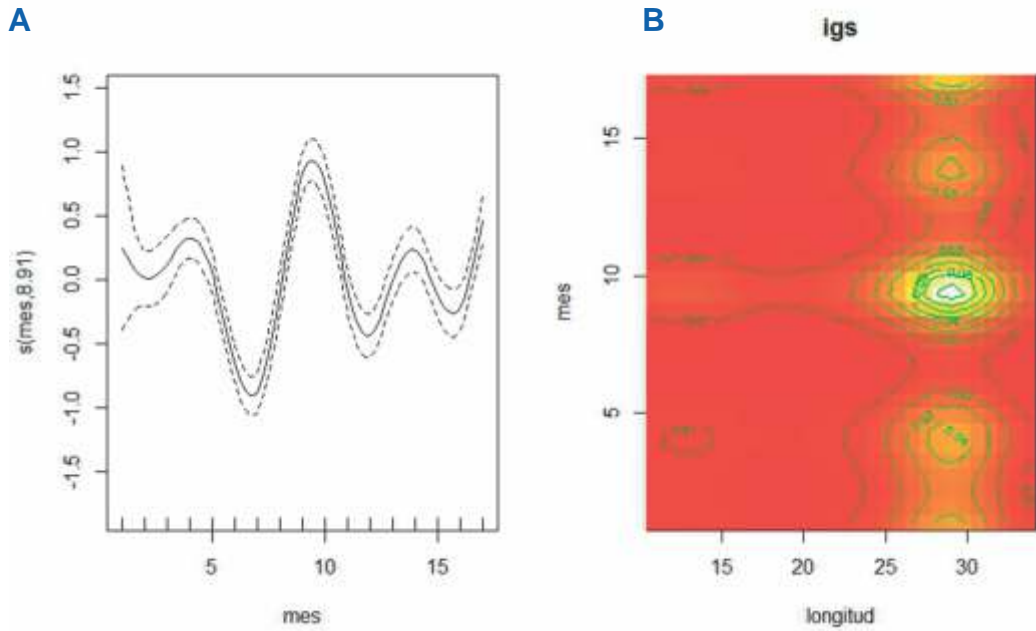


Figura 35. Relación longitud- peso de *O. vittatus*.

El mayor valor del índice de madurez sexual (IGS) fue en mayo de 2013 y los menores valores fueron en noviembre de 2012 y septiembre de 2014 (Fig. 36 A y B, meses 9, 6 y 12 respectivamente). Estos resultados conducen a que existe una marcada etapa de madurez sexual entre mayo y junio (meses 9 y 10) y que la especie puede tener un segundo pulso de reproducción hacia finales del año (desviación explicada de 46.5%). Sumado a esto, se encontró que ejemplares entre los 25 a los 30 mm Ls presentaron los mayores valores de IGS, concentrándose a partir de mayo (Fig. 36, mes 9).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Mes	mar-11	abr-11	oct-11	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13

Figura 36. Comportamiento del IGS de *O. vittatus*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en 18.48 mm Ls., que frente a la TMC (22.7 mm Ls) se puede asegurar que el recurso cuenta con un nivel de aprovechamiento que permite la sostenibilidad reproductiva (Fig. 37).

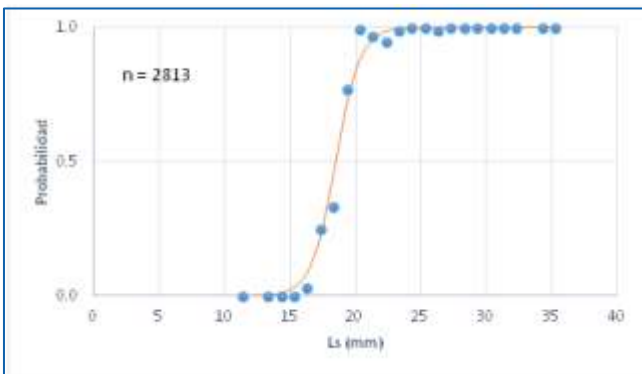


Figura 37. Talla mediana de madurez sexual de *O. vittatus*.

El análisis del **patrón de reclutamiento** precisó que este recurso tiene dos picos, uno fuerte en abril y uno secundario en septiembre. Comparados estos resultados con los obtenidos en la madurez sexual (IGS) se encuentra que tienen una buena coincidencia entre las dos estimaciones (Fig. 38).

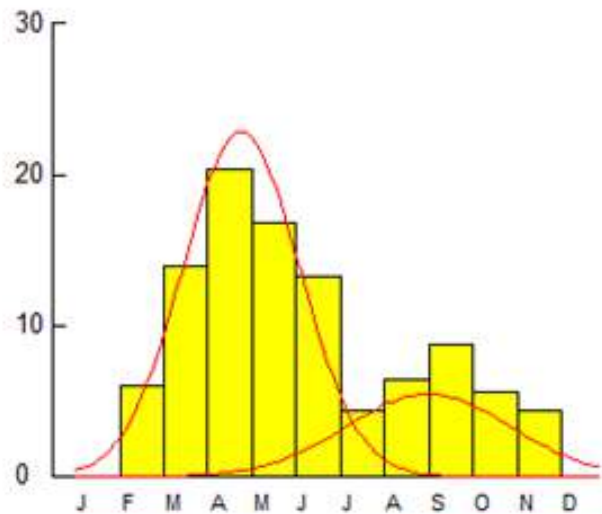


Figura 38. Patrón de reclutamiento de *O. vittatus*.

El factor de condición obtuvo una desviación explicada del 73.1%, permitiendo establecer que el mes de diciembre de los años 2011, 2012 y 2013 fueron los de mayor bienestar para la especie lo que explicaría los resultados obtenidos del IGS. Además, se identificaron dos fechas claras de máxima concentración del factor involucrando ejemplares con tallas entre los 10 y 15 mm Ls., correspondientes a septiembre, octubre y diciembre de 2012.

En cuanto al **crecimiento** de la especie, los resultados de los modelos mostraron un grupo de variación que estimó el crecimiento asintótico L desde 35.6 hasta 55mm Ls., la mejor estimación fue la realizada con FISAT con un $L = 38.5$ mm Ls. Se estimó además una tasa de crecimiento rápido con $k = 0.7 \text{ año}^{-1}$, alcanzando tallas adultas en pocos años. La ecuación de crecimiento estuvo dada por:

$$L_t = 38.5(1 - e^{-0.7(t+0.21)} - 0.11 \sin 2\pi(t-0.1))$$

Por su parte, la **mortalidad total (Z)** estimada con modelos empíricos fue de $Z = 15.8 \text{ años}^{-1}$ (Beverton & Holt y Ault & Erhardt). Con los modelos de tipo analítico, se estimó esta mortalidad en $Z = 4.35 \text{ años}^{-1}$ (Curva de captura linealizada, CI 3.69 – 5.01) y $Z = 5.485 \text{ años}^{-1}$ (Jones). Se consideró que la mejor estimación es la de la curva linealizada (4.35 años^{-1}). Se estimaron además la **mortalidad por pesca $F = 3.08$** y la **mortalidad natural ($M = 1.27 \text{ año}^{-1}$)**. Con estos parámetros se estimó la **tasa de explotación en $E = 0.71$** , que permite concluir, de manera preliminar, que el recurso está entrando en una etapa de sobreexplotación.

El análisis de población virtual permitió concluir que la pesquería concentró una mortalidad por pesca (F) con mayor intensidad entre los 23.5 y los 32.5mm Ls; esto permite inferir que las tallas menores están afectadas exclusivamente por la mortalidad natural u otros factores, la cual disminuye marcadamente después para ser reemplazada por la mortalidad por pesca (F) (Fig. 39). Este análisis permitió estimar la edad relativa

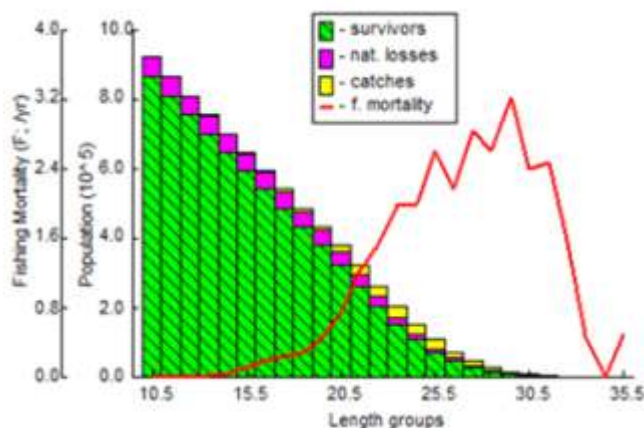


Figura 39. Análisis de población virtual para *O. vittatus*

de primera captura $t_c = 0.7$ años (15.5 mm Ls.); con un tiempo en el cual la especie está sometida a la pesquería de $t = 2.7$ años, y una edad máxima de $t_{max} = 4.5$ años (36.82 mm Ls), lo que permitió deducir que la proporción porcentual de la vida de la especie que está siendo sometida a la pesca es de $t\% = 60$.

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell

sugiere que el recurso se encuentra sobrepasando su rendimiento máximo sostenible (flecha vertical, Fig. 40). El modelo bioeconómico propone un rendimiento máximo sostenible (RMS) de 1 968 989 ejemplares/año.

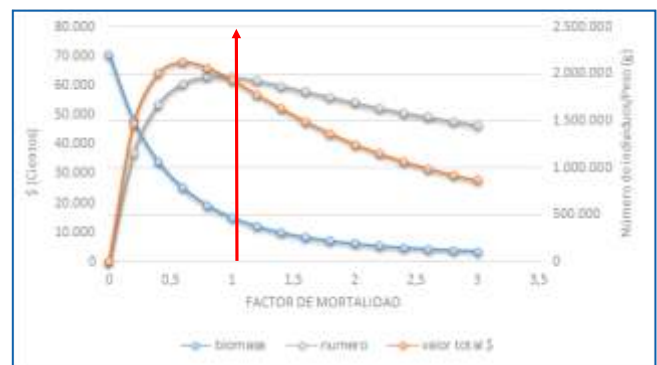


Figura 40. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *O. vittatus*.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.71$), la comparación entre la TMM y la TMC, que no es peligrosa, un porcentaje de la vida de la especie usado para la pesquería superior al 50% y el modelo bioeconómico que muestra un nivel llegando a niveles de sobreexplotación, se puede concluir que los aspectos biológico - pesqueros indican un nivel estable con índices de sobre aprovechamiento. Los diferentes modelos permiten obtener diferentes puntos de vista pero se nota que existe una tendencia a mostrar que el recurso se encuentra sobrepasando su nivel máximo de aprovechamiento sostenible, por lo que no se recomienda aumentar del esfuerzo pesquero. Una alternativa para la especie sería manejar una cuota en número de ejemplares con sentido precautorio. La tabla 5 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 5: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L _∞ (mm)	K (y ⁻¹)	t ₀	Recl.	Z (y ⁻¹)	M	F	E	RMS (ejpl/año)
10.5 - 35.5	3.1	22.7	18.4	25.0 - 30.0	38.5	0.7	- 0.21	2	4.35	1.2	3.1	0.7	1 968 989

4.1.3.1.2 *Otocinclus huaorani* Schaefer, 1997 - Otocinco media luna, Huarani otocinclus.

Rango de tallas	22.25 - 35.75mmLs	Talla media de captura	27.02mmLs(EE:0.73)		
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n	
2013	Alométrico negativo 95%	0.0002	2.3022	213	

4.1.3.1.3 *Otocinclus vestitus* Cope, 1872 - Otocinco enano, Silver otocinclus

Rango de tallas	15 – 34 mm Ls	Talla media de captura	22.32 mm Ls (EE: 0.13)		
Año	Tipo de crecimiento	a	b	n	
2012	Alométrico positivo 95%	0.0000072	3.2906	182	
2013	Alométrico negativo 95%	0.0003	2.166	327	
2014	Isométrico 95%	0.00005	2.6882	155	
General	Alométrico negativo 95%	0.0001	2.4438	664	

4.1.3.2 Subfamilia Loricariinae

4.1.3.2.1 *Farlowella vittata* Myers, 1942 - Lapicero dos hileras, Twig catfish



Distribuido en la cuenca del Orinoco, depredadora de microbianos; por este tipo de dietas carnívoras hacen que su intestino se más corto que los otros loricáridos. (Sanabria *et al.*, 2007). Recientemente ha sido estudiada su biología reproductiva y alimentaria por García-Alzate *et al.* (2012), encontrando que la especie muestra variación estacional en su dieta además de una variación entre machos y hembras. Reportan su temporada reproductiva durante aguas altas, fecundidad de las hembras entre 1 y 819 ovocitos con diámetro promedio de 1.4mm; la especie se considera vulnerable por presión pesca en época reproductiva debido al cuidado parental, advirtiendo peligro de sobreexplotación.

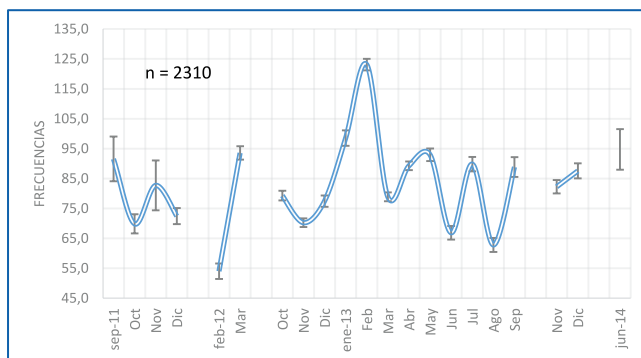


Figura 42. Talla media de Captura por mes para *F. vittata* entre septiembre de 2011 y junio de 2014.

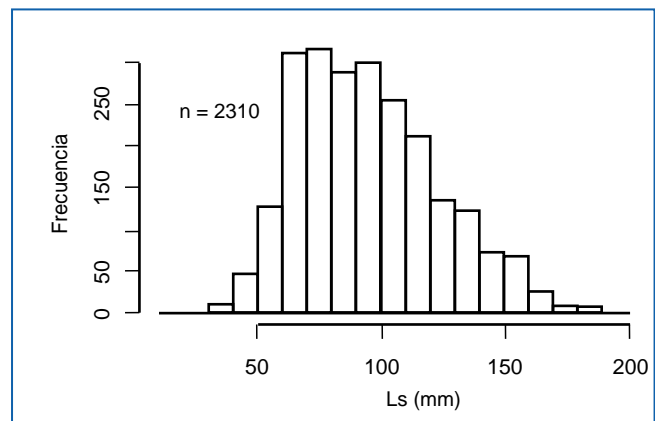


Figura 41. Distribución de frecuencias de talla de *F. vittata*.

El rango de tallas se distribuye desde los 15 a los 171mm Ls, aunque se nota una ligera tendencia hacia las tallas grandes la distribución es de tipo normal. Ferraris (2003) reportó una talla máxima de 225 mm Ls. La **TMC general** se estimó en 83.0mm Ls (Fig. 41).

La TMC por mes muestra una apreciable oscilación que mantuvo estable los valores alrededor del promedio general, sin embargo se nota un valor máximo en febrero de 2013, y curiosamente un valor menor en febrero de 2012, no permitiendo concluir que exista un ciclo determinado de reclutas y adultos dentro de esta pesquería (Fig. 42).

La relación longitud peso, empleando los datos de 2013, mostró un crecimiento de tipo alométrico ($P < 0.05$). Este tipo de crecimiento coincide con lo reportado para la especie por García- Alzate *et al.* (2012) (Fig. 43).

La variación mensual de IGS mostró que los valores más altos estuvieron en mayo de 2013 (mes 9, Fig. 58 A y B), seguido por noviembre de 2013 y octubre de 2012 (meses 12 y 2, respectivamente; Fig. 58 A y B), lo que sugiere que la especie puede tener dos picos de desove al año. Esta información coincide con la obtenida por García-Alzate *et al.* (2012) (Fig. 44).

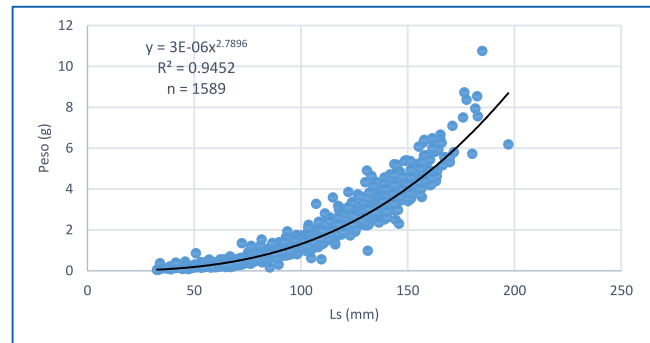
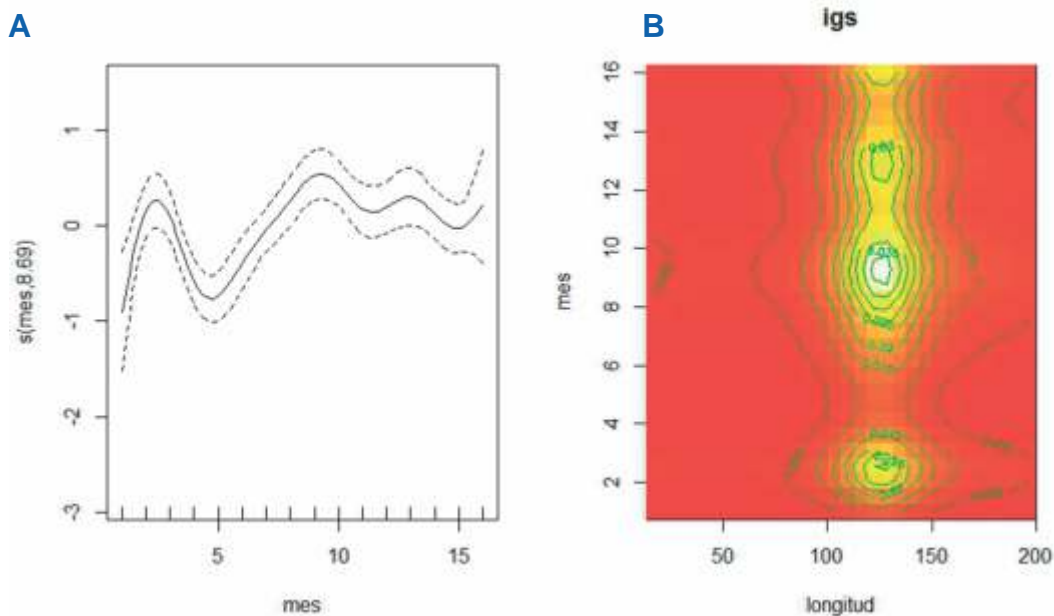


Figura 43. Relación longitud- peso para *F. vittata*.



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Mes	mar-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	nov-13	dic-13	jun-14

Figura 44. Índice gonadosomático de *F. vittata*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

Se encontró que el potencial reproductivo de la especie está en riesgo ya que la TMC estimada (83 mm de Ls.) está muy por debajo de la **TMM** estimada (91.8 mm Ls; Fig. 45) lo que implica que se está afectando la renovación natural del stock. La TMM estimada en este estudio no coincide con lo reportado por García- Alzate *et al.* (2012) (122 mm Ls) en hembras; $n= 56$) pero si con lo encontrado para el **factor de condición**, indicando la mejor condición del recurso en agosto.

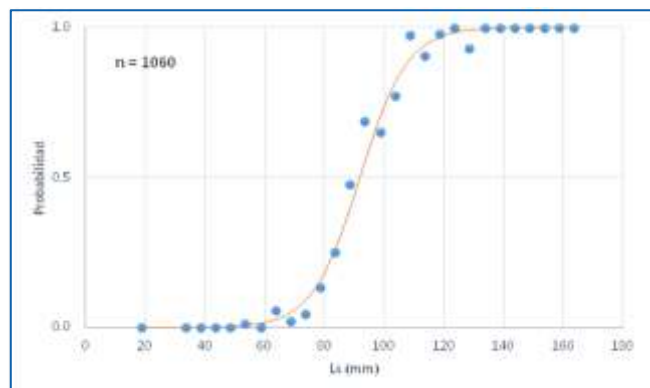


Figura 45. Talla mediana de Madurez sexual para *F. vittata*.

El análisis del **patrón de reclutamiento** (Fig. 46) muestra un solo pulso en el año, con valor máximo entre marzo y mayo, que concuerda con el encontrado en el análisis del IGS para mayo, pero no se evidencian otros picos menores como se observó en el IGS.

En cuanto a **crecimiento**, los resultados de los modelos mostraron un grupo de variación que estimó longitudes asintóticas (L_{∞}) desde 181.0 hasta 224.9mm Ls; para elegir el modelo que mejor describe la especie se utilizó la estadística descriptiva (promedio y mediana) y la t_0 que se acercara a la biología de la especie. Bajo estas características se concluyó que el modelo ELEFAN OH es el que mejor explica el crecimiento de esta. Con estos resultados se construyó un modelo de crecimiento oscilatorio, que estima una especie de crecimiento rápido ($K=0.9 \text{ año}^{-1}$), y una longitud asintótica que exhibe una especie de gran tamaño ($L_{\infty}=188.9 \text{ mm Ls.}$) dada por la ecuación:

$$L_t = 188.09(1 - e^{-0.9(t + 0.13)0.0985e^{112\pi(t + 0.03)}})$$

Por su parte, la **mortalidad total (Z)** estimada con modelos de tipo analítico, fue $Z = 2.9 \text{ años}^{-1}$ aplicando la Curva de captura linealizada (CI 2.66 – 3.14), con Jones y van Zalinge $Z = 3.0 \text{ años}^{-1}$. Mientras que con los de tipo empírico $Z = 3.2 \text{ años}^{-1}$ (Beverton & Holt y Ault & Erhardt) y con el modelo de Hoenig (1982) con sus dos variantes M1 con $Z = 1.244$ y M2 con $Z = 2.598 \pm 0.749 \text{ años}^{-1}$. A partir de la evaluación de estos resultados y considerando sus condiciones estadísticas, se encontró que el valor de $Z = 2.5 \text{ años}^{-1}$ se ajustó mejor en este análisis. También se estimaron la **mortalidad por pesca** ($F = 1.3 \text{ años}^{-1}$) y la **mortalidad natural** $M = 0.9 \text{ años}^{-1}$. Con estos parámetros se estimó la **tasa de explotación** en $E = 0.52$, que indica un recurso en equilibrio.

El análisis de la población virtual refleja que la pesquería ejerce mayor presión sobre ejemplares con tallas de 45mm Ls en adelante, siendo juveniles; sin embargo la población tuvo unos niveles de supervivencia altos (Fig. 60). Esta

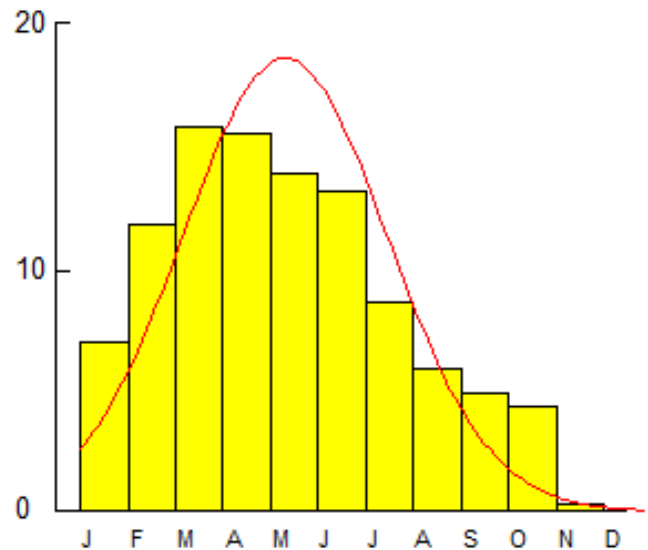


Figura 46. Patrón de reclutamiento de *F. vittata*.

información permitió realizar cálculos complementarios como la edad de primera captura $t_c = 0.15$ años (27mm de Ls.), el periodo de vida donde el recurso es vulnerable a la pesquería $t = 2.5$ años, la edad máxima de la especie $t_{max} = 3.4$ años (179.91mm Ls), y el tiempo porcentual de la vida de la especie que está siendo sometida a las pesquerías $t_{\%} = 72.2$., el cual se considera alto.

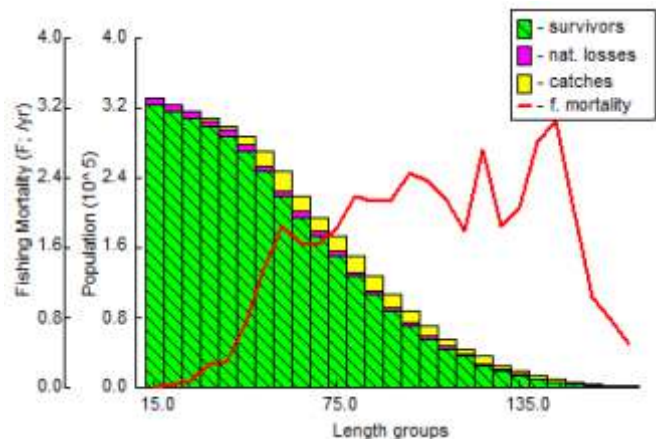


Figura 47. Modelo de la población virtual de la especie *F. vittata*.

Por su parte, **el modelo de Thompson y Bell** sugiere que la especie ha alcanzado el nivel máximo de aprovechamiento sostenible (Fig. 62, flecha vertical de la gráfica); se estimó un **RMS** de 53 391 ejemplares/año como referencia para su manejo.

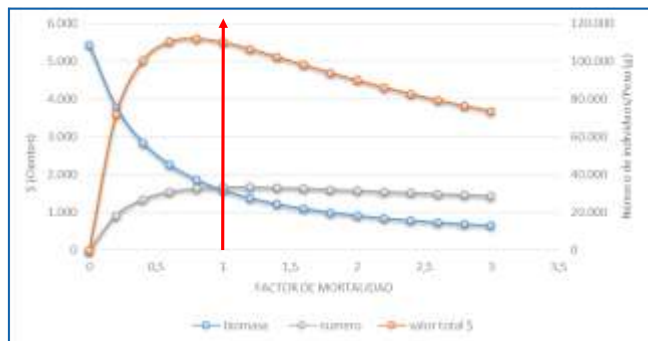


Figura 48. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *F. vittata*.

Con base en la estimación de la tasa de explotación ($E= 0.52$), una actividad reproductiva en tallas mayores pero durante todo el el año (IGS), pero una TMM muy por debajo de la TMC, lo que pone en peligro el stock desovante de la especie. Tiene además una tasa de crecimiento rápido, con tallas pequeñas que comienzan a ser parte de la pesquería (APV), un porcentaje de vida mayor al 50% en la pesca y modelo bioeconómico que confirma una pesquería en su máximo aprovechamiento sostenible. Esta información permite concluir por los aspectos biológico pesqueros analizados que la especie se encuentra en buen estado, pero tiene señales de la pesquería que pueden inducir a un sobreaprovechamiento sino se regula el esfuerzo pesquero. Si se decide un manejo a través de una cuota, se sugiere tener en cuenta el **RMS** estimado en este estudio como un punto de referencia limite. La tabla 6 resume los resultados relevantes para la especie. La tabla 6 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 6: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
15 – 177	2.7	83.0	91.8	120 – 140	188.9	0.9	-0.1	1	2.5	0.9	1.3	0.5	53 391

4.1.3.2 *Rineloricaria eigenmanni* (Pellegriin, 1908) - Lubricaria común, Common whiptail catfish.



Se encuentra en la cuenca del Orinoco, su alimentación es de tipo detritívoro, de hábitos diurnos y nocturnos (Sanabria *et al.*, 2007). Esta especie se reproduce durante todo el año y tiene cuidado parental (Landines *et al.*, 2007).

La **distribución de tallas** de la especie estuvo entre los 17.5 y los 117.5 mm Ls. Se observó una alta frecuencia entre los 45 y 55 mm Ls, pero las tallas entre 65 y 90 mm Ls, estuvieron bien representadas (Fig. 49). Ferraris (2003) reportó una talla máxima de 102 mm Ls, por lo que el presente reporte ofrece una nueva talla máxima para la especie. La distribución de frecuencias indicó una tendencia hacia la captura de ejemplares grandes, principalmente en marzo-abril, en donde las tallas de captura estuvieron cercanas a 40 mm.

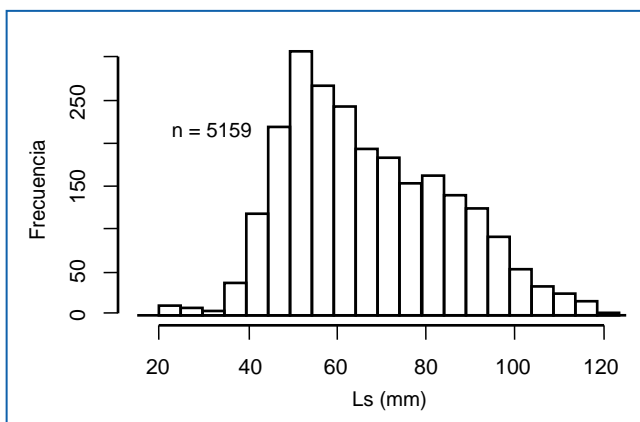


Figura 49. Distribución de frecuencias de talla para *R. eigenmanni*.

Con respecto a la **TMC** general se estimó en 48.2mm Ls y la **TMC** por mes observó una amplia variabilidad, Febrero de 2012 presentó el mayor valor y en agosto de 2014 el menor durante el estudio (Fig. 50).

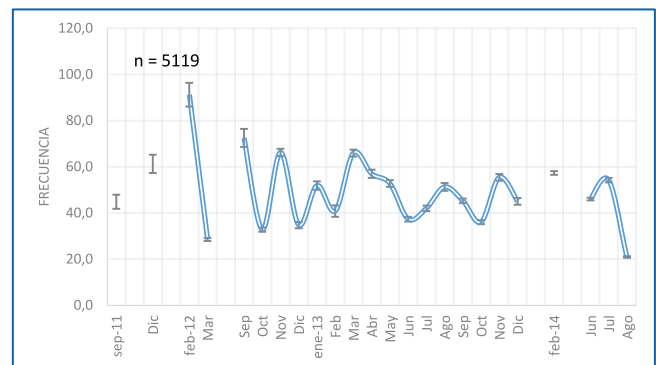


Figura 50. Talla media de Captura por mes para *R. eigenmanni* entre septiembre de 2011 y agosto de 2014.

La **relación longitud - peso** determinó que la especie tiene un tipo de crecimiento alométrico positivo ($P = 0.05$), sobre la base de la mejor recopilación de información en un año (2013) (Fig. 51).

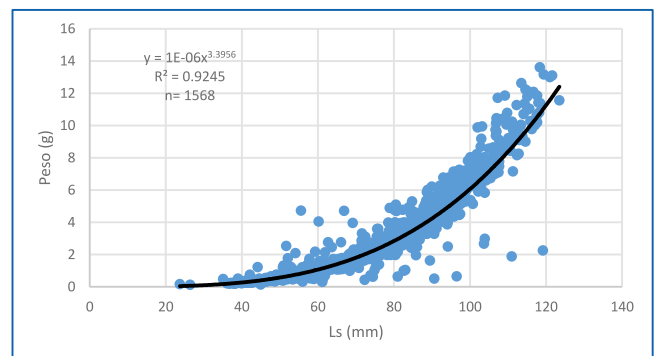
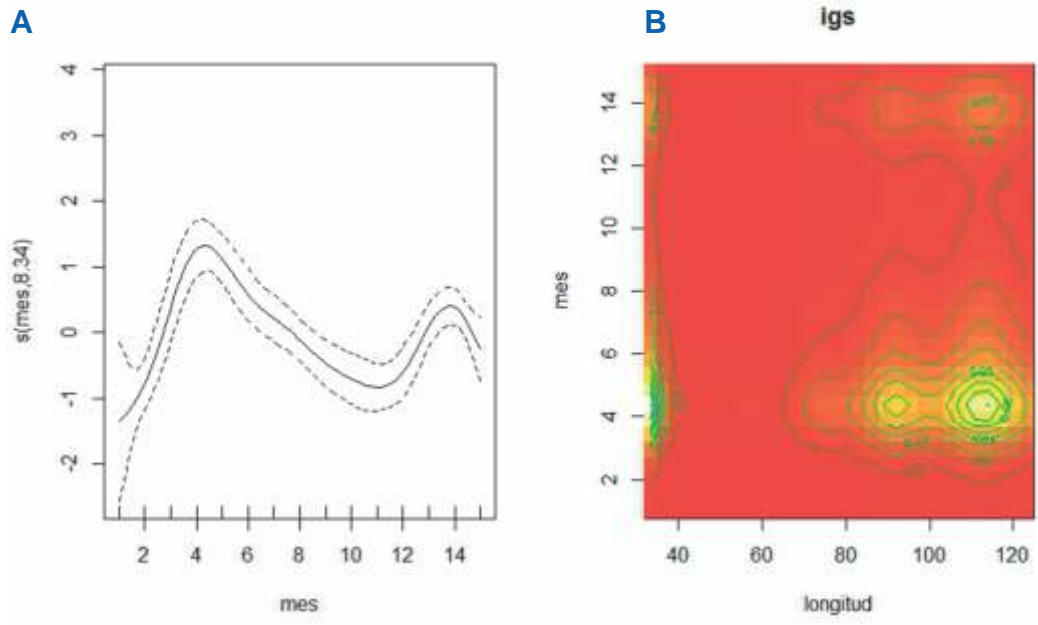


Figura 51. Relación longitud- peso para el año de datos más completo de *R. eigenmanni*.

La variación mensual de **IGS** mostró que los mayores valores estuvieron en abril - mayo de 2013 (meses 4 y 5 Fig. 52 A y B) y otra en Junio (mes 14, Fig. 52 A y B) esto puede indicar un

periodo reproductivo a mitad de año. Además se observó que las tallas entre los 85 y 120 mm Ls. mostraron los mayores valores del IGS, principalmente en abril.



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	feb-14	jun-14	jul-14

Figura 52. Índice gonadosomático de *R. eigenmanni*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

Se estimó la **TMM** en 56.75 mm Ls, que comparada con la TMC (48.2 mm Ls) indica que las pesquerías están afectando esta etapa biológica de la especie. (Fig. 53).

Aunque la desviación explicada del modelo GAM para estudiar el **factor de condición** fue de 31%, la relación no permite ser concluyente, pero puede ser útil en trabajos futuros. A pesar de esta restricción, se estableció que en el mes de septiembre de 2014 se obtuvo la máxima valoración del índice.

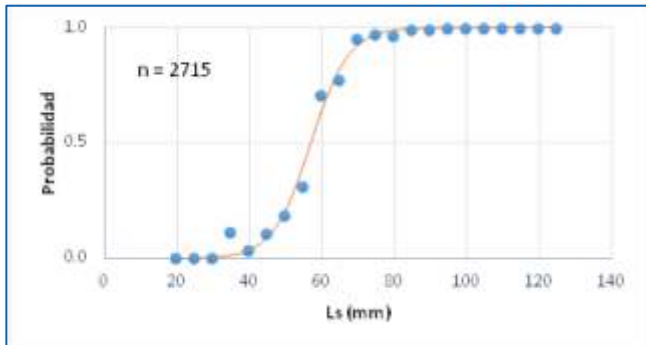


Figura 53. Talla mediana de Madurez Sexual de *R. eigenmanni*.

El análisis del **patrón de reclutamiento** (Fig. 54) indicó que la especie tiene una temporada principal de reclutamiento al medio natural en abril – mayo que coincide plenamente con el análisis del IGS ya analizada anteriormente. Identifica sin embargo un pequeño reclutamiento octubre - noviembre que no reporta el IGS, esto puede deberse a la influencia de la estructura de tallas que producen algún sesgo para esta temporada.

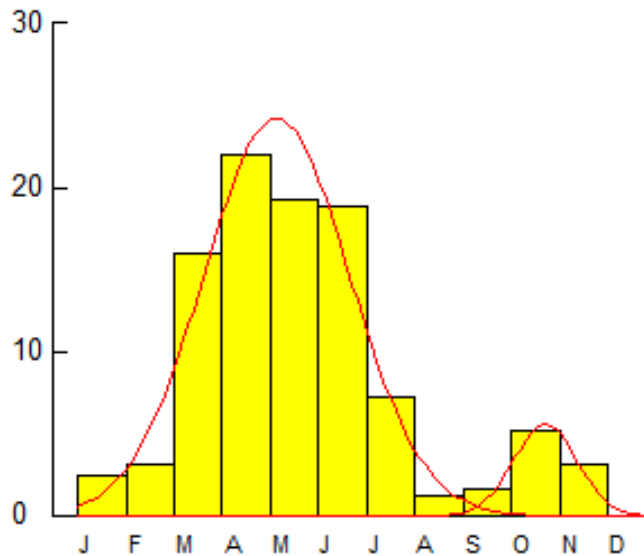


Figura 54. Patrón de reclutamiento de *R. eigenmanni*

Los modelos de **crecimiento** produjeron un conjunto de resultados que van desde estimaciones para el crecimiento asintótico (L) el cual varió desde 123.4 hasta 130mm Ls., y una tasa metabólica de crecimiento desde 0.11 hasta 1.5. Con la ayuda de estimaciones estadísticas (promedio y mediana) y la estructura biológica de la especie en cuanto al tiempo de gestación de los huevos interpretado como t_0 se concluyó que el modelo de mayor representatividad para la especie fue el estimado con el FISAT que estima un $L = 127.0$ mm Ls y $k = 0.49$ años⁻¹, dado por la ecuación:

$$L_t = 127(1 - e^{-0.49(t+0.18) - 0.035 \sin 2\pi(t-0.9)})$$

La tasa instantánea de **mortalidad total (Z)** estimada mediante los modelos logísticos fueron: con la curva de captura linealizada se obtuvo $Z = 1.18$ año⁻¹ (C.I. = 1.03 – 1.32), y con el modelo de Jones y van Zalinge con $Z = 2.435$ años⁻¹ (C.I. = 2.36 – 2.51) que difieren ligeramente en sus estimaciones dando un valor de independencia a cada modelo. Entre tanto, que con los modelos empíricos de Beverton y Holt ($Z = 1.664$ años⁻¹), Ault & Erhardt ($Z = 1.654$ años⁻¹) y el modelo de Hoenig con sus dos variantes (a. $Z = 0.686$ años⁻¹, b. $Z = 0.467 \pm 0.233$ años⁻¹). Los dos modelos

iniciales son prácticamente iguales, pero el tercero difiere considerablemente no solo con estos sino con los analíticos y por considerarse que suministran un sesgo por el cálculo de la edad se descartaron, asumiendo esta estimación en $Z = 1.18$ años⁻¹ (curva de captura linealizada). La **mortalidad natural** se calculó en $M = 0.72$ años⁻¹, se estimó también la **mortalidad por pesca** $F = 0.46$ años⁻¹, y con esta base se estimó la **tasa de explotación** $E = 0.39$, que indica de manera preliminar que el recurso es sano y esta subexplotado, por lo que eventualmente podría aumentarse el esfuerzo de pesca.

El **análisis de la población virtual** determinó que el mayor efecto de las pesquerías se ejerce alrededor de 27.5 mm Ls., para luego disminuir y estabilizarse desde los 67.5mm Ls. El mayor impacto de la por pesca F está en las tallas de 17.5 mm de Ls. (Fig. 55).

Con la información disponible se realizaron cálculos complementarios como la edad de primera captura $t_c = 0.22$ años (17.5 mm de Ls.), el periodo de vida donde el recurso es vulnerable a la pesquería $t = 6.28$ años, la edad máxima de la especie $t_{max} = 6.34$ años (179.91mm Ls), y el tiempo porcentual de la vida de la especie que está siendo sometida a las pesquerías $t_{\%} = 99$. El cual se considera muy alto.

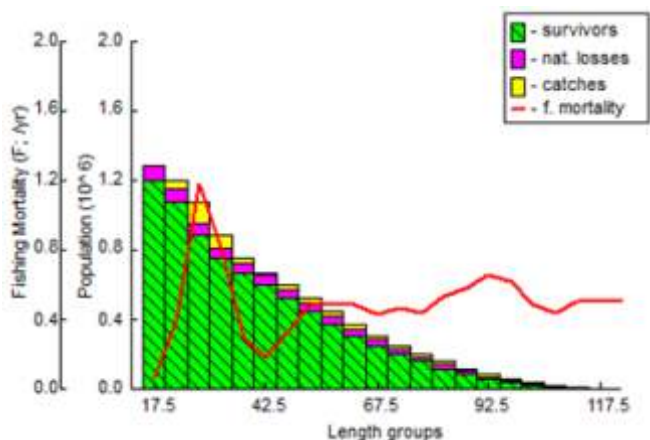


Figura 55. Modelo de la población virtual de la especie *R. eigenmanni*.

Mediante el **modelo de Thompson y Bell** estimó que este recurso se encuentra subexplotado (Fig. 56), dando como resultado un **RMS = 22 743** individuos/año.

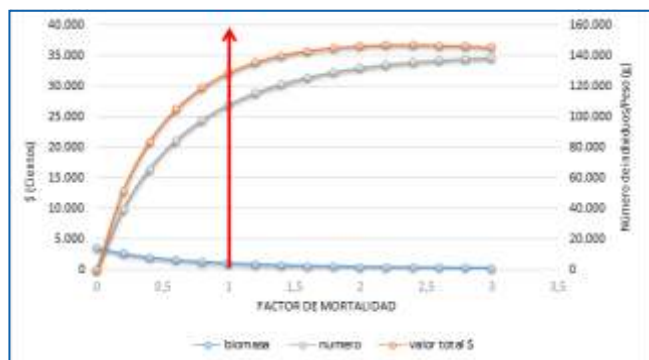


Figura 56. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *R. eigenmanni*.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.39$), una comparación entre la TMM y la TMC (riesgosa para el potencial reproductivo), un porcentaje de la vida de la especie cercano al 100% y el modelo bioeconómico que muestra un nivel de subexplotación, se puede concluir sobre la base de los aspectos biológico-pesqueros que este recurso presenta nivel sano en las pesquerías. Dado que hay reportes de que la especie presenta reproducción durante todo el año pero tiene cuidado parental (Landines, 2007), con una temporada principal y ciertas tallas en proceso reproductivo (este estudio), se puede mirar la posibilidad de aumentar el esfuerzo de pesca, con condiciones que deberán estudiarse en su momento. De otro lado la cuota puede ser una alternativa de manejo viable, aplicándola de manera precautoria. La tabla 7 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 7: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
17.5 - 122.5	3.3	48.2	56.7	85 - 120	127.0	0.49	-0.04	1 (abr-may)	1.18	0.72	0.43	0.39	138 491

4.1.3.2.3 *Farlowella colombiensis* Retzer y Page, 1997 - Lapicero, Colombia twig catfish

Rango de tallas	48- 194mm Ls	Talla media de captura	98.7mm Ls (EE: 2.04)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.000001	2.991	116

4.1.3.2.4 *Lamontichthys llanero* Taphorn y Lilyestrom, 1984 - Policía

Rango de tallas	47.5- 157.5mm Ls	Talla media de captura	81.43mm Ls (EE:0.87)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.1077	61
2013	Isométrico 95%		0.000005	3.0089	501
2014	Alométrico positivo 95%		0.000002	3.1861	21
General	Alométrico positivo 95%		0.000004	3.0523	587

4.1.3.2.5 *Loricaria cataphracta* Linnaeus, 1758 - Loricaria

Rango de tallas	63 - 193mm Ls	Talla media de captura	93.5mm Ls (EE: 3.42)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.000003	3.1385	57

4.1.3.2.6 *Loricariichthys brunneus* (Hancock, 1828) - Alcalde cabezón

Rango de tallas	67- 147mm Ls	Talla media de captura	95.7mm Ls (EE: 4.84)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Isométrico 95%		0.000003	3.1485	21

4.1.3.2.7 *Rineloricaria sp.* - Lubricaria cola oscura Villavicencio

Rango de tallas	34.5- 104.5mm Ls	Talla media de captura	56.63mm Ls (EE: 0.92)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.000001	3.4131	187
2014	Alométrico positivo 95%		0.0000003	3.7028	70
General	Alométrico positivo 95%		0.0000008	3.481	267

4.1.3.3 Subfamilia Hypostominae

4.1.3.3.1 *Hypostomus niceforoi* (Fowler, 1943) - Hypostomo de piedra



Se distribuye en las cuencas de los ríos Orinoco y Amazonas (Maldonado, 2008). Su dieta está constituida principalmente de perifiton adherido a las rocas y vegetación sumergida por lo que se ha clasificado como herbívoro (Ramírez-Gil *et al.*, 2011).

La distribución de **frecuencia de tallas** de esta especie abarcó desde 25 hasta 159.7mm Ls, encontrando que los mayores registros estuvieron en el rango de 40 a 67 mm Ls. Weber (2003) reporta una talla máxima de 135 mm Ls. La **TMC** se estimó en 59.0 mm Ls (Fig. 57).

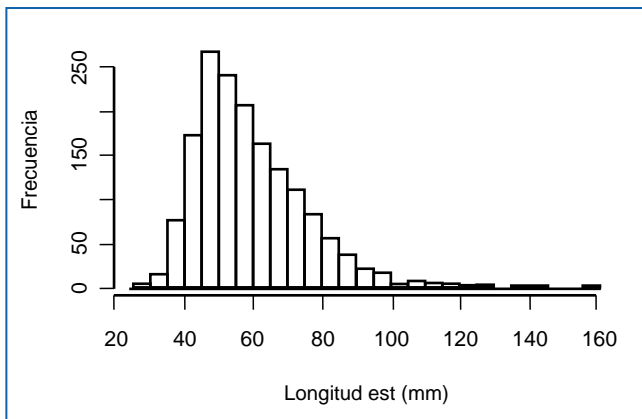


Figura 57. Distribución de frecuencias de talla para *H. niceforoi* entre septiembre de 2011 a octubre de 2014.

Se destaca que durante el mes de mayo de 2013 hubo el mayor número de registros, pero solo el 29.9% superaron la TMC estimada; la **TMC por mes** muestra un rango amplio de tallas de captura siendo las más altas en octubre de 2012 y febrero

de 2013 con 83.5 y 79 mm Ls, respectivamente, y una mínima de 46.2 mm Ls en enero de 2013 (Fig. 58).

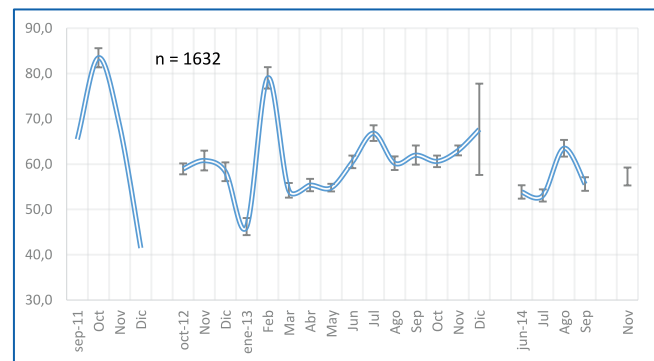


Figura 58. Talla media de captura por mes para *H. niceforoi* entre septiembre de 2011 y octubre de 2014.

La relación longitud – peso se estableció a partir de los datos de 2013, mostrando un crecimiento de tipo alométrico positivo ($P < 0.05$) (Fig. 59).

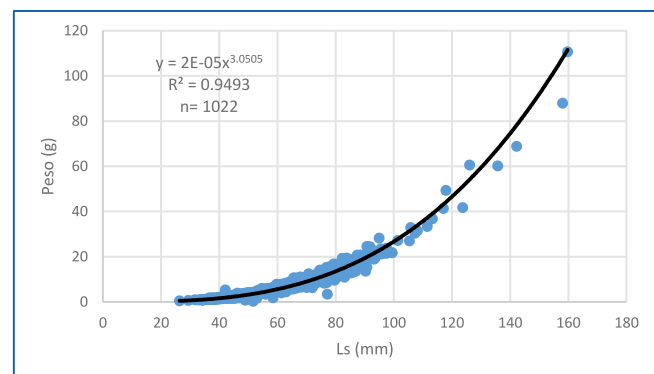


Figura 59. Relación longitud- peso de *H. niceforoi*.

La estructura de los datos para esta especie no permitió el análisis del **IGS**, así entonces los aspectos reproductivos directos se limitarán a la TMM, y el resto será obtenido mediante los métodos indirectos más adelante.

Se encontró una **TMM** de 55.0mm Ls (Fig. 60) que al compararla con la TMC (59.0 mm), se observa ligeramente mayor, lo que asegura cierta estabilidad del recurso frente a la pesquería. La TMM estimada es muy inferior a lo reportado por Galvis *et al.* (1989) de 175 mm Ls para hembras y 190mm Ls para machos.

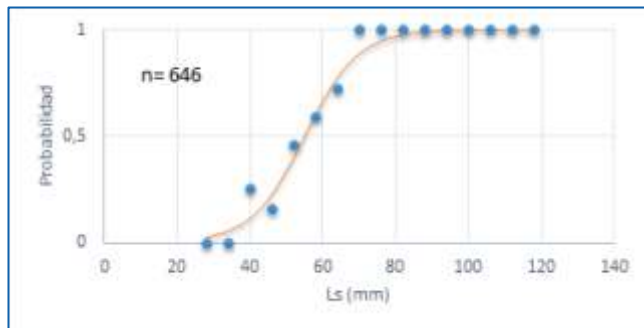


Figura 60. Madurez sexual de la especie *H. niceforoi*.

El análisis del **patrón de reclutamiento** mostró que la especie podría tener dos ciclos reproductivos anuales, uno principal marzo – abril, y otro pequeño en julio- agosto. De manera preliminar se podría inferir que los desoves podrían estar dándose entre e diciembre y mayo (Fig. 61). Galvis *et al.* (1989) reportó su temporada reproductiva en aguas ascendentes de la cuenca del Orinoco entre abril y junio.

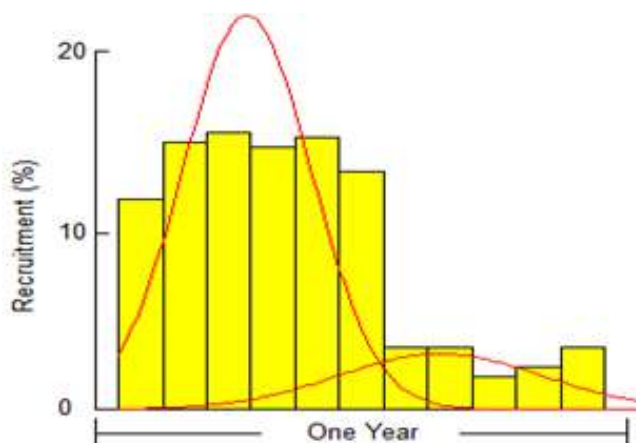


Figura 61. Patrón de reclutamiento de la especie *H. niceforoi*.

En cuanto al **crecimiento**, se estimó una $L = 163.79$ mm Ls y un crecimiento relativamente lento ($k = 0.32$ años⁻¹). La especie presentó un crecimiento oscilatorio, el cual fue explicado por el modelo Elefan con oscilación dado por la ecuación:

$$L_t = 163.7(1 - e^{-0.3(L+0.46)})$$

El coeficiente instantáneo de **mortalidad total (Z)** fue estimado con diferentes modelos que mostraron variaciones; la estimación por curva de captura linealizada fue $Z = 2.18$ año⁻¹, por el modelo de Jones y van Zalinge $Z = 6.7$ año⁻¹, mientras que los de Beverton y Holt Z y de Ault & Erhardt coincidieron con un valor de $Z = 4.8$ año⁻¹. Sobre la base del análisis de la especie se consideró que el modelo que mejor se ajustaba a la especie era el de la curva de captura linealizada ($F = 2.18$).

Se estimaron además la **mortalidad por pesca** $F = 1.68$ y la **mortalidad natural (M)** = 0.5 año⁻¹. Con estos parámetros se estimó **la tasa de explotación** en $E = 0.71$, que permite concluir, de manera preliminar, que el recurso está entrando en una etapa de sobreexplotación.

Según el **análisis de población virtual** se identificó que durante mayo de 2013 se registró el mayor número de individuos. Por su parte, la mortalidad por pesca abarcó un amplio rango de tallas con una mayor presión pesquera en ejemplares entre los 29.5 y 77.5 mm Ls (Fig. 62). Este análisis permitió estimar la edad relativa de primera captura $t_c = 0.79$ años (35.5 mm Ls.); con un tiempo en el cual la especie está sometida a la pesquería de $t = 9.96$ años, y una edad máxima de $t_{max} = 9.84$ años (158.5 mm Ls), lo que permitió deducir que la proporción porcentual de la vida de la especie que está siendo sometida a la pesca es de $t\% = 100$.

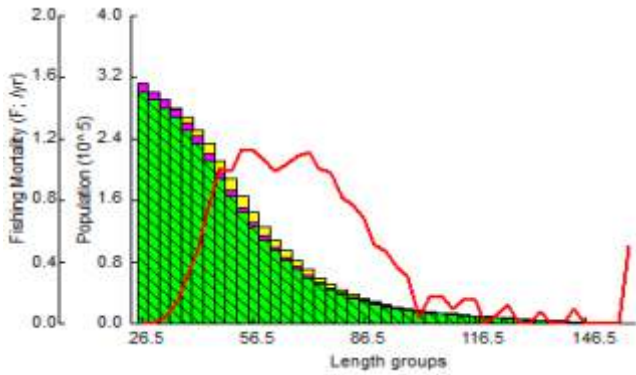


Figura 62. Modelo de la población virtual de la especie *H. nicefori*.

El **modelo de Thompson y Bell** indicó que el recurso se encuentra en un estado de sobreexplotación, estimando un **RMS** de 228 115 ejemplares/año (Fig. 63).

El análisis de la tasa de explotación ($E = 0.77$), una comparación entre la TMM y la TMC que no muestra una amenaza para el potencial reproductivo, una presión por pesca que comienza

en ejemplares de tallas pequeña, un porcentaje de la vida de la especie en la pesquería que es prácticamente toda su vida (100%) y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de sobreexplotación. El análisis biológico pesquero permite concluir que el aprovechamiento de este recurso está en niveles de sobreexplotación, lo que requiere de medidas de manejo que regulen el esfuerzo pesquero sobre una fracción de tallas pequeñas. La tabla 8 contiene los principales resultados para la especie.

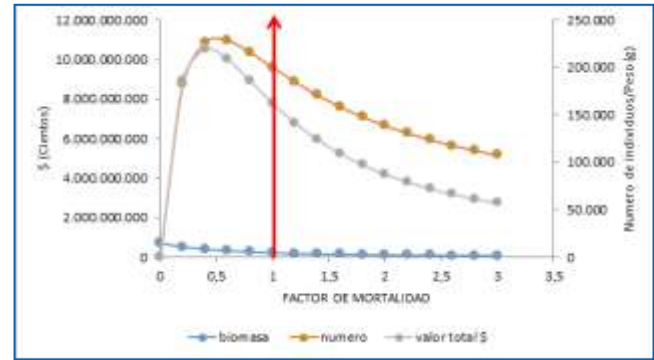


Figura 63. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *H. nicefori*.

Tabla 8: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
25 – 159	3.05	59.0	55.0		163.7	0.3	-0.46	2	2.18	0.5	1.68	0.77	228 155

4.1.3.3.2 *Peckoltia sabaji* (Ambruster, 2003) - Cucha guacamaya. Para pleco.

Rango de tallas	31.5- 146.5mm Ls	Talla media de captura	84.6mm Ls (EE: 3.51)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.00007	2.7415	49

4.1.3.3.3 *Hypostomus plecostomoides* (Eigenmann, 1922) - Hipostomo de palo

Rango de tallas	5- 120mm Ls	Talla media de captura	44.5mm Ls (EE: 1.11)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.000008	3.2775	21
2014	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1062	151

4.1.3.3.4 *Pterygoplichthys gibbiceps* (Kner, 1854) - Cucha mariposa, Sail fin pleco, Leopard pleco

Rango de tallas	64-148mm Ls	Talla media de captura	95mm (EE: 1.57)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.00006	2.8188	82

4.1.3.4 Subfamilia Ancistrinae

4.1.3.4.1 *Ancistrus triradiatus* Eigenmann, 1918 - Cucha Cúcuta – Bristlenose catfish



Se encuentra en la cuenca del Orinoco y el Lago de Maracaibo; es herbívoro, de hábitos crepusculares y nocturnos (Sanabria *et al.*, 2007). Su dieta se compone principalmente de perifiton y material vegetal, con consumo ocasional de pequeños insectos acuáticos. Presentan dimorfismo sexual, comportamiento territorial y cuidado parental en los machos (Ramírez-Gil *et al.*, 2011). Los estudios más recientes se han enfocado en la fisiología de su reproducción, particularmente el efecto de la conductividad eléctrica y el nivel del agua en condiciones

experimentales de laboratorio (Meza-Sepulveda & Sepulveda-Cardenas, 2012). No se tiene conocimiento de estudios biológico-pesqueros. Collazos-Lasso & Arias- Castellanos (2009a) hicieron experimentos sobre estimulación a la maduración final de la especie; los mismos autores (2009b) evaluaron respuestas de larvas a diferentes ofertas de primera alimentación. Ramírez – Duarte *et al.* (2011) evaluaron el uso de clorato de sodio y zeolita para transportar la especie a altas temperaturas.

La pesquería captura un **rango de tallas** entre 20.9 y 116.9 mm Ls, que muestra una distribución de tipo normal con un ligero desplazamiento hacia las tallas pequeñas y una **TMC general** estimada de 53.1 mm Ls (Fig. 64). Fisch-Muller (2003) reportó una talla máxima de 92 mm Ls (macho); este estudio parece ampliar la talla máxima de la especie.

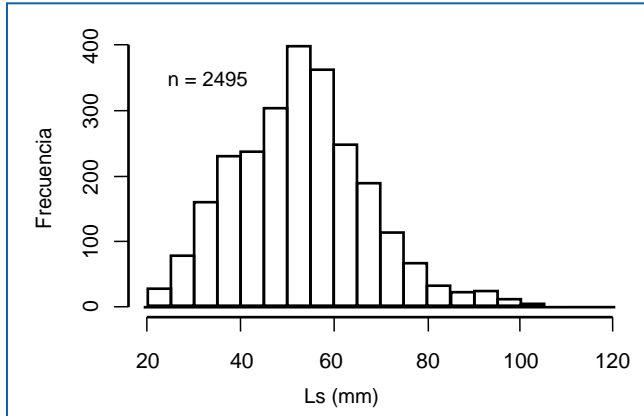


Figura 64. Distribución de frecuencia de tallas para *A. triradiatus*.

La observación mes a mes permitió ver como para el 2013 las distribuciones de talla estuvieron alrededor de la TMC, y para el 2014 estas frecuencias se desplazan hacia tallas más pequeñas. Esto permite inferir que la dinámica pesquera incluye una variación en las tallas capturadas, que pueden estar influenciadas por diferentes factores, entre otros, la especificidad de la demanda.

El análisis de la **TMC por mes** (Fig. 65) permite ver que para el 2011 (sept) se presentó la mayor TMC con una alta variación; en 2012 la TMC disminuye y en 2013 esta se mantiene entre 50 y 60 mm Ls excepción de septiembre, donde se observó el valor más bajo (37 mm Ls), lo cual pudo deberse a una captura de ejemplares pequeños recién reclutados al área de pesca después de un periodo reproductivo, situación que parece repetirse entre agosto y septiembre de 2014.

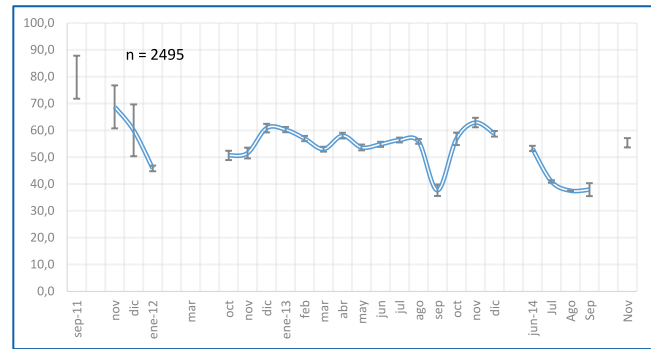


Figura 65. Talla media de captura por mes de *A. triradiatus* entre septiembre de 2011 y noviembre de 2014.

La **relación longitud - peso** mostró que la especie tiene un crecimiento alométrico del tipo positivo ($P < 0.05$) lo que significa que en la fisiología del recurso el organismo adquiere proporcionalmente más peso que longitud (Fig. 66).

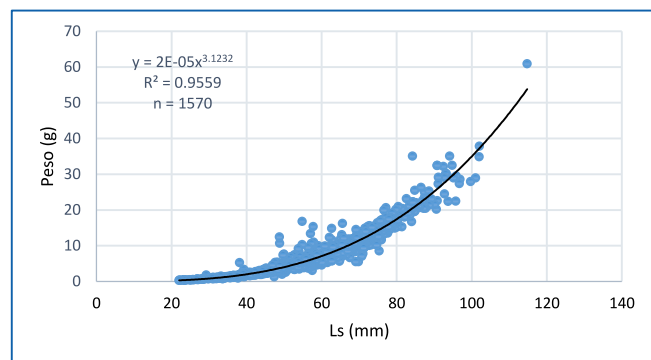
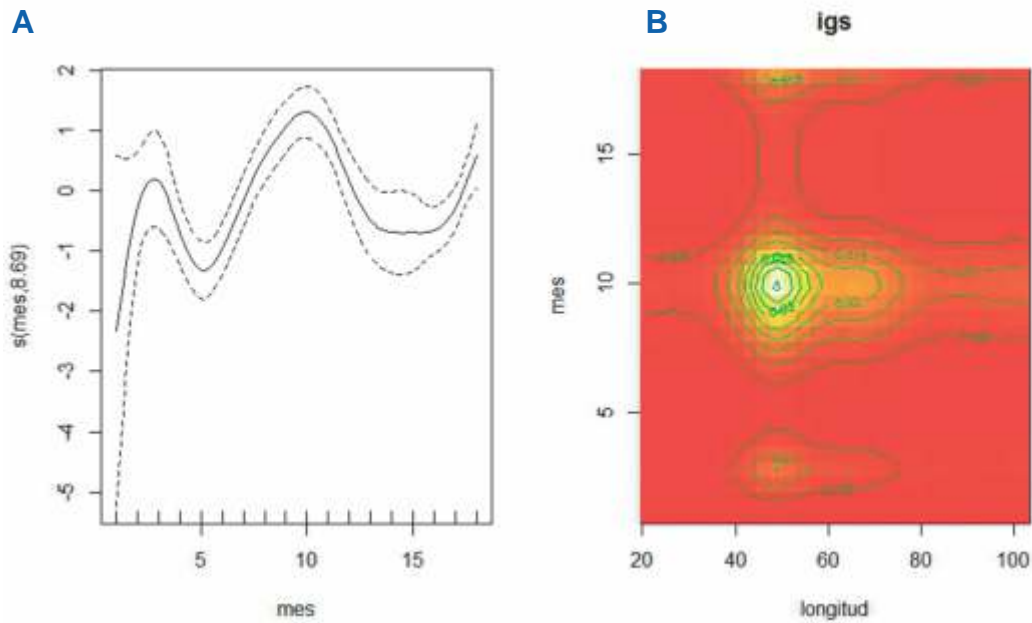


Figura 66. Relación longitud- peso para *A. triradiatus*.

El análisis del **IGS** arrojó una varianza explicada del sistema fue de 21.9%, que no es muy alta pero de todas maneras se encuentra que el valor máximo de IGS se observó en junio de 2013 (Fig. 67, mes 10) seguido de un menor pico en julio de 2014 (Fig.67 A, mes 18), señalando que la especie puede tener su temporada reproductiva a mitad de año. Sobre la base de densidades probabilísticas se observó que los valores máximos del IGS se concentran en tallas entre 40 y 60mm Ls, con un pico principal en junio 2013 (mes 10, Fig. 96 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Mes	mar-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-14	jul-14

Figura 67. Comportamiento del IGS de *A. triradiatus*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en 35.9 mm Ls (Fig. 68); este valor comparado con la TMC (53.1 mm Ls.) concluye que esta relación no está poniendo en peligro el potencial reproductivo de la especie.

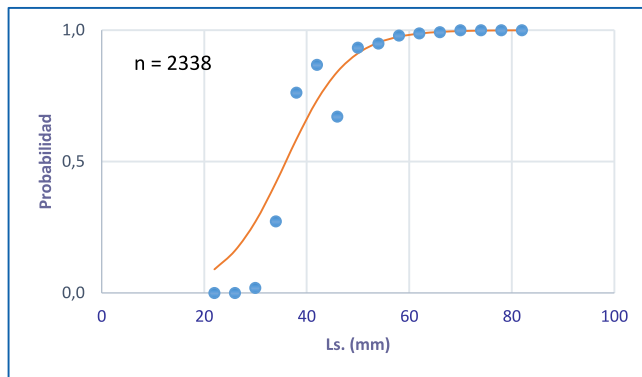


Figura 68. Talla mediana de madurez sexual para *A. triradiatus*.

El **patrón de reclutamiento** tuvo resultados que muestran la posibilidad de tener dos picos de desoves, uno acentuado en el mes de marzo y otro en junio- julio, este último coincidentes con a las estimaciones realizadas con el IGS (Fig. 69).

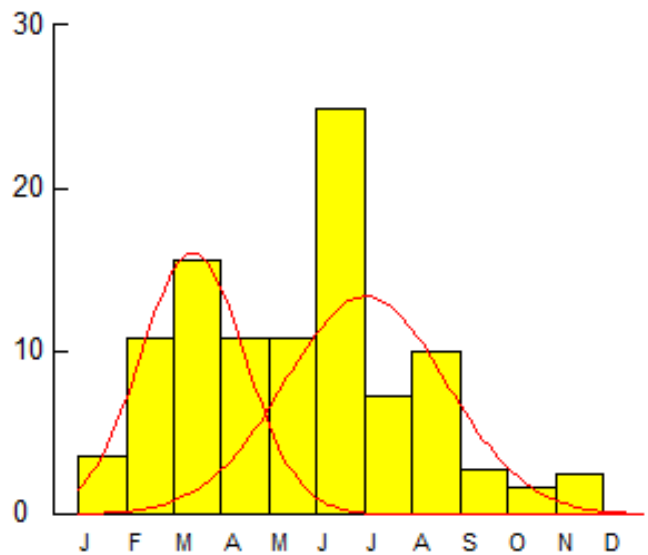


Figura 69. Representación gráfica del patrón de reclutamiento de la especie *A. triradiatus*.

El **factor de condición** observó una desviación explicada del 39.8%; tres valores máximos en febrero, junio y diciembre de 2013 que le da una connotación especial a este año en el que al parecer las condiciones del medio fueron favorables para la especie. Los análisis mostraron que para todas las tallas y todos los meses hay conglomerados de valores de bienestar, lo que significa que la especie tiene una buena relativa buena condición salud en general.

El análisis de crecimiento obtuvo una importante cantidad de valores con una longitud asintótica (L_t) que varió entre 112.4 y 160 mm Ls y una variación de la tasa metabólica de crecimiento (k) entre 0.24 y 1.5. Con base en estos análisis, aquellos estadísticos descriptivos y aspectos biológicos de la especie, se consideró que el modelo ELEFAN oscilación de Pauly (OP) con un $L_t = 160$ mm Ls. y $k = 0.78$ describen mejor el crecimiento de la especie dado por la ecuación:

$$L_t = 160(1 - e^{-0.78((t+0.84)-0.0325\text{sen}2\pi(t-0.7)})$$

La tasa instantánea de mortalidad total (Z) estimada con analíticos dio como resultados $Z = 6.83 \text{ años}^{-1}$, (C.I. = 60.1 – 7.65) (curva de captura linealizada), $Z = 7.973 \text{ años}^{-1}$, (C.I. = 7.491 – 8.455) (Jones). Los modelos empíricos dieron como resultado $Z = 6.365 \text{ años}^{-1}$ (Beverton y Holt), de $Z = 3.355 \text{ años}^{-1}$ (Ault & Erhardt). Se consideró que el valor de $Z = 6.83 \text{ años}^{-1}$ podría ser el más ajustado para la especie.

La mortalidad Natural (M) con el modelo empírico de Pauly se consideró el más ajustado con $M = 0.9 \text{ años}^{-1}$; Se estimó la mortalidad por pesca $F = 5.93$, y con base en estas estimaciones se obtuvo una tasa de explotación $E = 0.87$, que indica que el recurso está siendo sobreexplotado.

El análisis de población virtual muestra que la pesquería actuó intensamente en las tallas superiores a los 47mm Ls, hubo una ligera disminución en tallas entre 82 y 87mm Ls, para luego aumentar en las tallas mayores ya casi inexistentes hasta llegar a un valor máximo en 97.5mm Ls, para caer en aquellas tallas que ya han desaparecido (Fig. 70). Esto permite ver que hay una pesquería en tallas medianas y grandes, pero que comienza desde tallas pequeñas, aunque la TMC por mes mostró una pesquería en tallas medianas principalmente. Con esta información se estimó la edad relativa de la primera captura $t_c = 0.14$ años (22.5 mm Ls), el tiempo de la vida del recurso sometido a las pesquerías $t = 1.17$ años, la edad máxima de la especie $t_{max} = 3.8$ años (153.4 mm Ls.); esto permitió determinar el valor porcentual al cual la especie es capturada $\%t = 30\%$.

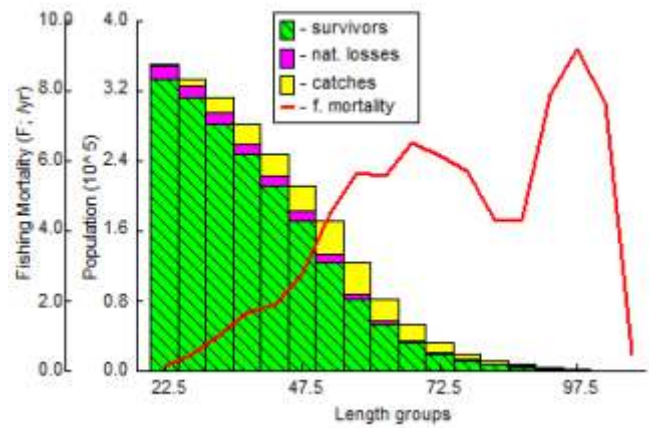


Figura 70. Análisis de Población Virtual para *A. triradiatus*.

El modelo Bioeconómico de Thompson y Bell muestra que las pesquerías han sobrepasado todos los niveles de aprovechamiento sostenible (biológico y económico) (Fig. 71, flecha vertical). Se estimó además un RMS de 170 833 ejemplares/año.

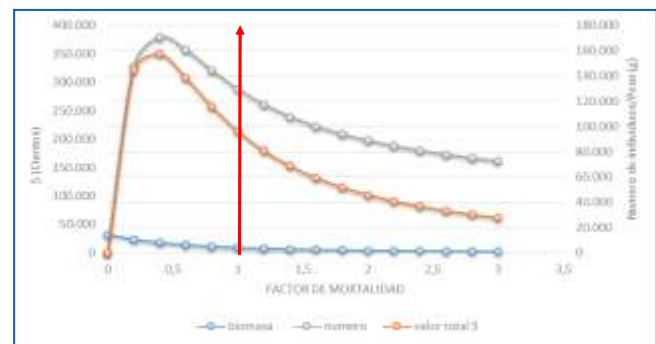


Figura 71. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *A. triradiatus*.

Al analizar todos estos resultados, teniendo en cuenta una tasa de explotación ($E = 0.87$), una comparación entre la TMM y la TMC, que no genera riesgo de que se afecte el potencial reproductivo, niveles de mortalidad por pesca en ejemplares medianos y grandes teniendo el potencial de reproducción en ejemplares de esas tallas (IGS), un porcentaje de la vida en la pesquería inferior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra la especie en sobreexplotación, se puede concluir por los aspectos biológico - pesqueros que es una especie a la que se propone una manejo y

administración de tipo precautorio, donde la estimación del **RMS** puede servir como punto de referencia límite, si se decide establecer una eventual cuota máxima extracción.

La dinámica pesquera muestra que la especie podría tener un direccionamiento del esfuerzo hacia machos, ya que los acuaristas prefieren tener individuos con tentáculos. Esta situación puede afectar directamente la reproducción de la

especie, pues los machos en época reproductiva son más vulnerables por su territorialidad; además son los encargados del cuidado de los huevos (Ramírez- Gil *et al.*, 2011) de tal manera que su captura afecta directamente la descendencia. Es recomendable el desarrollo de estudios detallados sobre aspectos reproductivos de la especie y su vulnerabilidad ante su aprovechamiento como pez ornamental. La tabla 9 muestra los resultados más relevantes para la especie.

Tabla 9: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
22.5 - 117.5	3.12	53.1	35.9	40	160	0.78	-0.84		6.83	0.9	5.93	0.87	170 833

4.1.3.4.2 *Chaetostoma dorsale* Eigenmann, 1922 - Cucha albina lisa punto de oro.



Se distribuye en la cuenca del río Orinoco y es una especie de hábitos herbívoros (Galvis *et al.*, 2007). La presencia constante de juveniles ha permitido sugerir que se reproduce durante todo el año (Ramírez-Gil *et al.*, 2011).

La frecuencia de tallas permitió establecer un **rango de tallas** entre 25 y 61mm Ls, en donde prácticamente todas las tallas tuvieron relativa buena representación; la apariencia general de estas frecuencias es casi de tipo normal pero con un formación platicúrtica (plana hacia el centro de las distribución) (Fig. 72). Se estableció una **TMC general** de 42.7mm Ls.

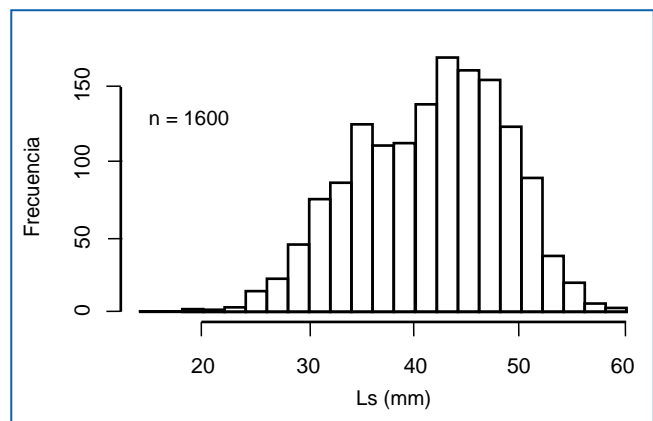


Figura 72. Distribución de frecuencias de talla para *C. dorsale*.

Al estudiar las frecuencias de tallas mes a mes se encontró que estas empezaron a crecer en los primeros meses de los muestreos llegando a un máximo en abril de 2013 para luego decrecer, mostrando un claro ciclo de generación de nuevas cohortes que están ingresando en periodos casi anuales a los grupos poblacionales.

El análisis de la **TMC por mes** encontró que existe una alta variación en ellos, pero se pueden notar tres grupos, uno pequeño con valor máximo en octubre de 2012, un segundo y más grande que tiene su valor máximo en abril de 2013 y un tercero que tiene su máximo en junio de 2013; estos

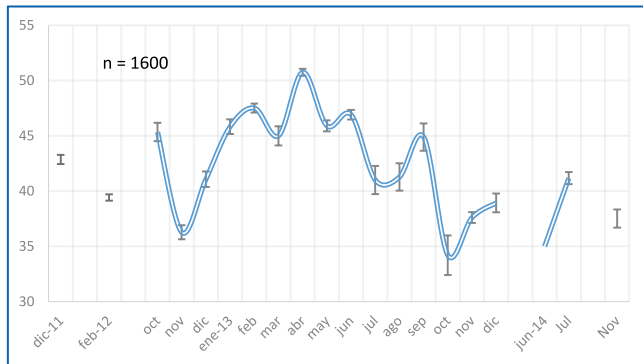


Figura 73. Talla media de captura por mes de *C. dorsale* entre diciembre de 2011 y noviembre de 2014.

corresponden a los grupos de especímenes adultos que se agrupan en las áreas de pesca, de la misma manera se encuentran puntos mínimos en noviembre de 2012 y octubre de 2013, que muy seguramente corresponden a ejemplares siendo reclutados a las pesquerías (Fig. 73).

La evaluación de la **relación longitud – peso** estimó que el crecimiento fue de tipo isométrico ($P < 0.05$), siendo este uno de los pocos recursos de peces ornamentales con este tipo de crecimiento lo que significa que el metabolismo de la especie está ajustado proporcionalmente en ganancia en peso y talla (Fig. 74).

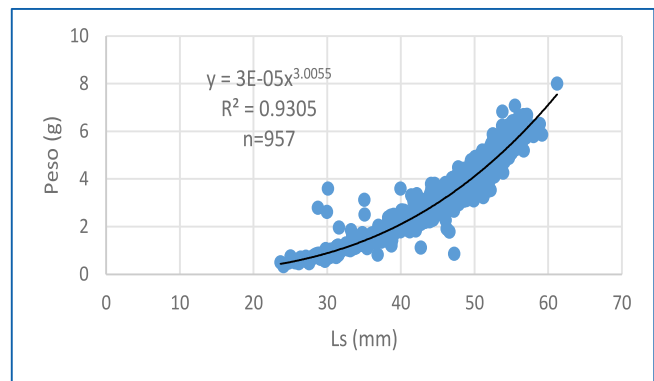
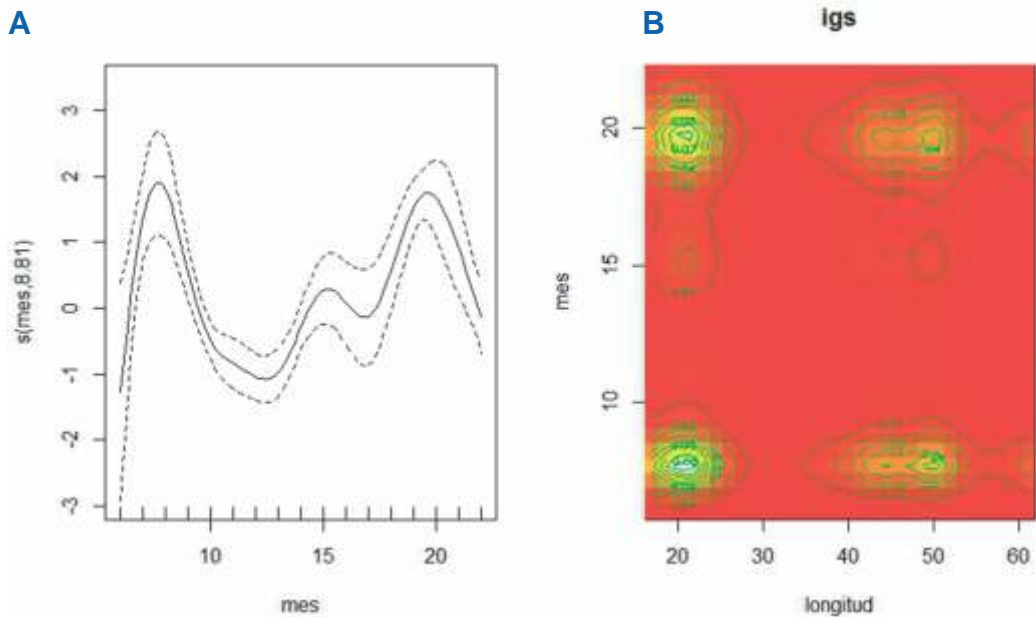


Figura 74. Relación longitud- peso para *C. dorsale*



Clave	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-14	jul-14

Figura 75. Comportamiento del IGS de *C. dorsale*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

El análisis del **IGS** mostró una desviación explicada de 33.6%; aunque es un valor un bajo se obtuvieron los siguientes resultados: un primer valor máximo en octubre de 2012, y otro entre noviembre y diciembre de 2013, lo que indica que a final de año parece estar la especie en plena madurez sexual (Fig. 75 A, mes 6, 19 y 20). El análisis de densidades probabilísticas indicó también que en estos periodos se maximiza la madurez sexual con un grupo de ejemplares alrededor de los 20mm Ls., y otro entre los 40 y 50mm Ls. dando a entender que existen dos grupos de desovadores, uno con tallas pequeñas y otro de tallas grandes con un pulso simultáneo en el mismo mes (Fig. 75 B).

La **TMM** se calculó en 40.1 mm Ls., cuando se compara con la **TMC** se observa que está por debajo (42.7 mm Ls.), sin embargo es cercana. Existe entonces un menor impacto de la pesquería sobre las tallas reproductivas aunque es necesario hacer un seguimiento a este aspecto.

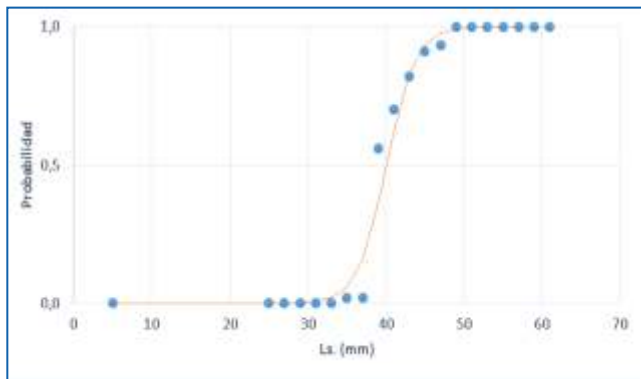


Figura 76. Talla mediana de madurez sexual para *C. dorsale*.

El **patrón de reclutamiento** visualizó dos pulsos uno con un máximo en marzo, abril y mayo, y un segundo en julio- agosto estos valores no coinciden con el valor estimado para el IGS (Fig. 77), incluso se muestran contrastantes, en este caso es posible que el análisis del patrón de reclutamiento se haya visto afectado por alguna selectividad en las tallas capturadas.

El **factor de condición** tuvo una desviación explicada de 78.9% con tres valores máximos en diciembre de 2012 (coincide con el IGS), otro en julio de 2013 y uno final en diciembre de 2014, que

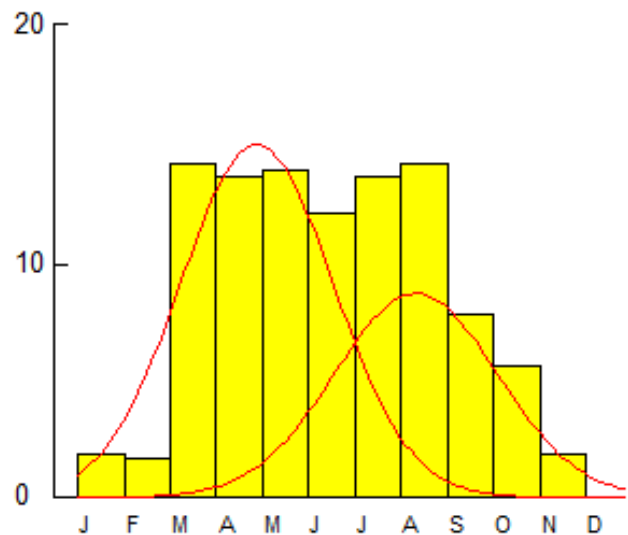


Figura 77. Patrón de reclutamiento para *C. dorsale*

también coincide con el IGS. Los análisis del modelo de GAM y densidades probabilísticas mostraron solidez en julio de 2013, cubriendo todas las tallas, pero los mejores en tallas cercanas a los 25 mm Ls.

El **análisis de crecimiento** muestra variaciones de la longitud asintótica L entre 61.19 y 80mm Ls y variaciones de la tasa metabólica de crecimiento (k) entre 0.18 y 1 con los diferentes modelos utilizados. Sobre la base del análisis con estadística descriptiva y la biología de la especie (periodos de gestación asimilables a t_0) se consideró que el modelo de mejor ajuste fue el de FISAT con $L = 65.2$ mm Ls y $k = 0.45$ años⁻¹ dado por la ecuación:

$$L_t = 65.2(1 - e^{-0.45(t+0.05)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)**, con modelos analíticos tuvo como resultados $Z = 1.82$ años⁻¹, (C.I. = 1.48 – 2.15) (curva de captura linealizada), $Z = 4.323$ años⁻¹, (C.I. = 3.82 – 4.526) (Jones), los cuales son diferentes entre si. Con los modelos empíricos los resultados fueron $Z = 1.5$ años⁻¹ (Beverton y Holt), $Z = 1.49$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), $Z = 0.624$ años⁻¹ (Hoenig variantes M1) y $Z = 0.524 \pm 0.262$ años⁻¹ (Hoenig, variante M2); los dos primeros fueron compatibles entre sí pero el tercero con sus dos variantes no. Se hicieron

evaluaciones de todos los modelos utilizando sus estadísticas de origen y el mejor ajuste fue $Z = 1.82$ años⁻¹.

La estimación de la **mortalidad por pesca** fue $F = 1.01$ y la de **mortalidad natural (M)** con el modelo de Tanaka, $M = 0.81$ años⁻¹. Esto permitió estimar una tasa de explotación $E = 0.58$, que indica que el recurso alcanzó sus niveles de máximo aprovechamiento sostenible.

El análisis de población virtual denota que el recurso no fue presionado en sus tallas pequeñas, pues los valores de mortalidad por pesca comienzan a ascender en tallas medianas y mayores entre 49 y 59 mm Ls (Fig. 78). Con esta estructura se estimó la talla de primera captura $t_c = 1.5$ años (31mm Ls.), el tiempo en que la especie es capturada $t = 6.7$ años, la edad máxima $t_{max} = 6.98$ años (55.3 mm Ls.), y el periodo porcentual de vida que la especie permanece bajo la actividad de pesca $\%t = 96\%$, siendo uno de los más altos.

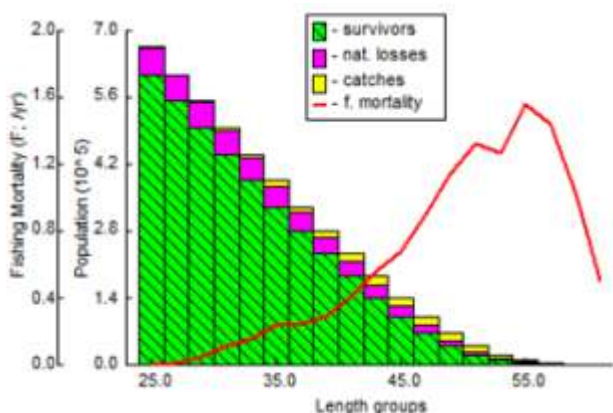


Figura 78. Análisis de población virtual para *C. dorsale*

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell muestra una población en equilibrio que debe mantenerse en este estado sin aumentar el esfuerzo de pesca (Fig. 79, flecha vertical) y un **RMS** de 75 998 ejemplares/año.

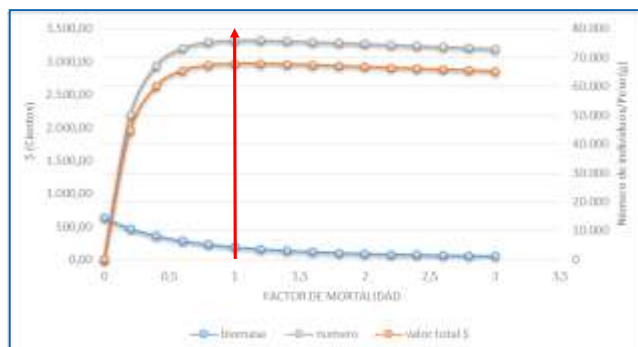


Figura 79. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *C. dorsale*.

El análisis de la tasa de explotación ($E = 0.58$), la mortalidad por pesca en tallas de la pesquería en tallas medianas y grandes principalmente, dos pulsos reproductivos siendo el principal en tallas pequeñas (IGS), el porcentaje de explotación de la vida de la especie superior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de equilibrio, se puede concluir con base en el análisis de los aspectos biológico - pesqueros que la especie se encuentra en un nivel de aprovechamiento sostenible. La estimación del **RMS** puede utilizarse como un punto de referencia límite, si se decide establecer una cuota para la especie. La tabla 10 resume los resultados más relevantes para la especie:

Tabla 10: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L _∞ (mm)	K (y ⁻¹)	t ₀	Recl .	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
25- 61	3.0	42.7	40.1	50	65.2	0.45	-0.05		1.82	0.81	1.01	0.58	75 998

4.1.3.4.3 *Chaetostoma formosae* Ballen, 2011 - Albina lisa verde.
Blonde rubbernose pleco.



Se distribuye en el piedemonte occidental de la parte alta del río Meta y en cuencas del Guaviare; se considera una especie omnívora que puede comer algas (Ballen, 2011).

El análisis **de frecuencia de tallas** observó un amplio rango de distribución de tallas entre 31 y 105 mm Ls, aunque fue notable que los mayores registros se concentraron en el rango de los 31.0 - 51.0mm Ls. La **TMC general** fue de 41.1 mm Ls. (Fig. 80).

La estructura de tallas mensual muestra que la mejor representación de estas se obtuvo durante los muestreos del 2013., en donde se pudo observar que entre octubre y diciembre se concentró la mayor cantidad de ejemplares muestreados con longitudes cercanas a la TMC general. El análisis de la **TMC por mes** permitió observar que a principios del año se presentan los individuos con menores tallas, lo cual puede significar que en esa época hay un reclutamiento de tallas menores a la pesquería (Fig. 81).

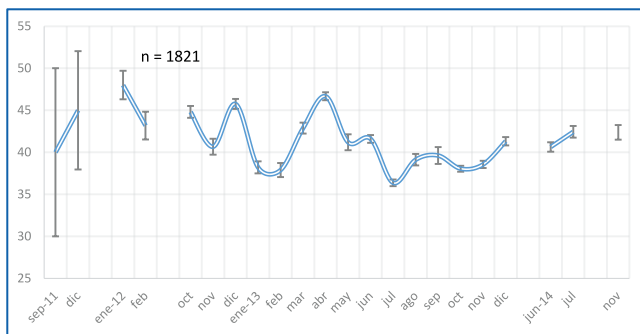


Figura 81. Talla media de captura por mes de *C. formosae* entre septiembre de 2011 y noviembre de 2014.

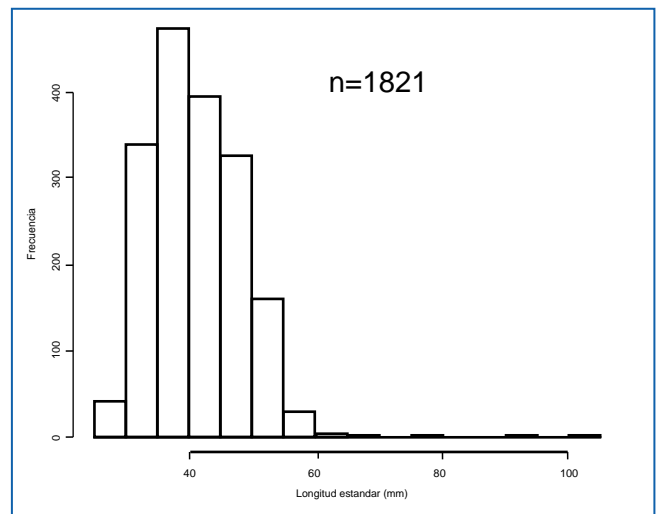


Figura 80. Distribución de frecuencias de talla de *C. formosae* entre septiembre de 2011 a octubre de 2014.

La **relación Longitud – Peso** presentó de manera general un crecimiento alométrico tomando el 2013 como un año con mayor número de datos y mayor representación de tallas y pesos (Fig. 82). El análisis por año muestra una variación de año a año; en 2012 y 2014 mostró un crecimiento isométrico ($P < 0.05$) dado por las ecuaciones:

$$2012: Pt = 4E-05 * Ls^{2.9497} (R^2 = 0.8199; N = 197) \text{ (isométrico)}$$

$$2014: Pt = 5E-05 * Ls^{2.82926} (R^2 = 0.8461; N = 189) \text{ (isométrico)}$$

Aunque el cambio el tipo de crecimiento pudo estar dado por el rango de tallas, lugar y número de ejemplares muestreados, también puede ser posible que la especie cambie su tipo de crecimiento de acuerdo con las condiciones ambientales y metabólicas. Estudios más detallados serán necesarios para comprobar este tipo de hipótesis.

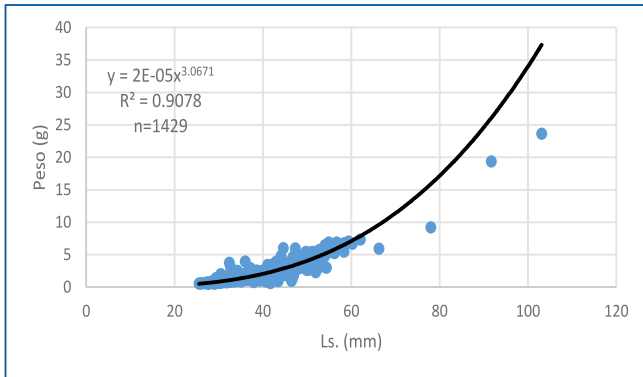
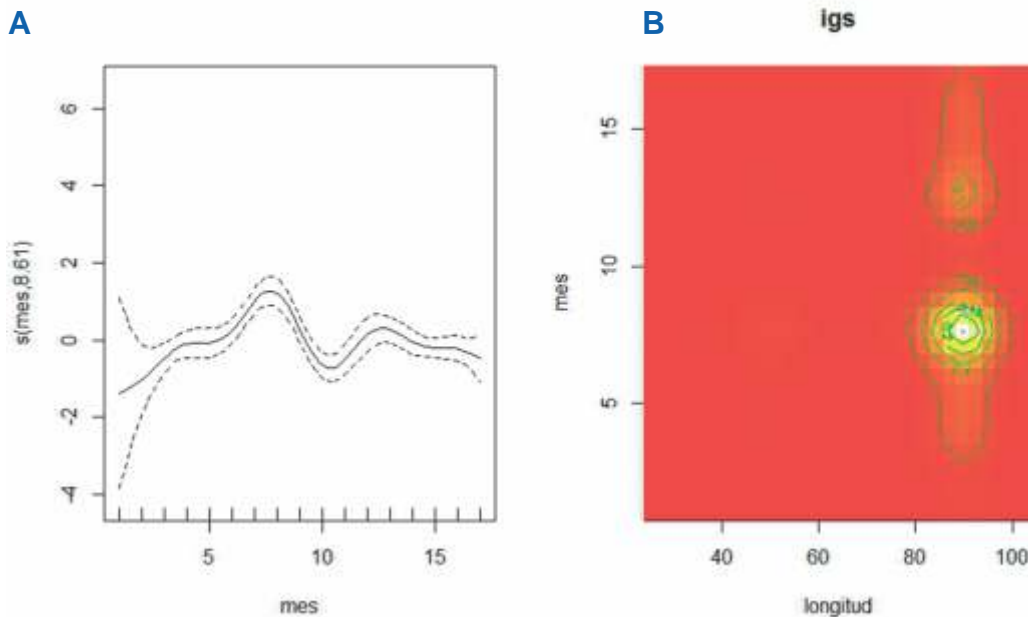


Figura 82. Relación longitud – peso para *C. formosae*.

El análisis del IGS mostró por el modelo de GAM que durante los meses de abril - mayo de 2013 (meses 8 y 9, Fig. 83 A) y luego entre septiembre - octubre en menor proporción (meses 11 y 12, Fig. 83 A) del mismo año, se presentaron los mayores valores del IGS. El modelo mostró una desviación explicada del 29%. El análisis de densidades probabilísticas, observó que esta especie presenta dos períodos de madurez en el año entre los 80 y 100 mm Ls (Fig. 83B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-14	jul-14

Figura 83. Comportamiento del IGS de *C. formosae*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

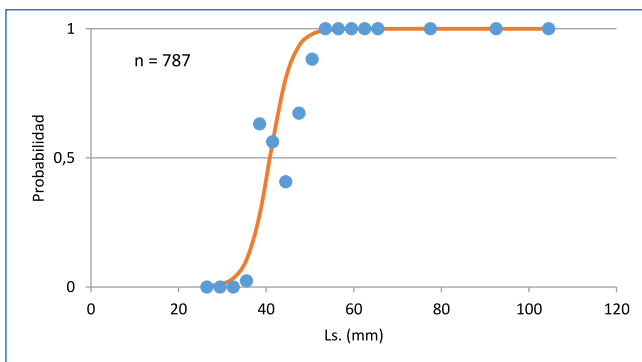


Figura 84. Talla mediana de madurez sexual de *C. formosae*.

Se estimó la **TMM** = 40.9 mm Ls, que comparada con la TMC (41.1 mm Ls.) indica que el stock desovante de *C. formosae* podría verse afectado negativamente ya que los valores sugieren que se podría estar impidiendo que al menos el 50% de la población madure (Fig. 84).

El análisis del patrón de reclutamiento mostró dos picos para la especie, uno muy fuerte en el primer semestre del año (junio) y el segundo semestre (septiembre) menos intenso (Fig. 85). El primer pico está un poco desfasado con respecto al IGS, pero el segundo coincide.

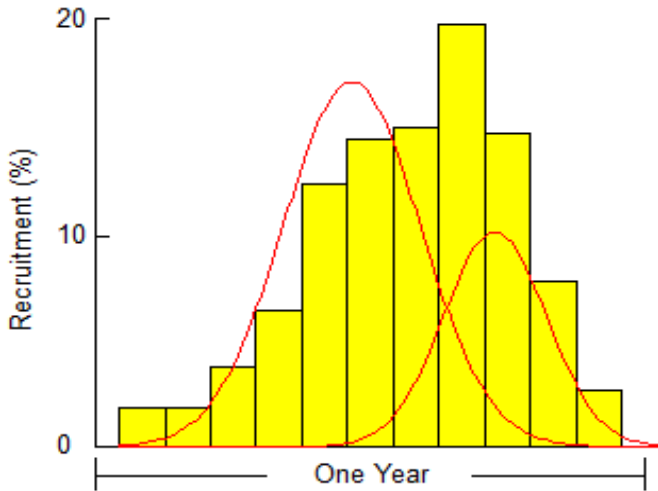


Figura 85. Patrón de reclutamiento de *C. formosae*.

El análisis de crecimiento estimó longitudes asintóticas (L_{∞}) entre 50 y 117.6 mm Ls y un k entre 0.1 y 0.5 años⁻¹. El modelo Projmat con oscilación de Pauly reunió las características más ajustadas de acuerdo con estadística descriptiva y la biología de la especie, estimando $L_{\infty} = 59.6$ mm Ls y $k = 0.5$ años⁻¹, dado por la ecuación:

$$L_{t_t} = 59.6(1 - e^{-0.5(L+0.23)})$$

La mortalidad total (Z) estimada con modelos empíricos fue de $Z = 3.347$ año⁻¹ (Beverton y Holt), que coincide con $Z = 3.337$ año⁻¹ (Ault & Erhardt). Con los modelos de tipo analítico, se estimó esta mortalidad en $Z = 1.01$ año⁻¹ (CI 0.75 – 1.27) (captura linealizada) y $Z = 9.426$ año⁻¹ (Jones). Se consideró que la estimación a través de la curva linealizada era la que mejor se ajustaba a la especie.

La mortalidad por pesca (F) se estimó en $F = 0.12$ y la mortalidad natural (M) se estimó en $M = 0.89$ año⁻¹; sobre la base de esta información se estimó una tasa de explotación $E = 0.12$, que determina un buen estado de la población aparentemente sub-explotada.

El análisis de población virtual mostró que las tallas más capturadas (F) están entre los 39 y 60 mm Ls., posteriormente, la mortalidad por pesca disminuye casi a cero en las tallas mayores (Fig 86). Aunado a esto, se obtuvo la edad de primera captura $t_c = 1.30$ años, la edad a la empieza a ser aprovechada por la pesquería $t_{\lambda} = 5.8$ años, y el porcentaje en que puede ser susceptible de pesca, que es prácticamente toda su vida ($t\% = 0.93$).

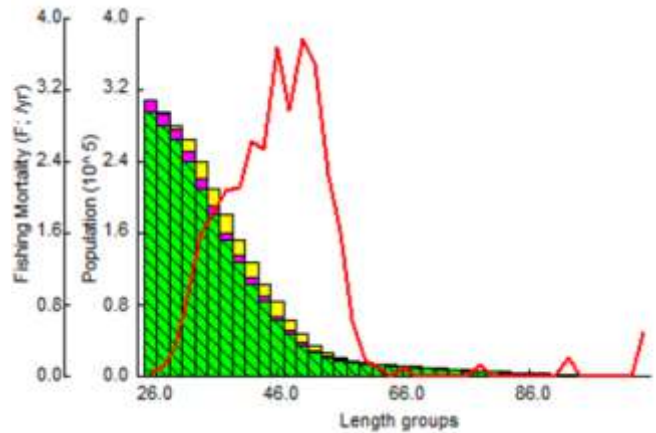


Figura 86. Análisis de población virtual de *C. formosae*

El modelo de Thompson y Bell (Fig. 87) indicó que el recurso se encuentra subexplotado y puede ser aprovechado con precaución. Se sugiere tener cuidado con la selectividad del arte. Se estimó un RMS de 93 187 ejemplares/año.

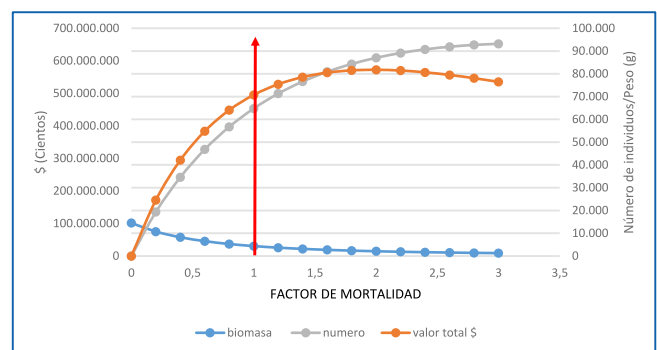


Figura 87. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell de *C. formosae*

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.12$), una comparación entre la TMM y la TMC con señales de alerta, una mortalidad por pesca en tallas medianas, un porcentaje de la vida de la especie superior al 50% pero una maduración en tallas mayores, y el

modelo bioeconómico que muestra un nivel de subexplotación, se puede concluir por los aspectos biológico- pesqueros que aunque los indicadores de aprovechamiento son bajos, los indicadores biológicos si muestran algunas advertencias que hacen vulnerable a la especie. Si

se decide una cuota como medida de manejo, se sugiere que el **RMS** sea tomado como referencia para el establecimiento de la misma como un punto de referencia limite. La tabla 11 resume los resultados más relevantes para la especie.

Tabla 11: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L _∞ (mm)	K (y ⁻¹)	t ₀	Recl	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
25 - 104	3.0	41.1	40.9	>80	59.6	0.5	-0.23	2	1.01	0.89	0.12	0.12	93 187

4.1.3.4.4 *Lasiancistrus tentaculatus* Armbruster, 2005 - Cucha especial, Miguelito. Woodeating lasiancistrus.



El género se distribuye en el la cueca del rio Orinoco, por lo general son herbívoros (Sanabria *et al.*, 2007).

La distribución de frecuencias estimo un **rango de tallas** entre 18 y 94 mm Ls.; los ejemplares se encontraron ampliamente en todos los grupos de las tallas pero especialmente entre los 18 y 70 mm Ls. La distribución de tallas parece tender a una distribución binomial negativa que sugiere un impacto especial sobre el recurso (Fig. 88). La **TMC general** se estimó en 44 mm Ls.

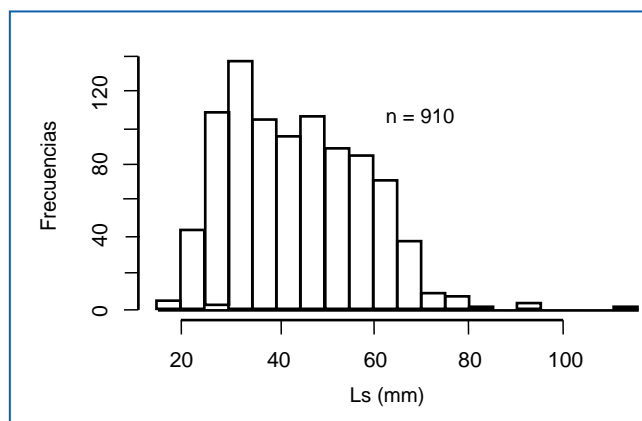


Figura 88. Distribución de frecuencias de talla para *L. tentaculatus*.

El análisis de las tallas mes a mes se pudo ver que hubo una buena representación de los grupos modales con una tendencia hacia tallas pequeñas posiblemente impactadas por el tipo de arte, aunque se observó además una alternancia donde unas veces eran las tallas menores y otras tallas medianas al siguiente mes. Es posible entonces que la pesca se esté realizando en áreas con predominancia de juveniles o pre adultos.

La **TMC por mes** mostró un distribución que vario entre 30 y 60 mm Ls, exceptuando un valor máximo en septiembre de 2013 (Fig. 89).

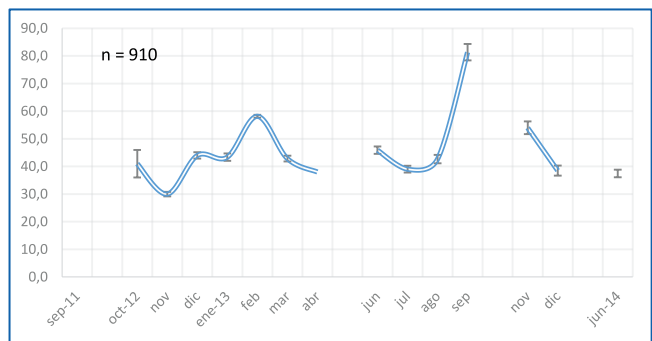


Figura 89. Talla media de captura por mes de *L. tentaculatus* entre septiembre de 2011 y noviembre de 2014.

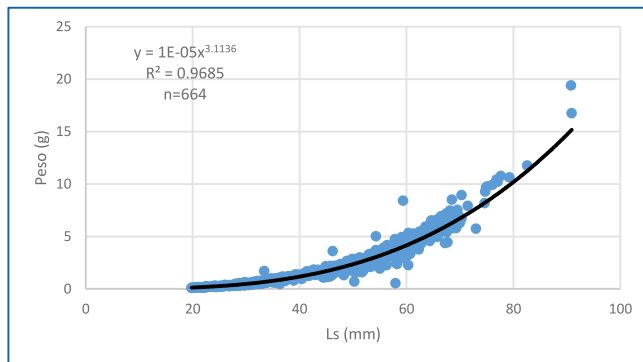
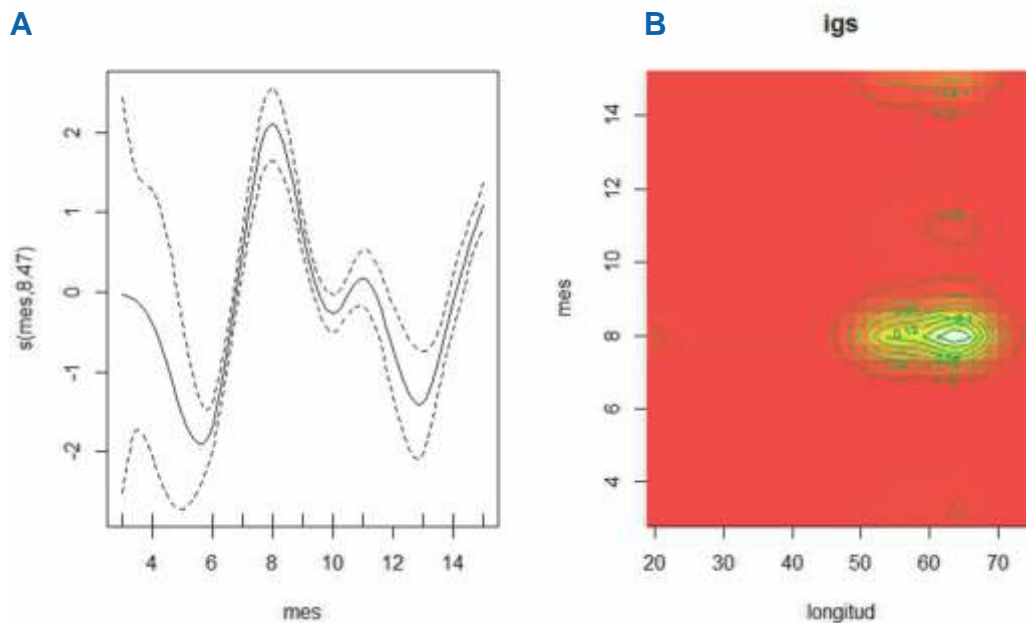


Figura 90. Relación longitud - peso para *L. tentaculatus*.

La evaluación de la **relación longitud peso** encontró que el crecimiento de la especie es de tipo alométrico positivo ($P < 0.05$) que la da a la especie la connotación de adquirir proporcionalmente más peso que longitud (Fig. 90).

El análisis del **IGS** obtuvo la desviación explicada de 53.9%, el cual muestra un valor máximo en abril y un segundo en agosto de 2013 (Fig. 91 A, meses 8 y 15, respectivamente). Los resultados del análisis de densidades probabilísticas mostró que los valores máximos de IGS están en las tallas entre 50 y 70mm Ls, entre los meses de abril y mayo de 2013 (Fig. 91 B, mes 8).



Clave	3	4	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Mes	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	nov-13	dic-13	jun-13

Figura 91. Comportamiento del IGS de *L. tentaculatus*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en un valor de 40.1 mm de Ls., al compararla con la talla media de captura (44 mm de Ls.) se observó que la pesquería actual no representa una amenaza para el potencial reproductivo (Fig. 92).

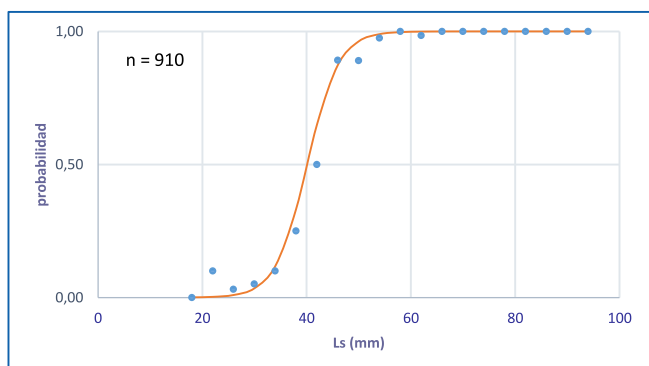


Figura 92. Talla mediana de madurez sexual de *L. tentaculatus*.

El **patrón de reclutamiento** mostró dos posibles picos reproductivos uno entre marzo y mayo y otro menor entre agosto y octubre, los cuales coinciden con lo obtenido mediante el IGS, de esta manera se pueden considerar estas dos temporadas las más probables para encontrar los picos de reproducción de la especie (Fig.93)

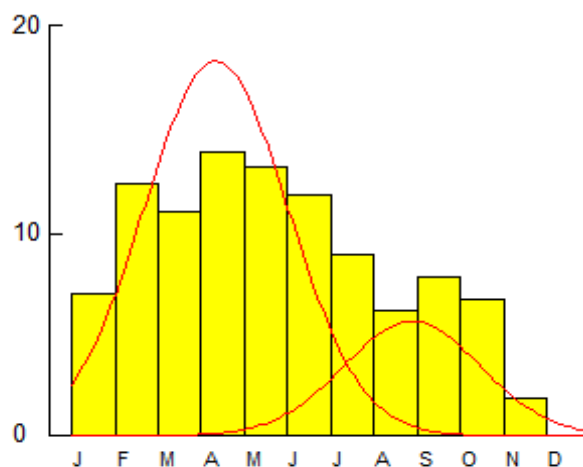


Figura 93. Patrón de reclutamiento de *C. formosae*.

El **factor de condición** tuvo una desviación explicada de 84.4%, indicando que el valor máximo estuvo en diciembre de 2012. El análisis de densidad probabilística mostró como los valores tienen una fuerte influencia en diciembre del 2012 en todas las tallas de la especie.

El **análisis de crecimiento** permitió observar que la longitud asintótica (L_{∞}) tuvo valores entre 95.6 y 120mm Ls y la tasa metabólica de crecimiento (k) entre 0.33 y 1 años⁻¹. Utilizando la estadística descriptiva y la biología de la especie como el periodo de gestación que es compatible con el t_0 , se encontró que el modelo mejor ajustado es el de ELEFAN oscilación de Pauly (OP) con un $L_{\infty} = 101.54$ mm Ls y un $k = 0.6$ años⁻¹, dado por la ecuación:

$$L_{t_{max}} = 101.54(1 - e^{-0.6(t+0.08)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** se estimó con modelos de tipo analítico con valores de $Z = 2.6$ años⁻¹, (C.I.= 2.60 – 3.14) (curva de captura linealizada), $Z = 4.378$ años⁻¹, (C. I. = 3.982 – 4.774) (Jones), siendo diferentes de acuerdo con los intervalos de confianza. Con los modelos empíricos los resultados fueron $Z = 2.877$ años⁻¹ (Beverton y Holt), $Z = 2.867$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), $Z = 0.853$ años⁻¹ (Hoenig, variantes M1), $Z = 0.934 \pm 0.381$ años⁻¹ (Hoenig, variante M2). Siendo los dos primeros muy cercanos entre si diferentes con las otras dos estimaciones. Se consideró que el valor de la curva de captura linealizada $Z = 2.60$ años⁻¹ se ajustaba más a la especie.

De otro lado se estimó la **mortalidad natural (M)** y se encontró que el modelo que mejor lo explica es el de Pauly con $M = 0.86$. También se obtuvo la **mortalidad por pesca $F = 1.74$** y sobre la base de estos valores se estimó una **tasa de explotación $E = 0.67$** , el cual se debe interpretar que la especie se encuentra ligeramente por encima del aprovechamiento sostenible.

El **análisis de población virtual** construyó una visual de la población de la especie, donde se observó que las tallas afectadas por la pesquería (mortalidad por pesca) estuvieron entre 62 y 70mm Ls, y que las tallas pequeñas no son relativamente poco capturadas (Fig. 94). Sobre la base de estos análisis se pudo estimar la edad relativa de primera captura $t_c = 0.49$ años (26mm Ls), el tiempo que la especie es sometida a la pesquería durante su vida $t = 3.132$ años (96.74 mm Ls.), la edad máxima de la especie $t_{max} = 5.1$ años, y la proporción porcentual de la vida de la especie que es sometida a la pesca $\%t = 61\%$.

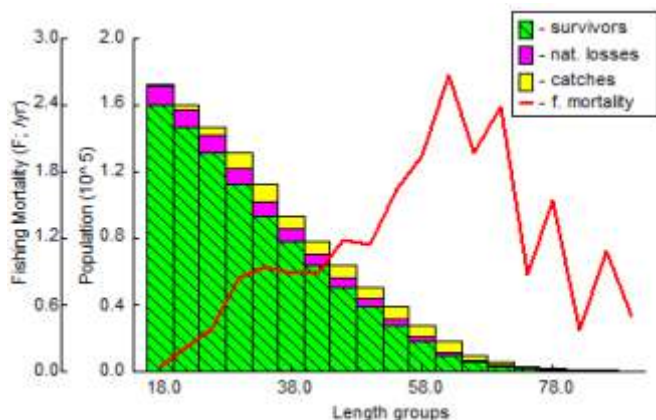


Figura 94. Análisis de población virtual para *L. tentaculatus*

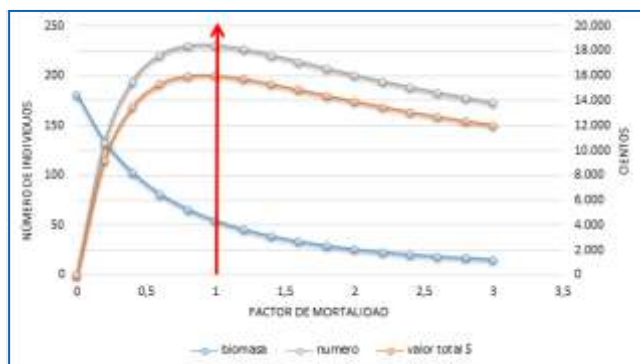


Figura 95. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *L. tentaculatus*.

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell** mostró que ya se han sobrepasado los niveles óptimos de aprovechamiento de la especie, tanto biológicos como pesqueros (Fig. 95, flecha vertical), estimando el **RMS** en 18 452 ejemplares/año, para no afectar la dinámica de sus poblaciones.

Con base en el análisis de después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.67$), una comparación entre la TMM y la TMC que no ofrece amenaza al potencial reproductivo, una mortalidad por pesca en tallas medianas y grandes, tallas medianas a grandes con valores máximos de IGS en de medianas a grandes, un porcentaje de la vida sometida a la pesquería

superior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra que se está sobrepasando los niveles sostenibles de aprovechamiento, se puede concluir por los aspectos biológico - pesqueros que la especie comienza a entrar en niveles de sobreexplotación, aunque por los aspectos biológicos y la dinámica misma de la pesquería es posible mantener un aprovechamiento sostenible sin aumentar el esfuerzo pesquero manteniendo una aproximación precautoria frente al potencial reproductivo. Si se decide optar por una cuota para el manejo, se sugiere tener como punto de referencia limite el **RMS** estimado. La tabla 12 resume los resultados más relevantes para la especie.

Tabla 12: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl .	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
18 - 94	3.1	44	40.1	50-70	101.5	0.6	-0.08		2.6	0.86	1.74	0.67	18 452

4.1.3.4.5 *Hemiancistrus guahiborum*

Werneke, Armbruster, Lujan & Taphorn, 2005 -
Cucha roja. Spotted orange seam pleco.



Es una especie recientemente descrita en el 2005. Sus aspectos biológicos son relativamente desconocidos, sin embargo por su importancia en la pesca ornamental se ha desarrollado un trabajo por Ajiaco *et al.* (2012) que presenta su biología reproductiva y los aspectos pesqueros asociados a su explotación en un pedregal del Río Bitá (Puerto Carreño- Colombia). Como información importante de su biología se puede resaltar el cuidado parental, su fecundidad absoluta establecida en 48 ± 19 ovocitos y una fecundidad relativa en 53 ± 03 ovocitos/g, en el 2015 Cruz *et al.* (2015) reportan una fecundidad absoluta mayor de 60 ± 29 ovocitos.

La distribución de frecuencia mostró un **rango de tallas** entre 22.5 y 112.5 mm Ls, donde estas aumentan en un grupo definido entre 22 y 80 mm Ls y las tallas más grandes se ven poco representadas. No tiene una distribución normal y parece más una distribución binomial negativa con una gran concentración de tallas menores (Fig. 96). La **TMC general** fue de 46mm Ls.

La distribución de frecuencias de talla por mes mostro que las mayores estuvieron en tallas menores a 45 mm Ls exceptuando dos meses de 2013. Cuando se evidencia un rango amplio de tallas pero las mayores frecuencias están en tallas menores, es muy posible que haya factores de selectividad del arte de pesca, características de las áreas de pesca y la edad de los ejemplares capturados.

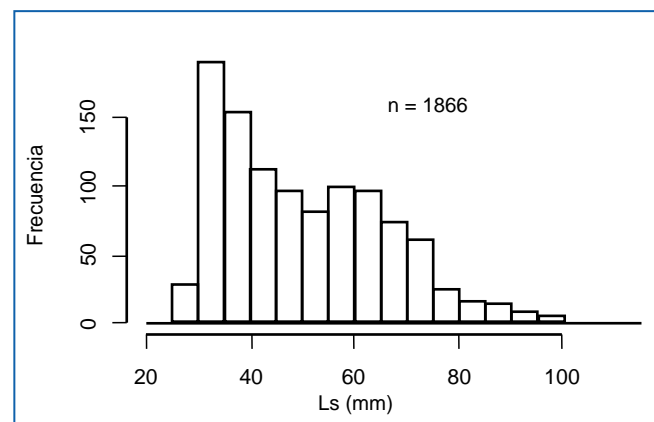


Figura 96. Distribución de frecuencias de talla para *H. guahiborum*.

La **TMC por mes** observó datos fueron muy homogéneos con un error estándar muy estrecho, este comportamiento se vio también reflejado en las tallas medias puesto que casi no se evidenciaron diferencias excepto para enero y julio de 2014 que registran las tallas medias más grandes. En general se capturaron ejemplares entre 32 y 65 mm Ls a excepción de 2014. (Fig. 97).

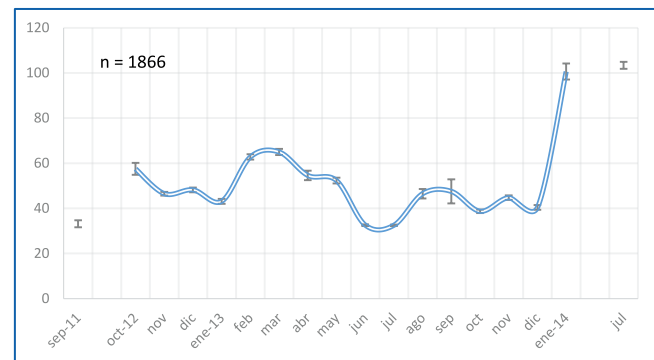


Figura 97. Talla media de captura por mes para *H. guahiborum* entre septiembre de 2011 y julio de 2014.

La relación longitud - peso estableció un tipo de crecimiento alométrico ($P < 0.05$) para la especie la ecuación y el grafico se presentan a continuación (Fig. 98):

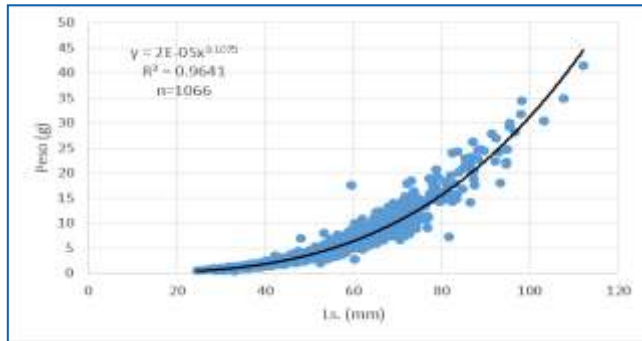
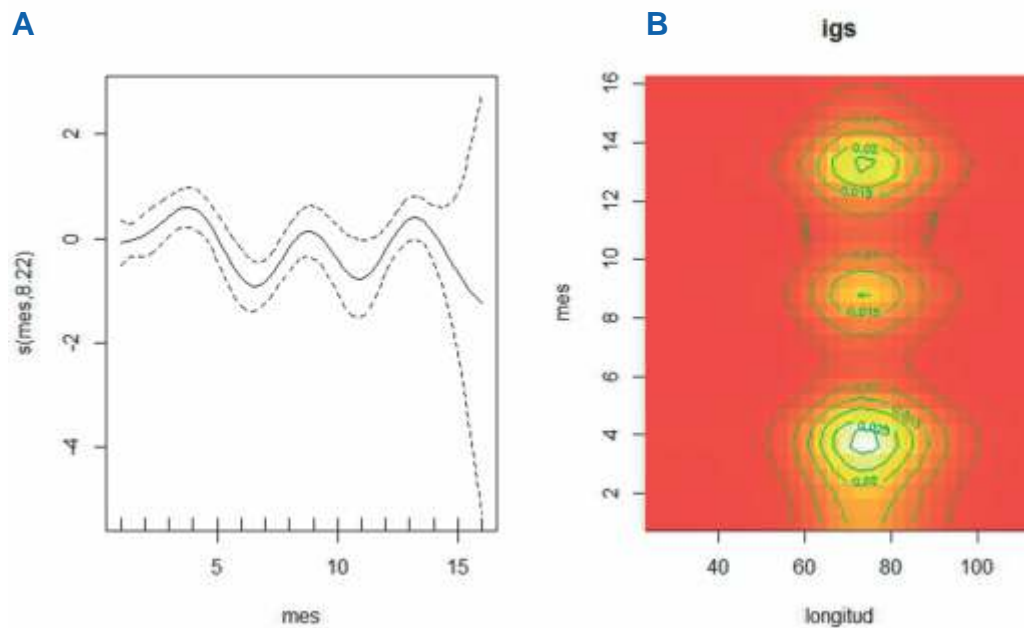


Figura 98. Relación longitud - peso para *H. guahiborum*.

El del análisis **IGS** mostró una desviación explicada del 42.4%, que ha sido de las más altas encontradas para todas las especies analizadas en este factor. No se destaca un valor dentro de los resultados alcanzados pero diciembre de 2011 mayo de 2013 y diciembre de 2013 se consideraron como meses de reproducción (Fig. 99 A, 4, 9 y 13, respectivamente). El análisis de densidad probabilística muestra que los valores máximos de IGS están entre 60 y 90mm Ls en casi todos los meses del año con pulsos más acentuados en los meses identificados anteriormente, esta situación coincide con el trabajo de Ajiaco *et al.* (2012) y Cruz *et al.* (2015) que además identifican la especie como asincrónica con desoves parciales a lo largo del año (Fig. 99 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	ene-14	jul-14

Figura 99. Comportamiento del IGS de *H. guahiborum*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La TMM se estimó en 50.9mm Ls que comparada con la TMC (46mm Ls) lanza una señal de advertencia pues esto puede tener un impacto en la reproducción. (Fig. 100). El valor obtenido $L_{50}\%$ por Ajiaco (2012) fue todavía mayor siendo de 6.4 cm Ls para hembras y 7.5cm Ls para machos (n= 150) en el río Bitá.

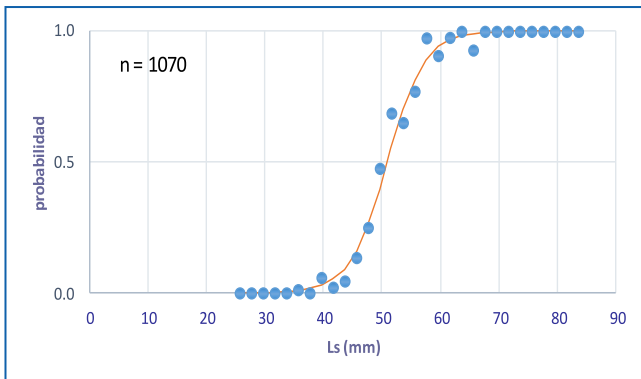


Figura 100. Talla mediana de madurez sexual para *H. guahiborum*

El patrón de reclutamiento presentó dos grupos relativamente homogéneos y claramente diferenciados; el primero con un pico en abril y un segundo en agosto. Al compararlos con los resultados del IGS no son coincidentes, y solo hay una aproximación en los meses de abril-mayo. (Fig. 101). Esta situación de divergencia entre los diferentes tipos de análisis se debe normalmente a las diferencias en las características de composición de las muestras, en este caso el modelo del patrón de reclutamiento pudo verse afectado por la aparente selectividad en las tallas que componían cada muestra.

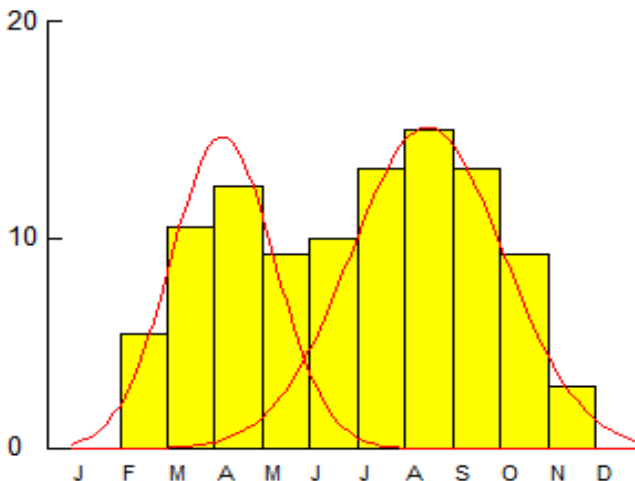


Figura 101. Patrón de reclutamiento para *H. guahiborum*.

El **factor de condición** mostró una desviación explicada de 63.7% que ofrece un sustento válido para los resultados. Se nota que este factor viene de niveles muy altos por lo que se considera que septiembre de 2012 es el mes de mejor estado de la especie, seguido por febrero de 2013, septiembre de 2013 y octubre de 2013. Esto permite observar que septiembre es un mes donde la especie encuentra su mejor estado. Análisis posteriores permitieron ver que este factor se concentró en las mayores tallas registradas.

El análisis de crecimiento arrojó estimación de la longitud asintótica entre 123.5 y 150 mm Ls. Se revisó todo este conjunto de datos y utilizando criterios de la estadística descriptiva como la biología de la especie en especial lo referente al periodo de gestación asimilado como el valor de t_0 , se determinó que el mejor modelo es el ajustado por la rutina de FISAT con un $L = 120.5$ mm Ls y $k = 0,44$ años⁻¹ dado por la ecuación:

$$L_t = (120.5 - e^{-0.44(t+0.25)}) - 0.0455 \sin 2\pi(t-0.9)$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** se estimó por modelos analíticos teniendo como resultados $Z = 1.54$ años⁻¹, (C.I. = 1.44 – 1.64) (curva de captura linealizada, y $Z = 3.408$ años⁻¹, (C.I. = 3.224 – 3.593) (Jones); con estos intervalos de confianza se concluye que las estimaciones desde el punto de vista estadístico, son diferentes. En cuanto a los modelos empíricos los resultados fueron $Z = 2.064$ años⁻¹ (Beverton y Holt), $Z = 2.054$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), $Z = 0.613$ años⁻¹ (Hoenig variante M1), y $Z = 1.317 \pm 0.38$ años⁻¹ (Hoenig variante M2), siendo el valor de los dos primeros modelos compatibles entre sí pero las dos variantes del tercero no. Se analizó el comportamiento estadístico presentado por cada uno de los modelos y se dedujo, de manera holística que el valor más ajustado fue $Z = 1.54$ años⁻¹.

De las diferentes estimaciones de la **mortalidad natural (M)** se encontró la mejor estimación con la ecuación empírica de Pauly $M = 0.68$ años⁻¹. También se hizo la estimación de la **mortalidad por pesca $F = 0.86$ años⁻¹**, y estos valores pudieron realizar la estimación de la **tasa de explotación $E = 0.56$** , que indica un recurso con una pesquería en equilibrio.

El análisis de población virtual permitió observar que esta especie es sometida a la pesquería desde tallas pequeñas con una mortalidad por pesca máxima en tallas entre 32 y 35mm Ls, disminuyendo en tallas siguientes para volver a aumentar en tallas grandes entre 65 y 75mm Ls., y estabilizarse después. Parece ser que las capturas son intensas desde que el recurso ingresa a las pesquerías (Fig. 102). Con esta estructura se estimó la talla de primera captura $t_c = 0.586$ años (27.5 mm Ls.), el tiempo en que la especie es capturada $t = 7.454$ años, la edad máxima $t_{max} = 8.04$ años (117.5 mm Ls.), y el periodo porcentual de vida que la especie permanece bajo la actividad de pesca $\%t = 92.71\%$, siendo uno de los más altos, lo que además indica que la especie es pescada en la mayor parte de su vida.

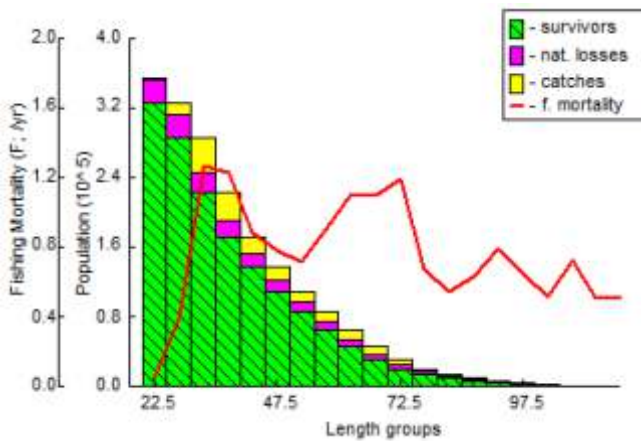


Figura 102. Análisis de población virtual para *H. guahiborum*.

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell estimó que el recurso está un poco por debajo de alcanzar un máximo de aprovechamiento sostenible (Fig. 103). Su RMS fue de 13 824 ejemplares/año.

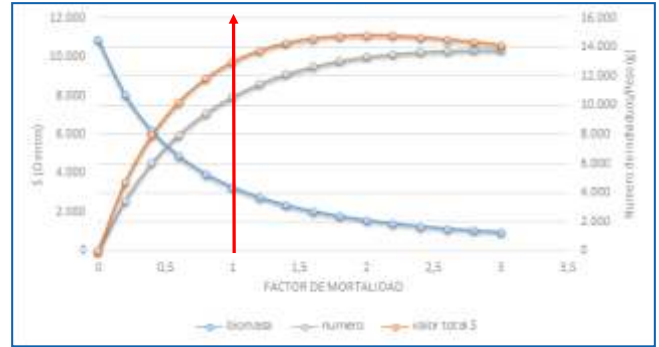


Figura 103. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *H. guahiborum*.

Con base en el análisis de la tasa de explotación ($E = 0.56$), la comparación entre la TMM y la TMC que registra una amenaza para la estabilidad reproductiva de la especie, una presión por pesca desde tallas muy pequeñas, tallas medianas a altas en reproducción pero con pulsos seguidos (IGS), un porcentaje de la vida de la especie superior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de subexplotación, se puede concluir por los aspectos biológico - pesqueros que este recurso se encuentra en un nivel sano en el aprovechamiento, pero hay aspectos biológicos y pesqueros que pueden hacer que la especie sea vulnerable a una sobreexplotación, por lo tanto la cuota puede ser un indicativo viable pero de manejo precautorio, medida que se suma a la veda natural que se da para la especie por motivo de los cambios en los niveles hidrológicos en las zonas de pesca (Ajiaco-Martínez *et al.* 2012a). La tabla 13 resume los resultados más relevantes para la especie.

Tabla 13: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
22.5 - 112.5	3.1	46	50.9	60-90	120.5	0.44	-0.25	2	1.5	0.68	0.86	0.56	13 824

4.1.3.4.6 *Hemiancistrus subviridis* Werneke, Sabaj Pérez, Lujan & Armbruster, 2005 - Cucha diamante. Green phantom pleco.



Se reconoce que el género se distribuye en la cuenca del río Orinoco, pero no se cuenta con mayor información biológica (Sanabria *et al.*, 2007). Se ha reportado la espermatogénesis y ovogénesis de la especie y se destaca que se clasifica como desovador total (Moreno & Landines, 2011).

La distribución de frecuencias de talla permitió observar un **rango de tallas** entre 26.5 y 156.5mm Ls, siendo los grupos más preponderantes en tallas entre 46.5 y 116.5mm Ls. En general se observa como en la distribución de tallas hay una tendencia a impactar tallas medianas y menores por debajo de los 100 mm Ls (Fig. 104). La **TMC general** fue de 79.2mm Ls.

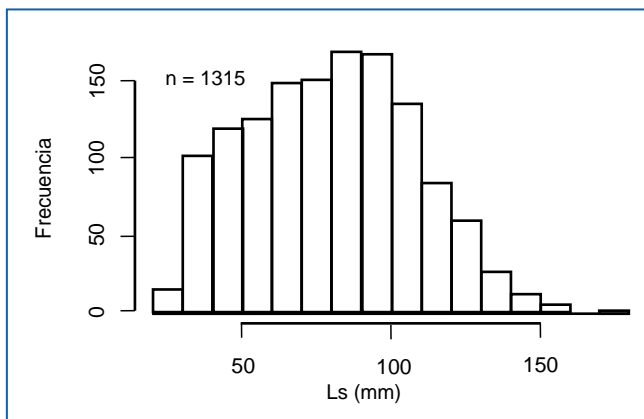


Figura 104. Distribución de frecuencias de talla para *H. subviridis*.

Al estudiar las frecuencias de talla por mes se confirma que las mayores frecuencias están por debajo de los 100 mm Ls y se nota que hay dos grupos de tallas una en el 2012 y un segundo grupo en el 2013.

La TMC por mes muestra los valores más altos febrero de 2012, mayo de 2013 (punto máximo) y marzo de 2014, con capturas de adultos principalmente. De otra parte se observa un valor mínimo en septiembre de 2013, que muy seguramente corresponde a ejemplares que están siendo reclutados a las pesquerías (Fig.105).

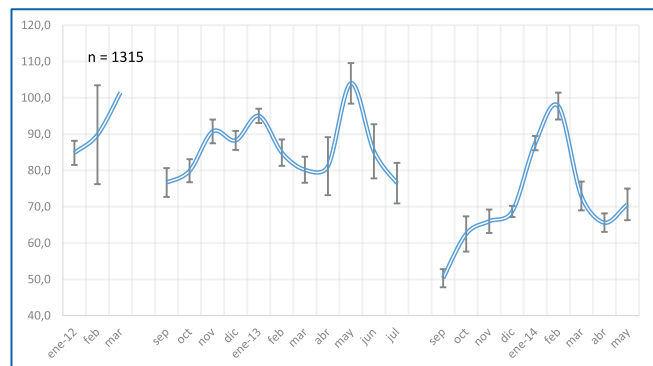


Figura 105. Talla media de captura por mes para *H. subviridis* entre enero de 2012 y mayo de 2014.

La relación longitud – peso reveló un crecimiento de tipo isométrico ($P > 0.05$), lo que indica que la estructura fisiológica de la especie permite que el organismo gane proporcionalmente el mismo peso que talla. (Fig. 106).

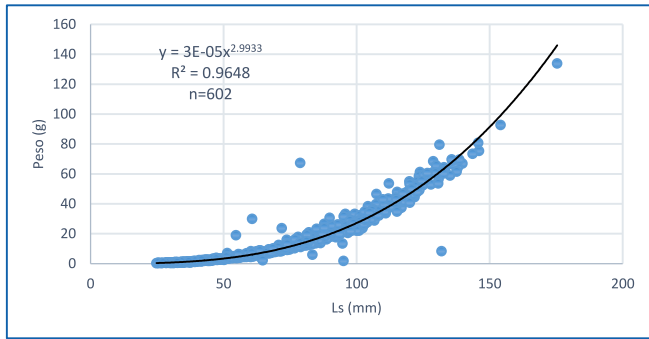
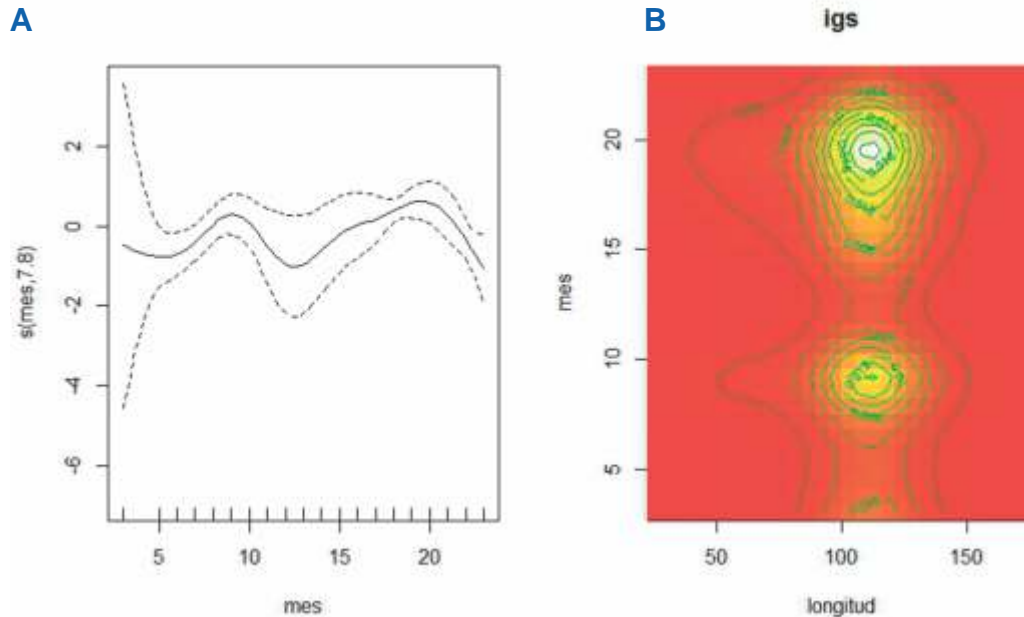


Figura 106. Relación longitud - peso para *H. subviridis*

El análisis del IGS mostró una desviación explicada de 26.6%, que aunque baja, los resultados se presentan como referencia. No se observan picos acentuados de IGS, pero se podría decir que hay valores altos en marzo de 2013 y febrero de 2014 (Fig. 107 A, meses 9 y 20, respectivamente). El análisis de densidades probabilísticas permitió ver que los valores se irradian en casi todos meses muestreados en tallas entre 90 y 140 mm Ls, en donde se identifica el potencial reproductivo de la especie (Fig. 107 B).



Clave	3	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Mes	mar -12	oct -12	nov -12	dic -12	ene -13	feb -13	mar -13	abr -13	may -13	jun -13	Jul -13	sep -13	oct -13	nov -13	dic -13	ene -14	feb -14	mar -14	abr -14	may -14

Figura 107. Comportamiento del IGS de *H. subviridis*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La TMM estuvo en 61.42mm Ls (Fig. 108) que al compararlo con la TMC (79.2mm Ls.) indica que no existe amenaza tangible al potencial reproductivo de la especie.

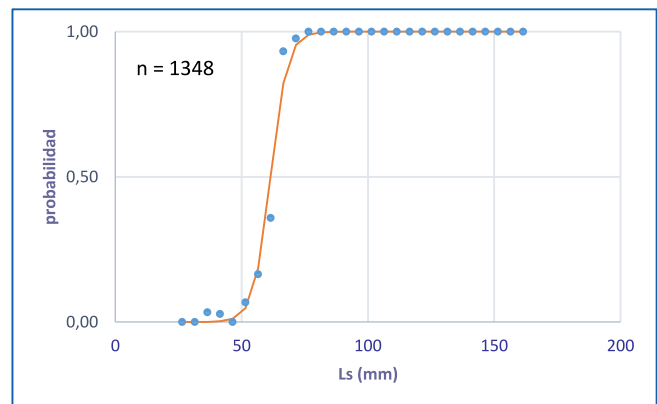


Figura 108. Talla mediana de madurez sexual para *H. subviridis*.

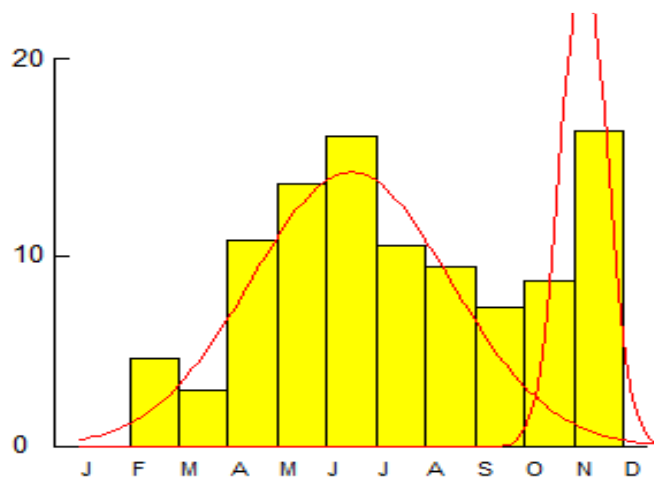


Figura 109. Patrón de reclutamiento para *H. subviridis*

El análisis del **factor de condición** dio como resultado una desviación explicada del 53.4% que permite ver un valor máximo en febrero de 2013, uno secundario en septiembre de 2013 y uno débil en octubre de 2012; los resultados de las densidades probabilísticas mostraron los valores más altos en febrero de 2013, aunque se observa una interesante radiación a todas las tallas, por lo que se puede decir que el recurso presentó un permanente buen estado durante casi todos los meses estudiados.

El análisis de **crecimiento** estimó por diferentes modelos una longitud asintótica (L) que varió entre 159 y 180mm Ls, y una tasa metabólica de crecimiento (k) entre 0.24 y 1, concluyendo que el modelo ELEFAN con oscilación de Pauly (OP) es el que mejor describe el crecimiento de la especie; este modelo estimó un $L = 180$ mm Ls y un $k = 0.42$ años⁻¹, con una ecuación:

$$L_t = 180(1 - e^{-0.42(t-0.29)0.15\sin 2\pi(t+0.09)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimada con modelos analíticos dio como resultados $Z = 1.66$ años⁻¹, (C.I. = 1.4 – 1.93) (curva de captura linealizada) y $Z = 3.856$ años⁻¹, (C.I. = 3.626 – 4.086) (Jones); con estos intervalos de confianza se afirma, desde el punto de vista estadístico que los modelos son diferentes. Las estimaciones con base en modelos empíricos fueron $Z = 4.602$ años⁻¹ (Beverton y Holt) y $Z =$

4.592 años⁻¹ (Ault & Erhardt), los cuales fueron similares entre sí. Sobre la base de la estructura estadística de cada modelo se estableció que el mejor modelo la mortalidad total es la de $Z = 1.66$ años⁻¹.

La **mortalidad natural (M)** se estimó con varios modelos considerando el modelo de Tanaka el más ajustado con $M = 0.58$ años⁻¹; la **mortalidad por pesca** se estimó en $F = 1.08$ años⁻¹. Con estos parámetros se pudo establecer una tasa de explotación $E = 0.69$ que indica que el recurso ha sobre pasado el punto de aprovechamiento sostenible.

El **análisis de población virtual** permitió observar que el recurso se aprovecha desde tallas pequeñas y que su mortalidad por pesca va aumentando gradualmente hasta llegar a 101mm Ls. A partir de esa talla se observó una oscilación de subidas y bajadas las cuales pudieron tener un origen en la dinámica de oferta y demanda del recurso por el comercio y en la disponibilidad de recurso en el medio (Fig. 110). Se pudo estimar además la edad relativa de primera captura $t_c = 0.44$ años (36.15mm Ls), el tiempo que la especie está sometida a las pesquerías $t = 4.2$ años, la edad máxima $t_{max} = 7.4$ (172.26mm Ls) y la proporción de la vida de la especie que está sometida a la pesquería $\%t = 56\%$.

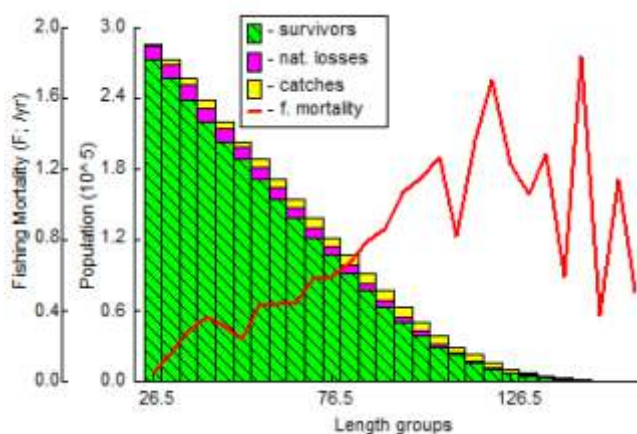


Figura 110. Analisis de población virtual para *H. subviridis*.

El **modelo de Thompson y Bell** dio como resultado que el recurso empieza a superar los niveles máximos de aprovechamiento, tanto en lo económico como en lo biológico (Fig. 111, flecha vertical). Se estimó además un RMS de 25 919 ejemplares/año sin que en teoría se afecte la estabilidad del mismo.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.69$), una comparación entre la TMM y la TMC que no afecta el potencial reproductivo de la especie, valores altos de IGS en los primeros tres meses del año en tallas grandes con las mayores mortalidades por pesca, un porcentaje de la vida de la especie en la pesquería algo superior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra que ha pasado niveles de sostenibilidad y empieza a mostrar señales de sobreexplotación, se puede concluir por los aspectos biológico pesqueros que la especie

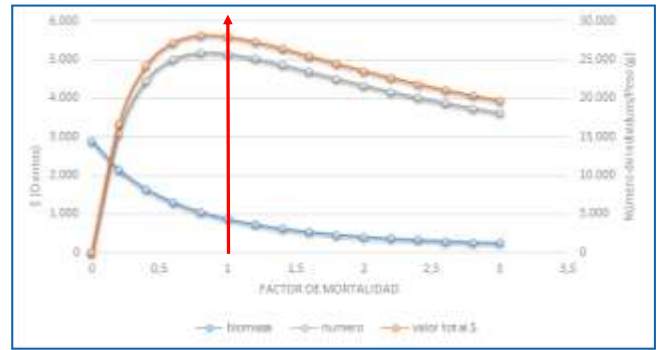


Figura 111. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *H. subviridis*

comienza una etapa de sobre aprovechamiento, aunque algunos aspectos biológicos no muestren señales de alarma. Si se decide manejar una cuota de aprovechamiento, se sugiere tener en cuenta el RMS estimado como un punto de referencia limite, y continuar con el seguimiento a la pesquería. La tabla 14 resume los resultados más relevantes para la especie.

Tabla 14: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L (mm)	K (y ⁻¹)	t ₀	Recl.	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
26.5 - 156.5	3	79.2	61.4	90 - 140	180	0.42	-0.29	2	2.6	0.8	1.8	0.69	25 919

4.1.3.4.7 *Panaqolus maccus* Schaefer & Stewart, 1993 - Cucha piña, Clown pleco.



Se distribuye en la cuenca del río Orinoco (Lasso et al. 2004). Su alimentación es herbívora-detrítica (Ramírez-Gil et al., 2011) y en cuanto a su reproducción se reporta cuidado parental por parte del macho y una fertilidad de 70 huevos/hembra (Landines et al., 2007).

La distribución de frecuencias de talla observo un rango de tallas entre 21 y 57 mm Ls, mostrando altas frecuencias entre 32 y 40 mm Ls; en general el recurso presenta una distribución muy cercana a la normal por lo que se puede deducir que el recurso tuvo una representación de las tallas de

acuerdo con los esquemas estadísticos y pesqueros (Fig. 112). La **TMC general** fue de 36.7 mm Ls. La distribución de frecuencias de tallas por mes observó que casi todos los meses tiene tendencias muy similares, señalando que se mantiene un amplio espectro de tallas capturadas, lo que puede significar que hay una oferta buena del medio y un recurso estable.

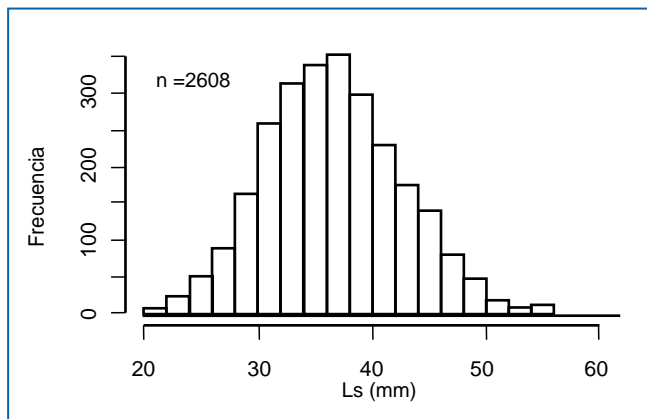


Figura 112. Distribución de frecuencia de tallas para *P. maccus*

La **TMC por mes** mostró una variación entre 32 y 42 mm Ls exceptuando el máximo valor (47.5 mm Ls, octubre de 2011) y el mínimo (30.1 mm Ls, marzo de 2013). Este valor mínimo muy seguramente obedece a un periodo de reclutamiento de ejemplares pequeños a la pesquería (Fig. 113). Según Ramírez-Gil *et al.* (2011), hay presencia de juveniles en el periodo de aguas bajas de febrero a marzo, lo que parece coincidir con el presente estudio.

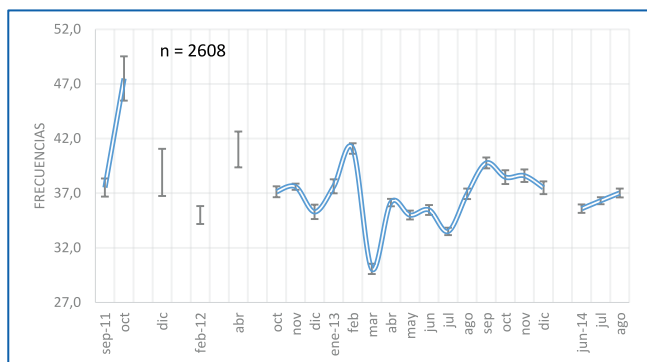


Figura 113. Comportamiento de las tallas medias de *P. maccus* entre septiembre de 2011 y octubre de 2014.

Para la **relación longitud – peso** se tomó el año 2013 como aquel que describe la relación de la especie en general, siendo este de tipo isométrico ($P < 0.05$) (Fig. 114). En 2011 ($P > 0.05$, $R^2 = 0.9505$, $n = 60$) y 2012 ($P > 0.05$, $R^2 = 0.8821$, $n = 441$) fueron también de tipo isométrico. Sin embargo en el 2014 la estimación observó un crecimiento de tipo alométrico positivo dado por la ecuación:

$$PT = 1 \cdot E-05 * Ls^{3.2465} \quad (P < 0.05; R^2 = 0.862, n = 470)$$

Este cambio pudo deberse a múltiples factores inherentes al muestreo, rango de tallas, entre otros, pero también a cambios fisiológicos de la especie. Es necesario hacer estudios más detallados al respecto.

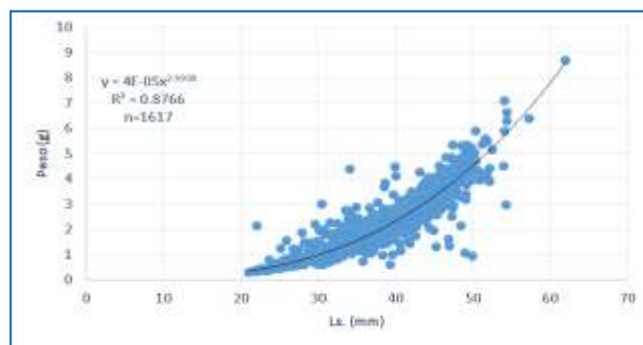
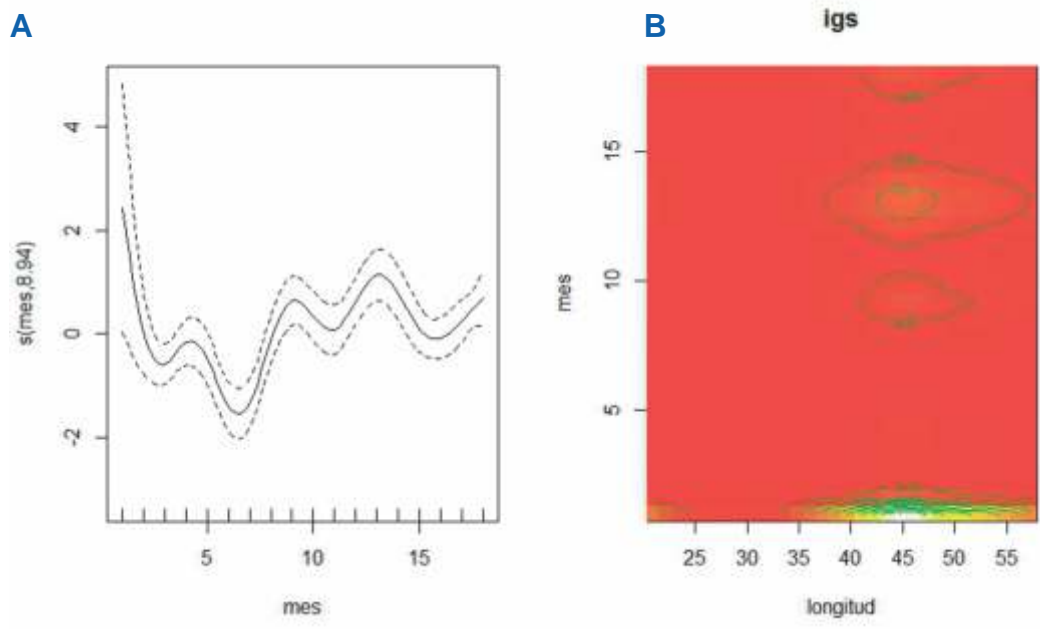


Figura 114. Relación longitud - peso para *P. maccus*

El análisis del **IGS** obtuvo una desviación explicada del 30%; se reportaron altas estimaciones en abril de 2011, diciembre de 2012, mayo y septiembre de 2013 (Fig. 115A).

Con base en densidades probabilísticas se pudo ver que los mayores valores se encontraron en tallas superiores a los 35 mm Ls, indicando que a partir de esta talla se encuentra el potencial reproductivo de la especie. Se destaca que el mayor pulso reproductivo por IGS se identificó en abril de 2011 y que los meses subsiguientes en diciembre de 2012, mayo y septiembre de 2013 los pulsos fueron leves y apenas se pudieron notar (Fig. 115 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Mes	abr-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-13	jul-13

Figura 115. Comportamiento del IGS de *P. maccus*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en 42.5 mm Ls que comparada con la TMC general (36.7 mm Ls), representa un peligro para el potencial reproductivo del recurso (Fig. 116).

máximos en febrero y junio- julio que no alcanzan a correlacionarse con el análisis del IGS realizado (Fig. 117).

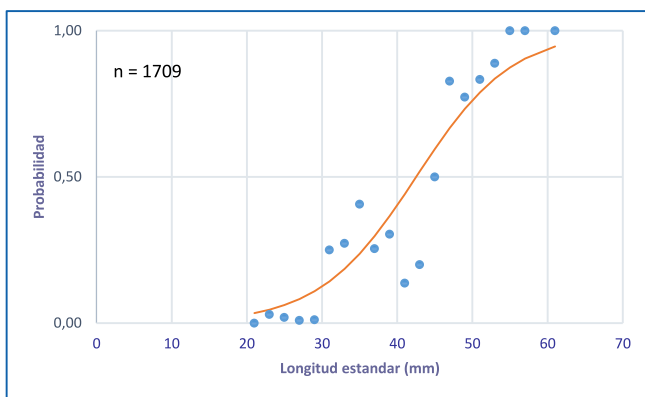


Figura 116. Talla mediana de madurez sexual de *P. maccus*

El patrón de reclutamiento presenta para este caso una doble curva que sugiere que la especie puede tener dos periodos de desove con valores

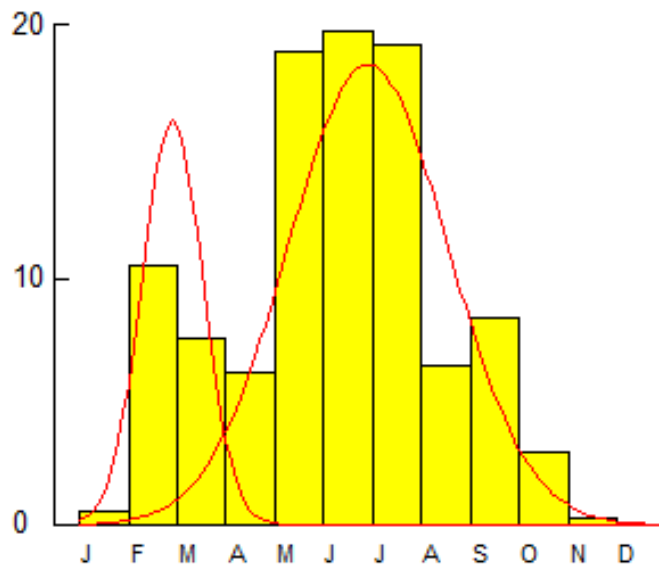


Figura 117. Patrón de reclutamiento para *P. maccus*

El factor de condición arrojó un valor de desviación explicada de 79.4%. Se obtuvo un máximo valor en agosto de 2013, seguido por diciembre de 2011, enero de 2011 y junio de 2014. Con base en densidades probabilísticas, se observó que en julio y agosto se concentran los valores más altos que son comunes a todas las tallas, lo cual podría estar relacionado con el hecho de la especie puede madurar en un amplio rango de tallas aprovechadas.

El análisis del crecimiento obtuvo variaciones de la longitud asintótica (L_{∞}) entre 59.07 y 74.18 mm Ls, y la tasa metabólica de crecimiento (k) varió entre 0.41 y 1.5. Con base en criterios de estadística descriptiva y revisando la condición biológica de la especie se consideró que el mejor ajuste de los parámetros lo daba el modelo PROJMAT OH con $L_{\infty} = 66.49$ mm Ls y $k = 0.93$ años⁻¹, dados por la ecuación:

$$L_t = 66.49(1 - e^{-0.93(t+0.66)0.415 \operatorname{sen} 2\pi(t+0.42)})$$

Se destaca que esta especie parece tener una tasa metabólica de crecimiento muy alta que hace que la especie en pocos meses adquiera tallas superiores a los 40 mm Ls.

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** observo resultados con modelos analíticos de $Z = 5.2$ años⁻¹, (C. I. = 4.35 – 6.06) (curva de captura linealizada), y $Z = 5.509$ años⁻¹, (C. I. = 5.091 – 5.926) (Jones), donde los intervalos de confianza permiten afirmar desde el punto de vista estadístico que las estimaciones son similares. Con modelos empíricos se obtuvieron resultados de $Z = 39.578$ años⁻¹ (Beverton y Holt) $Z = 39.658$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), $Z = 1.1$ años⁻¹ (Hoenig, variante M1), $Z = 2.44 \pm 0.704$ años⁻¹ (Hoenig, variante M2). Los dos primeros modelos se descartaron ya que sus altísimas tasas harían que las cohortes desaparecieran apenas en días. Sobre la base de criterios de información estadística de cada modelo soportó, se consideró un valor de $Z = 5.2$ años⁻¹ para la especie.

La **mortalidad natural (M)** se determinó en $M = 1.29$ años⁻¹; también se estimó la **mortalidad por pesca $F = 3.91$** , y con todos los parámetros

anteriores se obtuvo **una tasa de explotación $E = 0.75$** , que indica un recurso en sobreexplotación.

El **análisis de población virtual** hizo notar que las pesquerías empezaron a actuar a partir de 31mm Ls, con una pequeña interrupción en 53mm de Ls de muy poca represtacion y y subir de nuevo al máximo en tallas mayores (Fig. 118). Esta información permitió determinar valores como la edad de primera captura $t_c = 0.375$ años (13.24 mm Ls.), la edad máxima $t_{max} = 3.89$ años (37.48 mm Ls.), el tiempo al cual la especie es sometida a las faenas de pesca $t = 1.91$ años, y un porcentaje de vida que la especie es sometida a la pesquería $\%t = 49.3$.

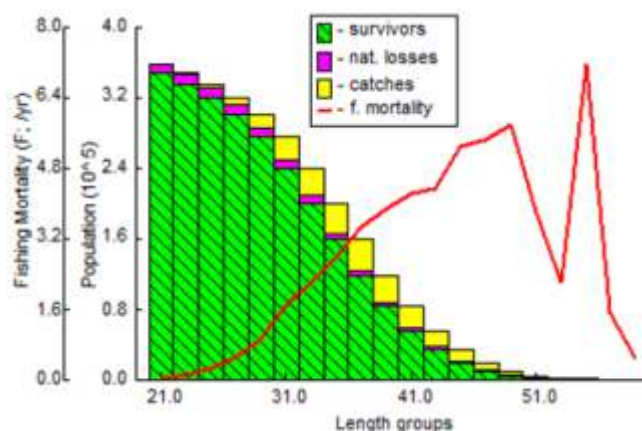


Figura 118. Análisis de población virtual para *P. maccus*

El **bioeconómico de Thompson y Bell** destacó que el recurso ya alcanzó y sobrepasó su máximo rendimiento sostenible (Fig. 119, flecha vertical). Se estimó además un RMS de 103 371 ejemplares/año

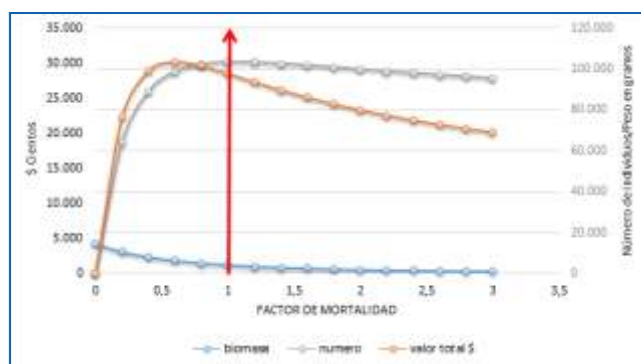


Figura 119. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *P. maccus*

El análisis de la tasa de explotación ($E = 0.75$), la comparación entre la TMM y la TMC que muestra un peligro latente para el potencial reproductivo, una mortalidad por pesca que comienza antes de llegar a la TMM, cuando ya hay maduración para la reproducción (IGS), un porcentaje de la vida de la especie sometida a la pesquería ligeramente inferior al 50%, y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de sobreexplotación, se puede

concluir por los aspectos biológico - pesqueros que la especie requiere de atención en el manejo en donde se recomienda no aumentar el esfuerzo de pesca. Si se decide manejar el recurso a través de una cuota, se recomienda tener en cuenta el **RMS** estimado como un punto de referencia límite. La tabla 15 resume los resultados más relevantes para la especie.

Tabla 15: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a Ls (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z	M	F	E	RMS (ejpl/año)
21-57	3	36.7	42.5	>35	66.5	0.93	-0.6	2	5.2	1.3	3.9	0.75	103 371

4.1.3.4.8 *Ancistrus macrophthalmus* (Pellegrin, 1912) - Cucha ranunculus, xenocara ojona.

Rango de tallas	36- 92mm Ls	Talla media de captura	57mm Ls (EE: 0.91)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1977	70

4.1.3.4.9 *Baryancistrus beggini* Lujan, Arce & Armbruster, 2009 - Panaque azul. Blue panaque

Rango de tallas	25- 87mm Ls	Talla media de captura	52.76mm Ls (EE: 0.65)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1834	39
2013	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.0435	340
2014	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.097	98
General	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.0472	477

4.1.3.4.10 *Baryancistrus demantoides* Werneke, Sabaj, Lujan & Armbruster, 2005 - Cucha verde amarilla. Hi fin Green phantom pleco.

Rango de tallas	36- 124mm Ls	Talla media de captura	78mm Ls (EE: 2.27)		
Año	Tipo de crecimiento		a	B	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.00004	2.9428	48
2014	Alométrico positivo 95%		0.00004	2.9706	53
General	Isométrico 95%		0.00004	2.9601	102

4.1.3.4.11 *Chaetostoma sp. 2* - Albina carraca Villavicencio (ojo grande).

Rango de tallas	29- 107mm Ls	Talla media de captura	54mm Ls (EE: 0.67)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.0663	290

4.1.3.4.12 *Hypancistrus inspector* Armbruster, 2002 - Cucha punto de oro falsa. Snowball pleco.

Rango de tallas	32.5- 89.5mm Ls	Talla media de captura	49.13mm Ls (EE: 0.46)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1852	166
2014	Isométrico 95%		0.00002	3.1062	226
General	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1839	398

4.1.3.4.13 *Leporacanthicus galaxias* Isbrücker & Nijssen, 1989 - Cucha vampiro. Galaxy pleco.

Rango de tallas	36- 46mm Ls	Talla media de captura	86.13mm Ls (EE: 3.76)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00002	3.0678	46
2014	Isométrico 95%		0.00003	3.0223	24
General	Isométrico 95%		0.00002	3.0481	74

4.1.3.4.14 *Leporacanthicus triactis* Isbrücker, Nijssen & Nico, 1992 - Cucha bandera, Three beacon pleco.

Rango de tallas	28.5- 158.5mm Ls	Talla media de captura	56.47mm Ls (EE: 2.38)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00002	3.0678	46
2014	Isométrico 95%		0.00003	3.0223	24
General	Alométrico positivo 95%		0.000008	3.2887	96

4.1.3.4.15 *Leporacanthicus sp.* - Cucha chenguele negra.

Rango de tallas	33- 123mm Ls	Talla media de captura	61.6mm Ls (EE: 2.97)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00002	3.1072	21

4.1.3.4.16 *Panaque nigrolineatus* (Peters, 1877) - Real de línea. Royal pleco.

Rango de tallas	29- 79mm Ls	Talla media de captura	66.33mm Ls (EE: 1.58)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1954	52
2012	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1584	203
2013	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1197	371
2014	Alométrico positivo 95%		0.000007	3.3928	33
General	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1401	659

4.1.3.4.17 *Panaque sp.* - Real de punto

Rango de tallas	32.5- 317.5mm Ls	Talla media de captura	90.25mm Ls (EE: 2.91)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.2425	25
2012	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1657	40
2013	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.0945	294
2014	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1756	122
General	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1465	481

4.1.3.4.18 *Panaque titan* Lujan, Hidalgo & Stewart, 2010 - Real verde, Real royal.
Shampupa royal pleco.

Rango de tallas	47.5 - 108mm Ls	Talla media de captura	62mm Ls (EE: 1.86)		
Año	Tipo de crecimiento		A	b	n
2011	Isométrico 95%		0.00002	3.1268	25

4.1.3.4.19 *Pseudancistrus sidereus* Armbruster, 2004 - Cucha punto de oro alargada

Rango de tallas	27.5- 137.5mm	Talla media de captura	60.36mm EE: 2.29		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.0843	125

4.1.3.4.20 *Pseudolithoxus anthrax* (Armbruster & Provenzano, 2000) - Cucha diamante plana, Flyer cat.

Rango de tallas	35.5- 135.5mm Ls	Talla media de captura	74.01mm Ls(EE: 1.89)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.0787	95
2014	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1368	91
General	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1123	195

4.1.3.4.21 *Pseudolithoxus tigris* (Armbruster & Provenzano, 2000) - Tigrini

Rango de tallas	26.5- 77.5mm Ls	Talla media de captura	46.51mm Ls (EE: 0.56)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Isométrico 95%		0.00003	2.9768	30
2013	Alométrico negativo 95%		0.0018	1.7497	107
2014	Alométrico negativo 95%		0.00008	2.6506	133
General	Alométrico negativo 95%		0.0006	2.1202	268

4.1.4 Familia Pseudopimelodidae

Con la información disponible de esta familia no se pudo realizar una evaluación biológico - pesquera completa de la especie. Por lo tanto, sobre la base

de estadística descriptiva se obtuvo la siguiente información.

4.1.4.1 *Batrochoglanis raninus* (Valenciennes, 1840) - Pacamú negro, Bumblebee Jelly Catfish.

Rango de tallas	37.5- 79.5mm Ls	Talla media de captura	48.6mm Ls (EE: 2.61)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00003	2.9489	14

4.1.5 Familia Ariidae

La única especie estudiada de la familia no contó con suficientes datos para hacer una evaluación biológico pesquera completa, por lo que se utilizó la estadística descriptiva para obtener información: que determina de manera preliminar un aparente cambio en el tipo de crecimiento, Aunque hay factores inherentes a las condiciones del muestreo, rangos de tallas en ellos, áreas de

muestreo, entre otros, también es posible que la especie se adapte mediante cambios en su metabolismo que pueden darse por cambios en las condiciones ambientales (Ej. tróficas) de su distribución. Se sugiere hacer un estudio más detallado del tema a través de monitoreos secuenciales estructurados.

4.1.5.1 *Sciades seemanni* (Günther, 1864) - Tiburoncito, Colombian Shark Catfish.

Rango de tallas	42- 86mm Ls	Talla media de captura	54.99mm Ls (EE: 0.36)		
Año	Tipo de crecimiento		a	B	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.00006	3.3052	189
2013	Alométrico negativo 95%		0.00004	2.7811	253

4.1.6 Familia Doradidae

No se contó con suficientes datos para hacer una evaluación biológico pesquera completa. Con la estadística descriptiva se pudo establecer alguna información básica para las diferentes especies

que se presenta a continuación. Se sugiere hacer estudios detallados de la relación longitud peso con monitoreos secuenciales estructurados.

4.1.6.1 *Platydoras armatulus* (Valenciennes, 1840) - Dora de raya Orinoco, Humbug Catfish.

Rango de tallas	36.5 117.5mm Ls	Talla media de captura	63.93mm Ls (EE: 0.71)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.5419	23
2012	Alométrico positivo 95%		0.000004	3.4198	90
2013	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.2018	189

4.1.6.2 *Platydoras hancockii* (Valenciennes, 1840) - Dora marbel, Longnose Dora.

Rango de tallas	38- 76mm Ls	Talla media de captura	57.17mm Ls (EE: 0.51)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00003	2.9888	64
2014	Alométrico negativo 95%		0.0001	2.6521	104

4.1.6.3 *Scorpiodoras heckelii* (Kner, 1855) - Sierra.

Rango de tallas	29- 53mm Ls	Talla media de captura	38.45mm Ls (EE: 0.45)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.00004	2.9262	152

4.1.7 Familia Auchenipteridae

No hubo datos suficientes para hacer una evaluación biológico pesquera completa. Con la estadística descriptiva se pudo establecer una información básica para la única especie de esta familia.

4.1.7.1 *Asterophysus batrachus* Kner, 1858 - Tongolino, Gulper Catfish.

Rango de tallas	32.5- 237.5mm Ls	Talla media de captura	88.58mm Ls (EE: 3.28)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.2423	17
2013	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.0673	105
2014	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.2818	50

4.2 ORDEN CHARACIFORMES

4.2.1 Familia Anostomidae

4.2.1.1 *Leporinus fasciatus* (Bloch, 1794) - Leporino rayado, Banded leporinus, Black-banded leporinus.



Se distribuye en la cuenca del Amazonas pero se registran en la Orinoquia; ampliamente distribuido en suramerica desde el río Orinoco hasta el río de la Plata; se alimenta de material vegetal, insectos y se consideraw omnivora (Silva-Goyeneche *et al.* 2001); la especie puede reproducirse en la épocas de lluvias (Sanabria *et al.*, 2007).

La distribución de frecuencias de tallas observo un rango de tallas entre 21 y 125mm Ls, y las mayores frecuencias se agruparon entre 29 y 50 mm Ls; Silva-Goyeneche *et al.* (2001) encontró un rango de tallas entre 25 y 220 mm Ls (n = 96). Se observó una distribución similar a la de tipo normal aunque ligeramente sesgada ejemplares más pequeños (Fig. 120). La **TMC general** fue de 47.7mm Ls.

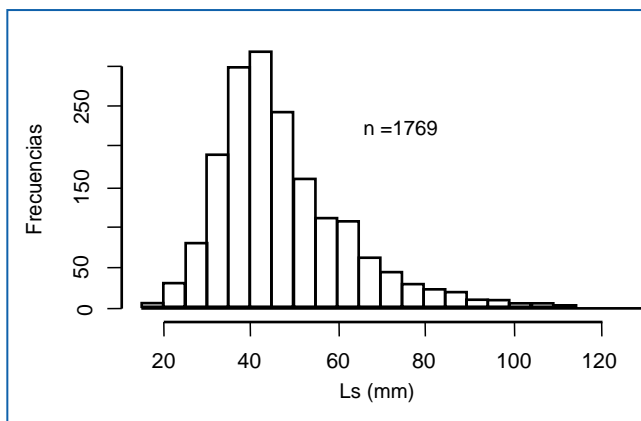


Figura 120. Distribución de frecuencias de talla para *L. fasciatus*.

En las frecuencias de tallas por mes se observó una predominancia de tallas menores a 50 mm Ls en casi todos los meses lo que indica que las áreas de pesca se caracterizan por este tipo de ejemplares.

La **TMC por mes** encontró que para junio de 2013 se registra el valor máximo (117mm Ls) y al siguiente mes se registra el valor mínimo (28 mm Ls). En el resto de los meses las capturas están entre los 40 y 60 mm Ls o cercanos a este rango (Fig. 121). Dado lo estrecho de los errores estándar, es posible que se esté dando una pesca dirigida a ciertas tallas en algunos meses, aunque la diferencia entre junio y julio puede hacer pensar que se capture lo que se encuentra en ese momento.

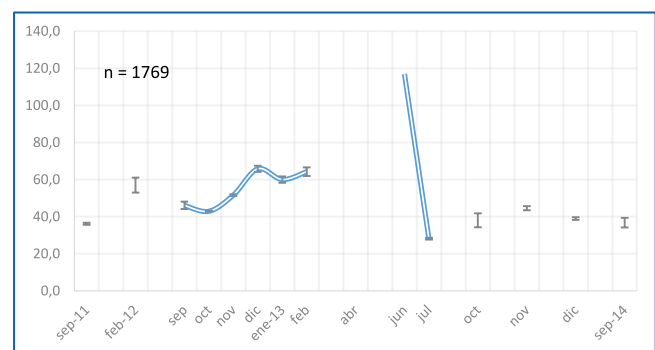


Figura 121. Talla media de captura por mes para *L. fasciatus* entre septiembre de 2011 y septiembre de 2014.

La relación longitud – peso determino un crecimiento de tipo isométrico ($P>0.05$), lo que permite determinar que el recurso tiene proporcionalmente la misma forma de adquirir peso y talla (Fig. 122).

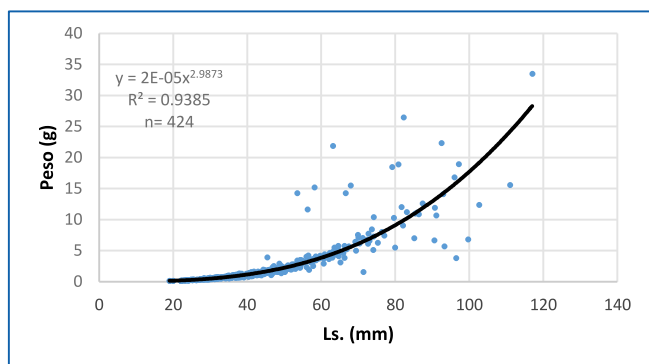


Figura 122. Relación longitud - peso para *L. fasciatus*

No fue posible construir un modelo con los IGS pues su estructura no reconoció las bases mínimas para su uso. Por el mismo motivo no fue posible establecer una TMM, de tal manera que la única aproximación a los aspectos reproductivos de la especie se realiza de manera indirecta con el modelo de patrón de reclutamiento.

El **patrón de reclutamiento** mostró un solo pulso con un máximo en julio – septiembre, que preliminarmente se puede atribuir a eventuales meses de desove (Fig. 123).

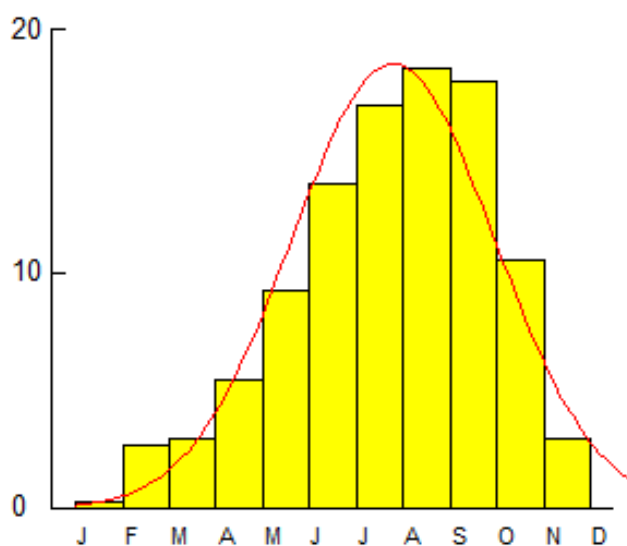


Figura 123. Patrón de reclutamiento para *L. fasciatus*

El **factor de condición** mostro una desviación explicada de 66% con un valor máximo en febrero de 2013, que es el mayor bienestar encontrado para la especie. El análisis de densidades probabilísticas observó un bienestar en casi todas las tallas para febrero.

El análisis de **crecimiento** estimo la longitud asintótica (L) por varios modelos encontrando valores entre 132.5 y 160mm s; para la tasa metabólica de crecimiento (k) hubo variaciones entre 0.1 y 1. Por estadística descriptiva y con base en la funcionalidad biológica, se consideró que el modelo mejor ajustado era el de ELEFAN oscilación de Pauly (OP) con $L = 144.89$ mm Ls, y $k = 0.41$ años⁻¹, dados por la ecuación:

$$I_t = 144.89(1 - e^{-0.41((t+0.57)-0.0165\sin 2\pi(t-0.25))})$$

Estos parámetros permiten ver que la tasa metabólica de crecimiento de esta especie es un poco lenta si se compara con otros recursos analizados, e indica que las tallas mayores son alcanzadas después del tercer año.

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** se estimó con modelos analíticos con resultados de $Z = 2.23$ años⁻¹, (C.I. = 2.08 – 2.39) (curva de captura linealizada) y $Z = 4.98$ años⁻¹, (C.I. = 4.802 – 5.158) (Jones) los cuales fueron estadísticamente diferentes entre si. Con modelos empíricos, los resultados fueron $Z = 3.138$ años⁻¹ (Beverton y Holt), $Z = 3.128$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), $Z = 0.554$ años⁻¹ (Hoenig variante M1), $Z = 0.389 \pm 0.194$ años⁻¹ (Hoenig, variante M2); los dos primeros modelos son muy cercanos pero el tercero difiere de estos. Después de evaluar las consideraciones estadísticas de sus cálculos y revisar los aspectos teóricos, se consideró que el valor más aceptable fue de $Z = 3.128$ años⁻¹.

La **mortalidad natural (M)** observo la mejor estimación con el modelo de Rikhter y Efanov ($M = 0.8$ años⁻¹) y la **mortalidad por pesca** se estimó en $F = 2.3$ años⁻¹; estos valores se utilizaron para estimar una **tasa de explotación** $E = 0.74$ que indica un recurso sobreexplotado.

El análisis de población virtual pudo visualizar que la actividad pesquera comienza en tallas pequeñas llegando a un máximo alrededor de 45mm Ls., luego desciende gradualmente manteniéndose en niveles relativamente altos para dar un pico en tallas mayores que casi no son representativas de las capturas (124). Con base en estos resultados se hizo el cálculo de la edad relativa de primera captura $t_c = 0.532$ años (29 mm Ls.), el tiempo que la especie recibe la presión de la pesca $t = 3.5$ años, la edad máxima $t_{max} = 7.9$ años (140 mm Ls.), y la proporción porcentual de la vida que el recurso es capturado $\%t = 44.3\%$.

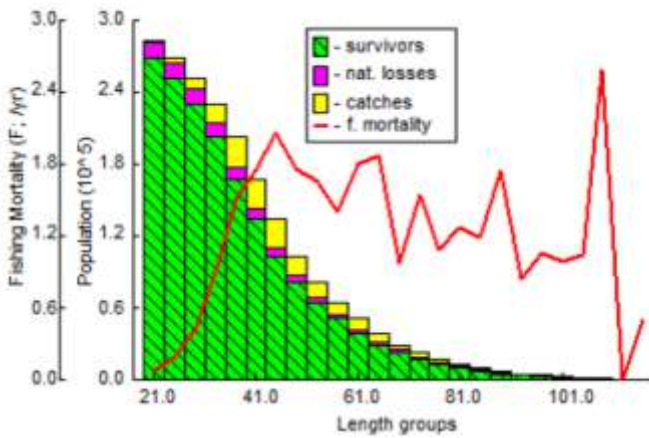


Figura 124. Análisis de población virtual para *L. fasciatus*

El modelo de Thompson y Bell permitió concluir que la pesquería alcanzó su máximo nivel de aprovechamiento (Fig. 125, flecha vertical). El modelo estimó un RMS de 27090 ejemplares/año.

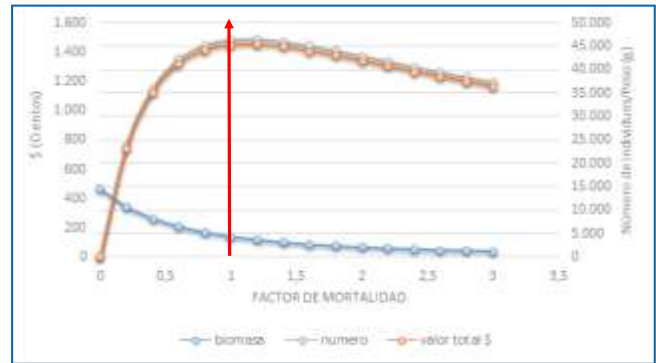


Figura 125. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *L. fasciatus*

El análisis de la tasa de explotación ($E = 0.74$), tallas de captura relativamente pequeñas y por lo tanto una mortalidad por pesca que comienza en esas tallas (APV), en general, un porcentaje de la vida de la especie en la pesquería inferior al 50%, y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de aprovechamiento sostenible, se puede concluir con base en aspectos biológico pesqueros que la especie tiene un aparente equilibrio en su pesquería con tendencia hacia la sobreexplotación. Se desconocen sin embargo sus aspectos reproductivos, por lo que es necesario desarrollar estudios este tema para completar el conocimiento de la biología pesquera de la especie. Si se decide optar por una cuota en el manejo, se sugiere tener en cuenta el RMS estimado en el presente trabajo, como un punto de referencia límite de manejo. La tabla 16 resume los resultados principales para la especie.

Tabla 16: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
21-125		47.7	3.0		144.9	0.41	-0.57	1	3.1	0.8	2.3	0.74	27090

4.2.1.2 *Abramites hypselonotus* (Günther, 1868) - Abramites, Marbled headstander.

Rango de tallas	41.5- 113.5mm Ls	Talla media de captura	74.33mm Ls (EE: 1.27)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00002	3.0249	32
2014	Alométrico positivo 95%		0.000016	3.1612	59

4.2.1.3 *Anostomus anostomus* (Linnaeus, 1758) - Anostomo rayado, Striped headstander.

Rango de tallas	28.5- 46.5mm Ls	Talla media de captura	36.24mm Ls (EE: 0.52)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico		0.000004	3.3336	41

4.2.1.4 *Anostomus ternetzi* Fernández-Yépes, 1949 - Anostomo común.

Rango de tallas	30- 46mm Ls	Talla media de captura	38.1mm Ls (EE: 1.05)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico		0.000008	3.1151	17

4.2.1.5 *Laemolyta taeniata* (Kner, 1858) - Lisa común.

Rango de tallas	47- 77mm Ls	Talla media de captura	58.5mm Ls (EE: 1.27)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.0002	2.4418	39

4.2.1.6 *Leporinus desmotes* Fowler, 1914 - Leporino bilineado.

Rango de tallas	22- 56mm Ls	Talla media de captura	31.75mm Ls (EE:0.35)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Isométrico 95%		0.00001	3.157	24
2013	Isométrico 95%		0.00002	2.9596	82

4.2.1.7 *Leporinus friederici* (Bloch, 1794) - Leporino friderici, Three spot leporinus.

Rango de tallas	25.5- 136.5mm Ls	Talla media de captura	48.34mm Ls (EE: 2.35)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00002	3.1239	61

4.2.2 Familia Chalceidae

Las especies que pertenecen a esta familia no presentaron un número de registros importantes que permitieran la realización de un estudio de su dinámica poblacional, pero con los datos obtenidos se elaboró estadística descriptiva con la

cual se pudo determinar que su comportamiento fisiológico que determina el tipo de crecimiento tuvo variaciones entre las diferentes formas establecidas desde el alométrico negativo hasta el positivo.

4.2.2.1 *Chalceus erythrurus* (Cope, 1870) - Ararí de punto, coli rojo de punto, Tucan fish.

Rango de tallas	76- 116mm Ls	Talla media de captura	92.36mm Ls (EE: 1.85)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2014	Isométrico 95%		0.00003	2.9702	19

4.2.2.2 *Chalceus macrolepidotus* Cuvier, 1818 - Ararí plateado, ararí colimorado, Pinktail, chalceus.

Rango de tallas	57- 107mm Ls	Talla media de captura	83.22mm Ls (EE: 0.63)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.4467	27
2012	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.0619	89
2013	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.4223	110
2014	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.0949	22

Maldonado-Ocampo *et al.* (2001) reporto hábitos alimenticios con material vegetal, insectos y peces para esta especie.

4.2.2.3 *Chalceus epakros* Zanata & Toledo-Piza, 2004 - Ararí de línea, coli rojo de línea.

Rango de tallas	24- 104mm Ls	Talla media de captura	82.45mm Ls (EE: 0.99)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.000004	3.3395	29
2013	Alométrico negativo 95%		0.00002	2.9693	128

4.2.3 Familia Characidae

4.2.3.1 *Hemigrammus bleheri* Géry y Mahnert, 1986 - Naríz de borracho, Tetra, Brillante, Firehead Tetra, Rummy Nose Tetra.



Se distribuye en la cuenca del Orinoco; se distribuye en las cuencas de los ríos Negro (Brasil) y Meta (Colombia) (Beheregaray *et al.*, 2005; Froese & Pauly, 2015; este estudio). Los registros muestran que la especie es omnívora e incluye algas, vegetales, anélidos y pequeños crustáceos (Sanabria *et al.*, 2007). A pesar de ser una especie muy importante en la pesquería de ornamentales es muy poco lo que se conoce de ella; Beheregaray *et al.* (2005) describieron micro satélites de ADN encontrando una alta variabilidad de marcadores genéticos.

La distribución de frecuencia de tallas (Fig. 126) observo un **rango de tallas** entre 15,5 y 35,5 mm Ls, con los mayores registros entre 24 y 30 mm Ls. La distribución tiene una tendencia hacia el comportamiento normal con tendencia hacia las tallas mayores. La **TMC general** fue de 26,5mm Ls. Igualmente se estructuró la distribución de tallas mes a mes permitió observar que en los primeros cinco meses las tallas capturadas fueron más grandes y luego disminuyeron en los meses siguientes.

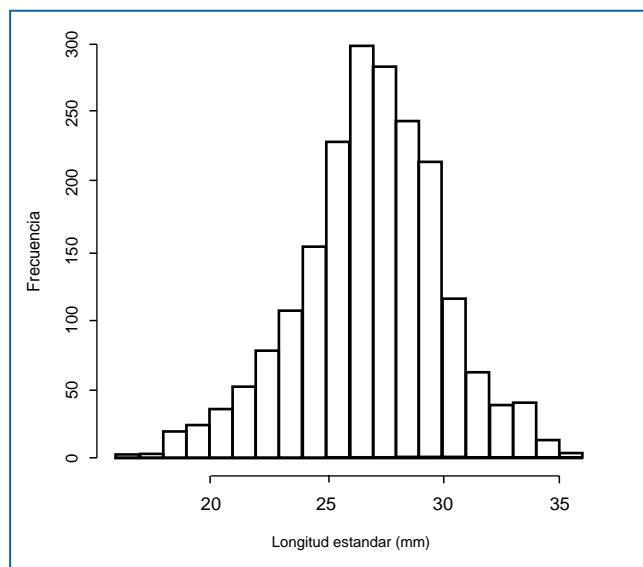


Figura 126. Distribución de frecuencia de tallas para *H.bleheri*.

La **TMC por mes** (Fig. 127) observó como la TMC oscila de mes a mes teniendo picos altos y bajos en los años muestreados. Los máximos fueron entre 28 y 30 mm Ls en el 2013 y los mínimos entre 23 y 24 mm Ls, entre septiembre y octubre, lo que puede indicar preliminarmente que en estos meses se observa un reclutamiento de la especie a la pesquería. La oscilación también permite inferir que la pesquería captura lo que se encuentra disponible en el medio y no hay un direccionamiento hacia tallas específicas.

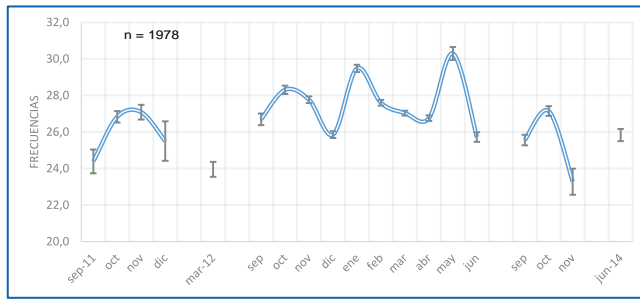


Figura 127. Talla media de captura por mes para *H.bleheri* entre septiembre de 2011 y junio de 2014.

El análisis de la **relación longitud-peso** (Fig. 128) mostró que el año 2013 es el más representativo, en él se manifiesta un crecimiento de tipo alométrico ($P > 0.05$). El análisis de esta relación año a año permitió ver que hubo diferencias entre año a año, en donde para el 2012 fue de tipo isométrico, dada por la ecuación:

$$Pt = 3E-05 * Ls^{2.9224} (P > 0.05, R^2 = 0.759, n = 477)$$

Los análisis para 2011 y 2014 tuvieron poca información lo que no permitió que fueran concluyentes; aunque este análisis pudo estar influenciado por zonas y condiciones del muestreo

y la estructura de los datos para cada año, también es posible que esta variación en el tipo de crecimiento esté relacionada con cambios fisiológicos producidos por cambios ambientales.

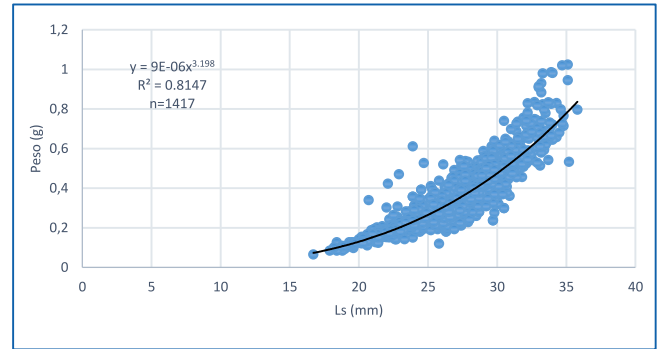
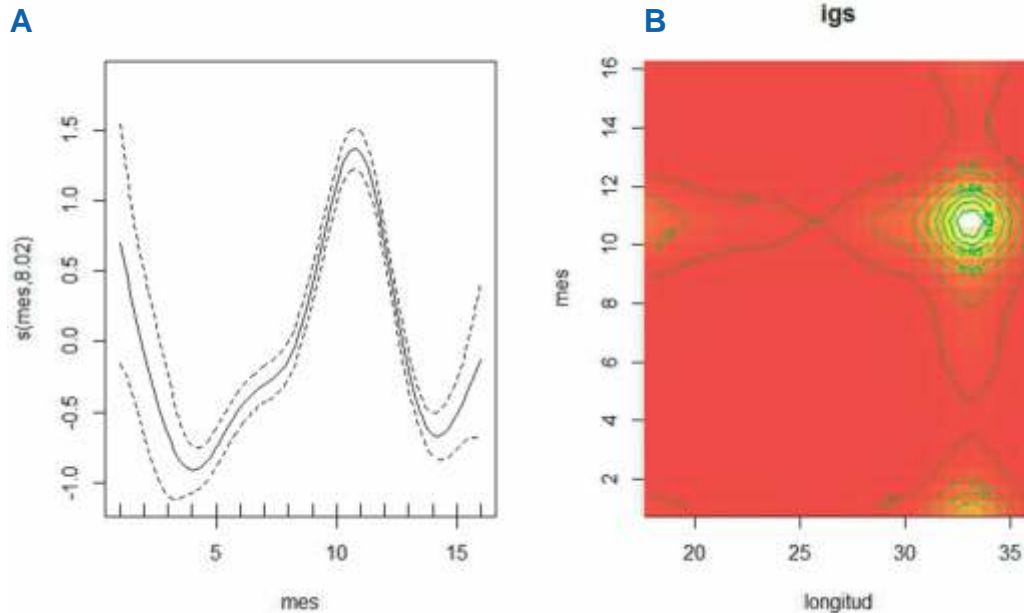


Figura 128. Relación longitud - peso de *H. bleheri*

El **IGS** mostro una desviación explicada del 67.4%. Se presentó un pico en junio de 2013, que corresponde a un claro periodo de madurez sexual, aunque no se pudo tener referentes de los otros años para este mes, se asume que la especie presenta su estado de madurez hacia mediados del año (Fig. 129 A, mes 11). El análisis de densidades probabilísticas observo que las longitudes con IGS más altos estuvieron entre 30 y 35mm Ls (Fig. 129 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Mes	mar-12	sep-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	sep-13	oct-13	nov-13	jun-14

Figura 129 Comportamiento del IGS de *H. bleheri*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** fue de 25.8mm Ls, que frente a la TMC (26.5mmLs), indica que la pesquería no está presionando el potencial reproductivo de la especie (Fig. 130).

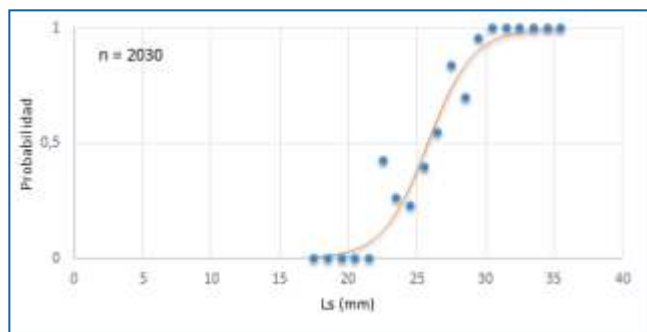


Figura 130. Talla mediana de madurez sexual para *H. bleheri*

El **patrón de reclutamiento** mostró que el recurso presenta dos periodos de pico, uno menor en febrero y otro mayor en junio – julio; el segundo tiene una coincidencia con los valores más altos encontrados en el IGS, por lo que se puede decir que la especie tiene un periodo de reproducción a mediados del año (Fig. 131).

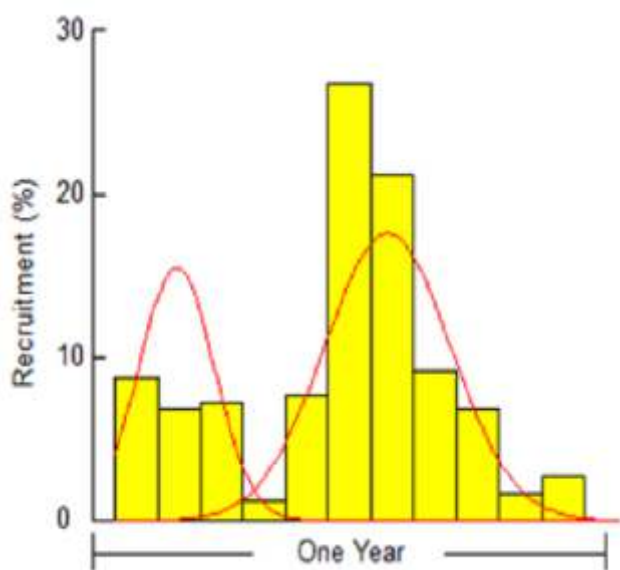


Figura 131. Patrón de reclutamiento para *H. bleheri*.

El **factor de condición**, con una desviación explicada del 83.5%, permitió estimar que el mes de noviembre de 2011, presentó el más alto nivel. El factor baja en los siguientes años pero tiene

picos más bajos a comienzos y finales del, año aunque el análisis de densidad probabilística muestra una buena condición en todas las tallas el mes mencionado.

El análisis de crecimiento mostró estimaciones de longitud asintótica (L_{∞}) de 33.1 a 60mm Ls., y una tasa metabólica de crecimiento (k) entre 0.5 y 0.9. Desde la estadística descriptiva y la condición biológica de la especie se concluyó que el modelo de crecimiento SLCA explica mejor al crecimiento de la especie con $L_{\infty} = 41.38$ mm Ls y $k = 0.5$ año⁻¹, dados por la ecuación:

$$L_t = 41.38(1 - e^{-0.5(t+0.32)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** se estimó con modelos analíticos teniendo como resultados $Z = 2.13$ año⁻¹ (C.I. = 0.1 – 4.16) (curva de captura linealizada) y $Z = 5.269$ año⁻¹, (C.I. = 4.901 – 5.636) (Jones y van Zalinge), que son diferentes entre sí. Los modelos empíricos mostraron a $Z = 14.88$ año⁻¹ (Beverton y Holt) y $Z = 14.87$ año⁻¹, (Ault & Erhardt); aunque los modelos son similares entre sí, difieren significativamente de los analíticos, y estos valores no son realistas pues el recurso desaparecería muy rápido (Sparre & Venema, 1997), por lo que se descartaron. Se consideró que la mejor estimación fue la de la curva de captura linealizada.

La **mortalidad natural (M)** se estimó en $M = 0.98$ años⁻¹, la **mortalidad por pesca $F = 1.15$** , y con todos estos valores se estimó una **tasa de explotación $E = 0.54$** que indica una especie en estado de equilibrio.

El análisis virtual de la población indicó que F se intensifica sobre ejemplares a partir de 24.5 mm Ls, llegando a un pico en los 29.5 mm Ls para disminuir y luego volver a subir a un pico máximo en los 33.5 mm Ls. (Fig. 132). Así mismo se pudo estimar la edad relativa de primera captura es de $t_c = 1.37$ años⁻¹ (20.5 mm Ls), un periodo de vida a la cual la especie está sometida a la pesquería de $t = 2.22$ años⁻¹, una edad máxima $t_{max} = 6.32$ años⁻¹ (39.67 mm Ls.), que permitió estimar el porcentaje de la vida que la especie está sometida a la pesca de $\%t = 35$.

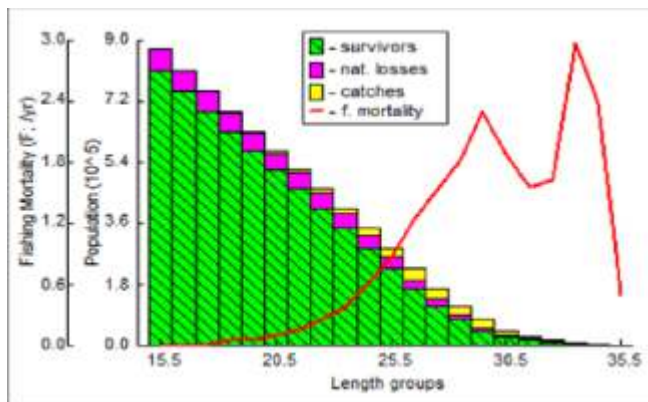


Figura 132. Análisis de población virtual para *H. bleheri*

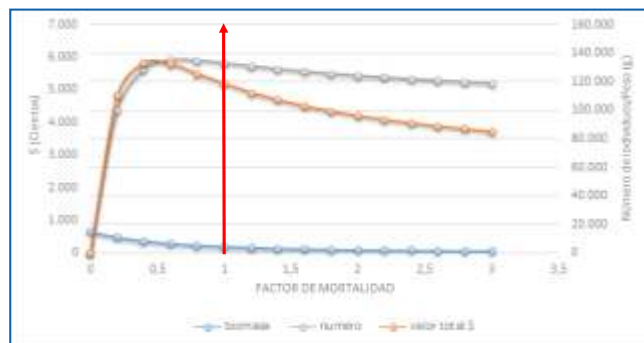


Figura 133. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *H. bleheri*.

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell** permitió observar que los rendimientos tanto económicos como pesqueros ya fueron sobrepasados (Fig. 133, flecha vertical) por lo que se considera que el recurso debe ser vigilado detenidamente para no tener problemas serios en su equilibrio. Se estimó además un **RMS** de 55 490 ejemplares/año.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E = 0.54$), la comparación entre la TMM y la TMC que no representa peligro para su capacidad reproductiva, un IGS con valores máximos en junio en tallas mayores, una

mortalidad por pesca que comienza a presionar el recurso en medianas a mayores (APV), un porcentaje de la vida de la especie inferior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de equilibrio, se puede concluir sobre la base de los aspectos biológico - pesqueros que la especie se encuentra en un sobre aprovechamiento, sin que su potencial reproductivo presente una amenaza por la pesquería. Si se decide por una cuota como medida de manejo, se sugiere que este **RMS** se tenga en cuenta como un punto de referencia limite. La tabla 17 resume los resultados principales para la especie.

Tabla 17: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
15.5 - 35.5	3.1	26.5	25.8	30-35	41.3 8	0. 5	- 0.3 2	2	2.1 3	0.9 8	1.1 5	0.5 4	55 490

4.2.3.2 *Paracheirodon axelrodi* (Schultz, 1956) - cardenal, cardenal tetra, neón.
Cardinal tetra.



Se encuentra en la parte alta del río Orinoco y el río negro, se alimenta de detritos, algas, semillas, rotíferos, cladóceros e insectos (Sanabria *et al - Eds-*, 2007). A pesar de ser una especie muy estudiada, los aspectos que tienen que ver con su biología pesquera no han sido evaluados. Dentro de los estudios que se han realizado para la especie se cuentan los dirigidos a análisis genéticos y moleculares (Beheregaray *et al.*, 2004; Cooke & Beheregaray, 2007; Harris & Petry, 2001), Histología y morfometría del ojo (Tovar, 2008) y tracto digestivo (Gómez-Ramírez *et al.*, 2011), biología reproductiva y desarrollo embrionario (Anjos & Anjos, 2006), espectro alimentario en su hábitat natural (Walker, 2004; Marshall *et al.*, 2008), filogeografía (Cooke *et al.*, 2009), ecología (Geisler, 1986) (Amézquita *et al.*, 1996), morfometría y topología del cerebro (Obando-Bulla *et al.*, 2013), tolerancia a la temperatura, pH y nitritos (Ragonha de Oliveira *et al.*, 2008) y finalmente su parasitología (Tavares-Dias *et al.*, 2009).

La distribución de frecuencia de tallas presentó un **rango de tallas** entre 10.5 y 28.5 mm Ls; las tallas se distribuyeron en casi todos los grupos de tallas con un pequeño pico tallas pequeñas entre los 14 y 15 mm Ls un más grande entre 20 y 24 mm Ls (Fig. 134). La **TMC general** fue de 20 mm de Ls. La distribución de tallas por mes mostraron un comportamiento particular en donde en los primeros 8 meses las tallas fueron estables pero en el resto de los meses predominaron ejemplares pequeños, lo que parece mostrar que las poblaciones se renuevan anualmente.

La **TMC por mes** mostró que hay máximos valores en julio de 2013 y 2014 y valores mínimos en diciembre de 2011, abril de 2013 y octubre de 2014. Aunque los resultados dependen del lugar de muestreo, se puede inferir que hay ciertos ciclos de reclutamiento a la pesquería hacia finales del año. (Fig 135).

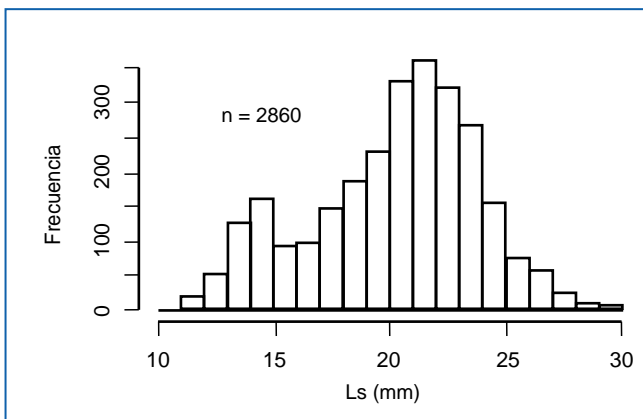


Figura 134. Distribución de frecuencia de las tallas para *P. axelrodi*.

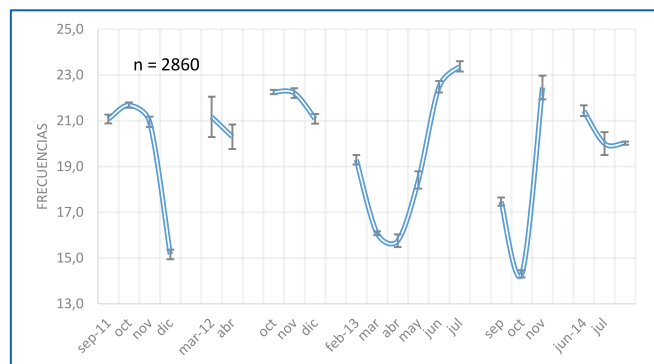


Figura 135. Talla media de captura por mes para *P. axelrodi* entre septiembre de 2011 y octubre de 2014.

Los resultados de la relación longitud – peso permitieron observar año a año cambios en el tipo de crecimiento. Se tomó como referencia general para la especie el año 2013 (Fig. 136) en donde se obtuvo un crecimiento de tipo isométrico ($P > 0.05$), lo cual también se dio para el 2012. Las relaciones para otros años estuvieron dadas por las siguientes ecuaciones:

- 2011: $Pt = 6E-05 * Ls^{2.6579}$ ($P < 0.05$, $R^2 = 0.8421$, $n = 884$, alométrico)
- 2012: $Pt = 2E-05 * Ls^{3.0477}$ ($P > 0.05$, $R^2 = 0.7646$, $n = 672$, isométrico)
- 2014: $Pt = 4E-06 * Ls^{1.0477}$ ($P > 0.05$, $R^2 = 0.9653$, $n = 220$, alométrico)

Aunque pudo haber diferentes condiciones de muestreo en los diferentes años, áreas, y número de datos, entre otros, también es posible que la fisiología de la especie haya cambiado el tipo de crecimiento frente a diferentes condiciones ambientales.

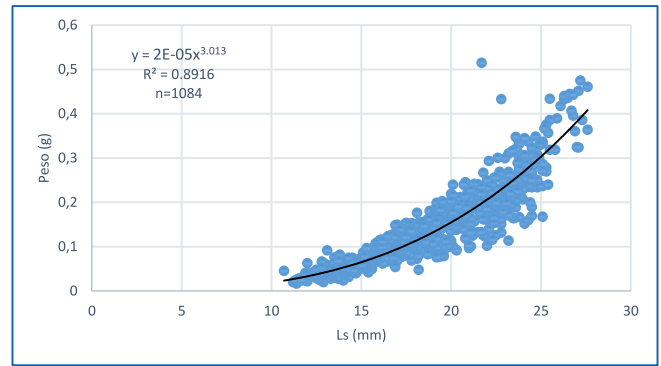
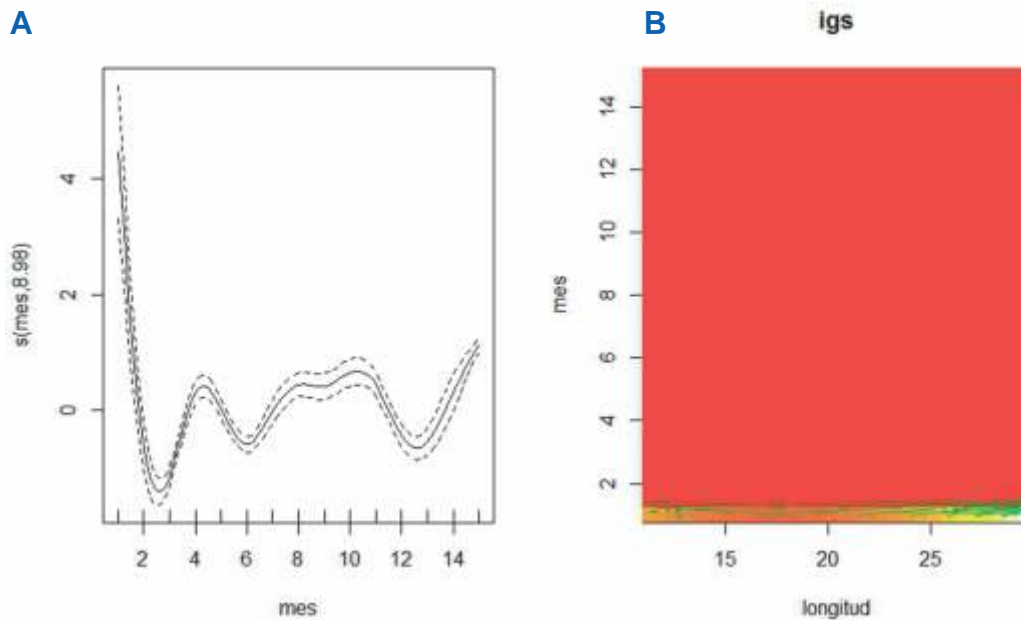


Figura 136. Relación longitud - peso de *P. axelrodi*.

El análisis del IGS tuvo una desviación explicada fue de 41.7%, con valor máximo en marzo de 2011 (Fig. 137 A, mes 1), y otros secundarios en noviembre de 2012 (Fig. 137 A, mes 5) y junio de 2013 y 2014 (Fig. 137 A, mes 10 y 15). El análisis de densidades probabilísticas muestra altos valores en marzo 2013 en todas las tallas (Fig. 137 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Mes	mar-12	abr-12	oct-12	nov-12	dic-12	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	jun-14

Figura 137. Comportamiento del IGS de *P. axelrodi*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** fue de 16 mm Ls, que comparado con la TMC (20mm Ls) indica que la pesquería no representa peligro para el potencial reproductivo de la especie (Fig. 138).

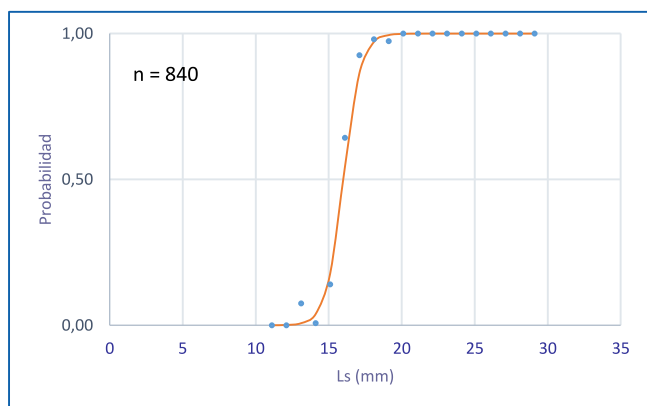


Figura 138. Talla mediana de madurez sexual para *P. axelrodi*.

El patrón de reclutamiento presentó un solo pulso con un valor máximo en mayo - junio, que está algo desfasado con lo encontrado en el IGS para los dos primeros picos (marzo y noviembre), pero coincidente con los picos de mitad de año en junio de 2013 y 2014. (Fig. 139).

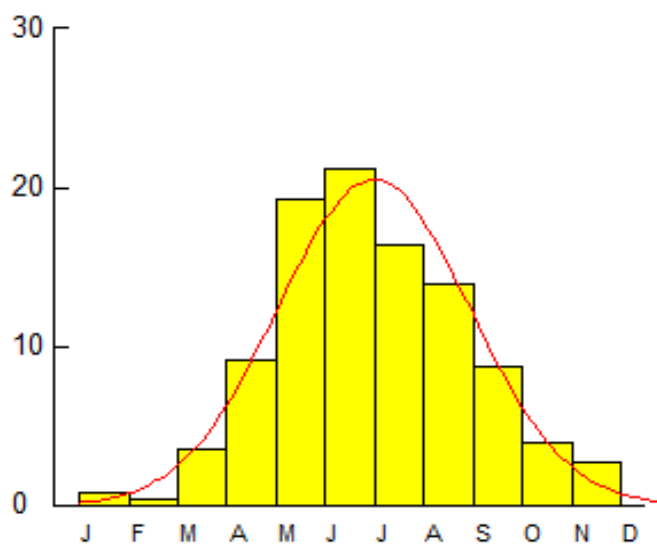


Figura 139. Patrón de reclutamiento para *P. axelrodi*

El **factor de condición** tuvo una desviación explicada de 73.4% con máximos valores en noviembre de 2011, febrero de 2013 y noviembre de 2014. El análisis de densidades probabilísticas mostró que la salud del recurso se presenta en todas las tallas con énfasis en los individuos pequeños en los meses considerados anteriormente.

El **análisis de crecimiento** estimó con diferentes modelos valores de longitud asintótica (L_{∞}) entre 33.09 y 40.24mm Ls, y una tasa metabólica de crecimiento (k) entre 0.2 y 1.5. Con una revisión de las estadísticas y criterios de la biología de la especie, se consideró que el mejor modelo fue el de ELEFAN con $L_{\infty} = 40.24$ mm Ls y $k = 0.75$ años⁻¹, dados por la ecuación de crecimiento:

$$L_t = 40.24(1 - e^{-0.75(t+0.32)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimada con modelos analíticos dio como resultados $Z = 2.11$ años⁻¹, (C.I. = 1.74 – 2.47) (curva de captura linealizada) y $Z = 5.74$ años⁻¹, (C. I. = 5.289 – 6.22) (Jones), los cuales son estadísticamente diferentes entre sí. Con los modelos de tipo empírico los resultados fueron $Z = 0.933$ años⁻¹ (Beverton y Holt), $Z = 0.843$ años⁻¹ (Ault & Erhardt), $Z = 0.552$ (Hoenig variante M1), y $Z = 0.255 \pm 0.164$ años⁻¹, (Hoenig variante M2), siendo todos estadísticamente diferentes entre sí también. Teniendo en cuenta la información estadística y la condición biológica de la especie, se consideró que el modelo que más se ajusta es el de $Z = 2.11$ años⁻¹.

La estimación más ajustada de la **mortalidad natural (M)** fue el modelo de Pauly con $M = 0.92$ años⁻¹; la **mortalidad por pesca** se estimó en $F = 1.2$, y con todos estos valores se pudo estimar una **tasa de explotación** $E = 0.57$ que indica un recurso con una pesquería sostenible en equilibrio, con signos leves de comenzar a entrar en una fase de sobreexplotación.

El análisis de población virtual (Fig. 140) mostró como la pesquería actuó principalmente sobre tallas medianas y grandes, y poco en tallas pequeñas. Con la información obtenida del análisis se calculó la $t_c = 1.18$ años (13.5 mm Ls), la $t = 4.02$ años, la $t_{max} = 5.2$ años (29.5 mm Ls). Con estos datos se determinó la proporción de la vida de la especie en que la pesquería actúa sobre las poblaciones naturales en $\%t = 77.3$.

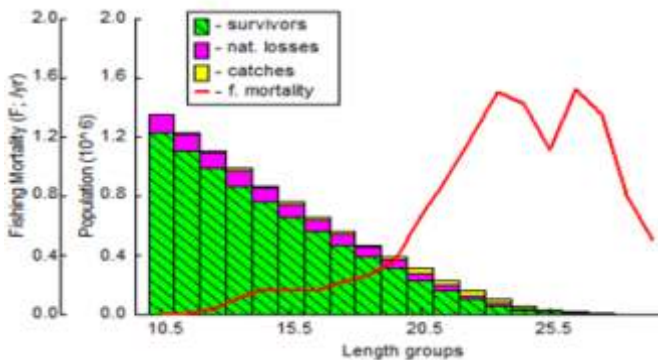


Figura 140. Análisis de población virtual para *P. axelrodi*.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la tasa de explotación $E = 0.57$, que muestra que se ha sobrepasado ligeramente el aprovechamiento sostenible, la comparación entre la TMM y la TMC que muestra que no hay una amenaza al potencial reproductivo de la especie, altos valores del IGS con una amplia distribución en las tallas, una presión de la pesquería en tallas medianas a mayores, y un modelo bioeconómico que confirma que se ha sobrepasado ligeramente el punto máximo de aprovechamiento sostenible, tanto

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell muestra que se sobrepasaron ligeramente los niveles máximos biológicos y económicos (Fig. 141, flecha vertical) El modelo estimó además un **RMS** de 5 369 611 ejemplares/año.

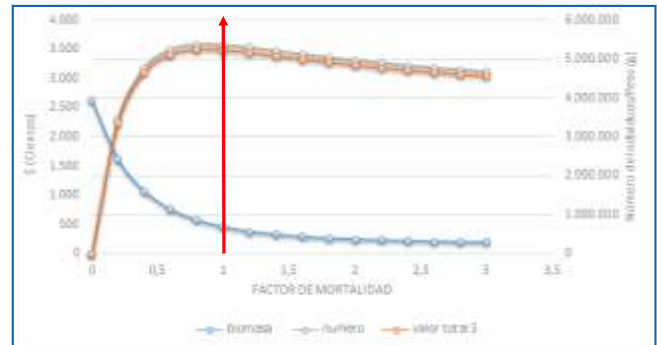


Figura 141. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *P. axelrodi*

biológico como económico, se puede concluir con base en el análisis de estos parámetros biológico pesqueros que la especie requiere medidas de manejo que regulen el esfuerzo y al menos no lo dejen aumentar, haciendo un seguimiento constante a la especie. Si se decide manejar el recurso con una cuota, se sugiere tener en cuenta el **RMS** estimado en este estudio como un punto de referencia limite. La tabla 18 resume los resultados principales para la especie-

Tabla 18: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
10.5 - 28.5	3	20	16	1.5-28.5	40.2	0.75	-0.32	1	2.1	0.92	1.2	0.57	5 369 611

4.2.3.3 *Hyphessobrycon bentosi* Durbin, 1908 - Rojito falso, Ornate tetra.

Rango de tallas	16- 28mm Ls	Talla media de captura	24.58mm Ls (EE: 0.56)		
Año	Tipo de crecimiento		A	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00001	3.2431	30

4.2.3.4 *Nematobrycon lacortei* Weitzman y Fink, 1971 - Emperador arcoíris. Rainbow tetra.

Rango de tallas	11- 45mm Ls	Talla media de captura	22.8mm Ls (EE: 0.28)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico negativo 95%		0.00007	2.6593	81
2012	Isométrico 95%		0.00002	3.0343	74

4.2.4 Familia Crenuchidae

Las especies de esta familia no presentaron datos suficientes para un análisis biológico pesquero completo. Con la estadística descriptiva se pudieron obtener la siguiente información.

4.2.4.1 *Characidium zebra* Eigenmann, 1909 - Chilicidio común.

Rango de tallas	23- 37mm Ls	Talla media de captura	28.63mm Ls (EE: 0.50)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00001	3.139	34

4.2.5 Familia Ctenoluciidae

No se obtuvo información suficiente para realizar una evaluación completa de la biología pesquera para las especies de esta familia. Con los registros colectados se pudo obtener información básica a través de la estadística descriptiva para entender algo de estas especies, la cual se presenta a continuación. En este sentido, casi todas las especies presentaron un crecimiento del tipo alométrico positivo, lo que significa que proporcionalmente hay una diferencia entre la ganancia del peso y las tallas de la especie tanto en el largo y ancho, dando al recurso cuerpos alargados no especialmente fusiformes.

4.2.5.1 *Boulengerella lateristriga* (Boulenger, 1895) - Agujón común, Striped pike-characin

Rango de tallas	71.5- 176.5mm Ls	Talla media de captura	128.75mm Ls (EE: 1.1)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	N
2011	Alométrico positivo 95%		0.000005	3.0036	58
2012	Alométrico positivo 95%		0.000001	3.2299	146
2013	Alométrico positivo 95%		0.0000005	3.4825	122
2014	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.0621	17
General	Alométrico positivo 95%		0.000001	3.2849	343

4.2.5.2 *Boulengerella maculata* (Valenciennes, 1850) - Agujón fino, Spotted pike-characin.

Rango de tallas	81.5- 297.5mm	Talla media de captura	139.12mm EE: 1.97		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.000002	3.2296	27
2012	Alométrico positivo 95%		0.0000002	3.7298	49
2013	Alométrico negativo 95%		0.00003	2.6768	71
2014	Alométrico negativo 95%		0.000001	3.3139	32
General	Isométrico 95%		0.000002	3.1811	179

4.2.5.3 *Boulengerella xyrekes* Vari, 1995 - Agujón palo.

Rango de tallas	55.5- 193.5mm Ls	Talla media de captura	131.61mm Ls (EE: 1.47)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.000004	3.0987	196
2014	Alométrico positivo 95%		0.000002	3.2336	9
General	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.1178	213

4.2.6 Familia Gasteropelecidae

4.2.6.1 *Carnegiella marthae* Myers, 1927 - Estrigata martha, Blackwing hatchetfish.



Se distribuye en la cuenca del Orinoco y el río Negro, se alimenta de insectos tanto terrestres como acuáticos, tiene la propiedad de saltar fuera del agua cuando es perseguida (Sanabria *et al.*, 2007). Se alimenta casi exclusivamente de insectos capturados en superficie (Ruiz-Vanegas *et al.*, 2001); se hizo la descripción citogenética y comparativa con *C. strigata* (Beheregaray *et al.*,

2006) y el desarrollo y caracterización de marcadores moleculares para *C. marthae* (Terencio *et al.*, 2008). Se elaboró un estudio que revela la existencia de especies crípticas del género que pueden ser pescadas e identificadas con el mismo nombre habitando las planicies inundables del río Negro, Amazonía central de Brasil (Piggott *et al.*, 2010).

La frecuencia de tallas estableció un **rango de tallas** entre 13 y 33 mm Ls, con mayores frecuencias entre 18 y 23 mm Ls. En general la distribución de la especie se acerca mucho a la normal (Fig. 142). La **TMC general** fue de 21.3 mm Ls. La frecuencia de tallas por meses pudo observar que las tallas estuvieron constantes excepto en octubre de 2012 donde estas fueron ligeramente superiores y para noviembre de 2012 donde fueron ligeramente inferiores.

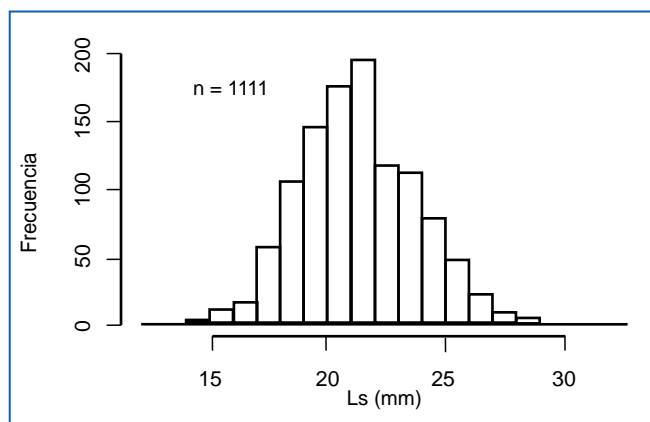


Figura 142. Distribución de frecuencia de tallas para *C. marthae*

La **TMC por mes** mostró que diciembre de 2011, noviembre de 2012 y junio de 2013 son los valores máximos que indican que en estas fechas se encuentran los individuos adultos en las áreas de pesca. Los valores mínimos estuvieron en marzo y diciembre de 2012, que pueden indicar épocas de reclutamiento de tallas menores a la pesquería (Figura 143).

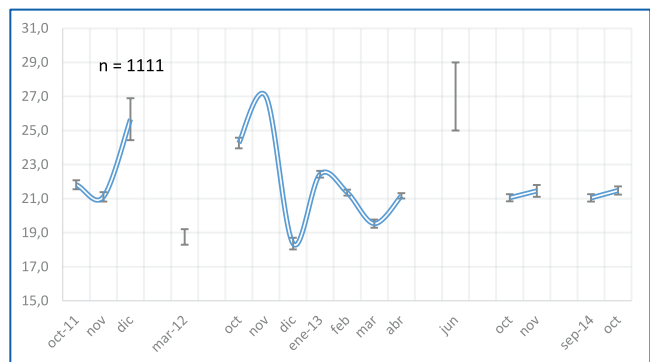


Figura 143. Talla media de captura por mes de *C. marthae* entre octubre de 2011 y octubre de 2014

Para la **relación longitud – peso** se tomó el 2013 como el año más representativo para la especie siendo el crecimiento de tipo alométrico ($P < 0.05$) (Fig. 144). En análisis por año mostró que para 2011, 2013 y 2014 el crecimiento fue alométrico, aunque con coeficientes de correlación bajos; para 2012 el crecimiento fue isométrico y un alto coeficiente de correlación. Esta relación para 2011, 2012 y 2014 estuvieron dadas por las ecuaciones:

$$2011: Pt = 0.0004 * Ls^{2.2406} \quad (P < 0.05, R^2 = 0.3588, n = 87)$$

$$2012: Pt = 4E -05 * Ls^{2.8984} \quad (P > 0.05, R^2 = 0.9224, n = 113)$$

$$2014: Pt = 0.0007 * Ls^{2.0329} \quad (P > 0.05, R^2 = 0.5426, n = 95)$$

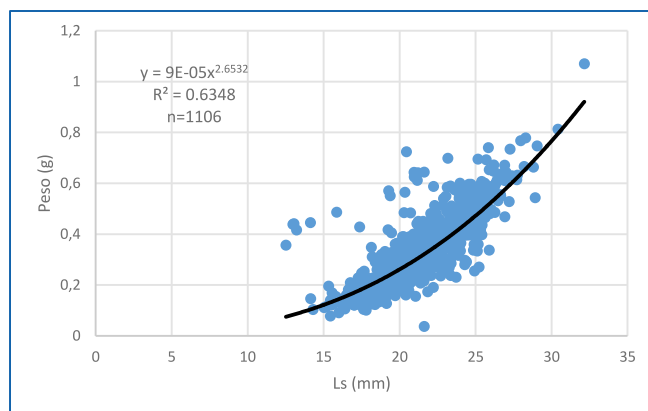
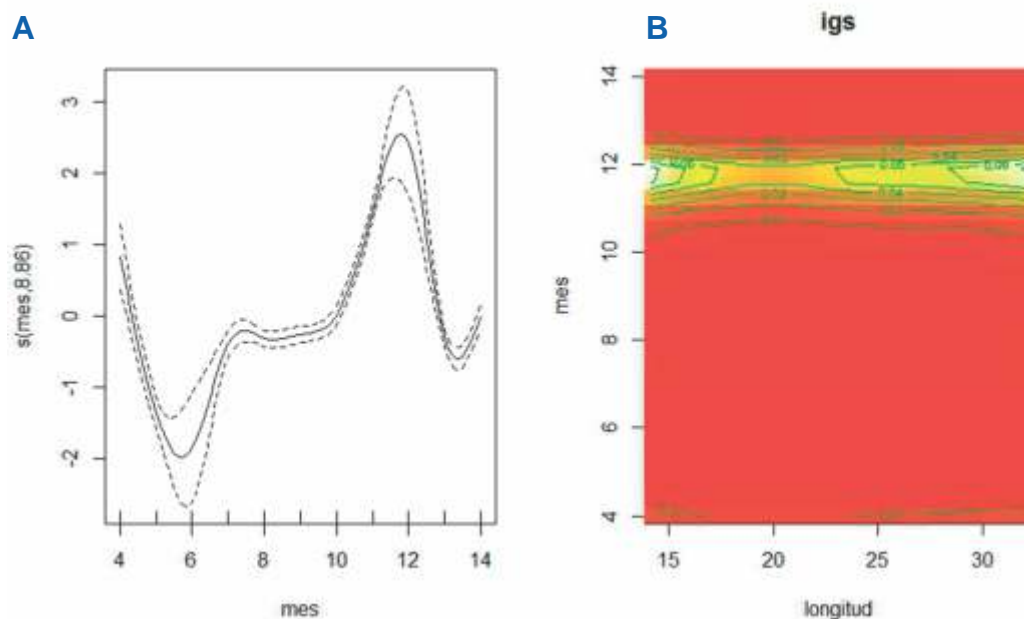


Figura 144. Relación longitud - peso de *C. marthae*.

El análisis de **IGS** presentó una desviación explicada de 67.2%, que es una de las más altas encontradas para este estudio. El resultado gráfico muestra un valor máximo en junio de 2013 (Fig. 145 A, mes 12). El análisis de densidad probabilística mostró valores altos en todas las tallas capturadas para junio de 2013 (Fig. 145 B, mes 12)



Clave	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Mes	mar-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	oct-13	nov-13

Figura 145. Comportamiento del IGS de *C. marthae*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el índice gonadosomático de densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en 21.2mm Ls, que es prácticamente igual a la TMC general (21.3 cm de Ls.) lo que lo identifica como una amenaza de la pesquería para el potencial reproductivo de la especie (Fig. 146).

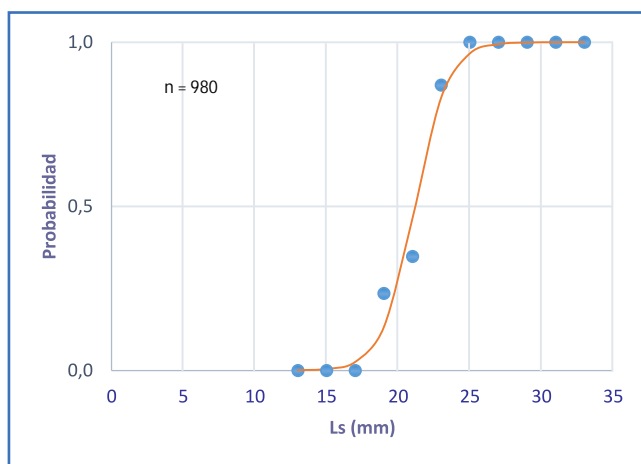


Figura 146. Talla mediana de madurez sexual para *C. marthae*.

El **factor de condición** obtuvo una desviación explicada del 94.9% que es una de las más altas encontradas, con valores máximos en enero de 2012 y septiembre de 2013, para todas las tallas,

mostrando estados óptimos de bienestar de la especie. La estructura de los datos no permitió el análisis de patrón de reclutamiento por lo tanto este método indirecto no se reporta para esta especie.

El análisis de **crecimiento** estimó con varios modelos la longitud asintótica (L_{∞}) que estuvieron entre 30 y 50mm Ls, y la tasa metabólica de crecimiento (k) que variaron desde 0.58 hasta 1.5. Utilizando la estadística descriptiva y aspectos de la biología del recurso, se encontró que el mejor ajuste lo hizo el modelo FISAT, con una $L_{\infty} = 37.5$ mm Ls y $k = 0.86$ años⁻¹, dados por la ecuación:

$$L_t = 37.5(1 - e^{-0.86((t+0.01)-0.03285\pi 2\pi(t-0.7))})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)**, dieron resultados con modelos analíticos como el de curva de captura linealizada con $Z = 5.97$ años⁻¹, (C.I. = 5.19 – 6.74) y el de Jones y van Zalinge con $Z = 6.519$ años⁻¹, (C.I. = 5.737 – 7.302), los cuales fueron estadísticamente similares. Con los modelos empíricos, los resultados fueron con el modelo de Beverton y Holt $Z = 10.456$ años⁻¹, con

el de Ault & Erhardt $Z = 10.446 \text{ años}^{-1}$, y con las variante del modelo de Hoenig fueron M1: $Z = 1.23 \text{ años}^{-1}$, y M2: $Z = 1.54 \pm 0.628 \text{ años}^{-1}$. Los dos primeros fueron similares entre sí pero los últimos no tuvieron similitud con los otros. La evaluación estadística y la condición biológica de la especie permitió considerar que el mejor ajuste fue de $Z = 5.97 \text{ años}^{-1}$.

La **mortalidad natural (M)**, con el modelo más ajustado (ecuación empírica de Pauly) se estimó en $M = 1.44$; la **mortalidad por pesca** fue de $F = 4.53 \text{ años}^{-1}$. Con todos estos datos se obtuvo una **tasa de explotación** $E = 0.76$, que indica que el recurso ya se encuentra en sobreexplotación.

El análisis de población virtual permitió ver que a partir de los grupos de tallas menores son afectados más que todo por la mortalidad natural y a partir de los 19 mm de Ls, la presión por pesca comienza a incidir en la especie hasta llegar a un máximo en los 24 mm Ls (Fig. 147). Se pudo también estimar la edad relativa de primera captura $t_c = 0.72 \text{ años}$ (17 mm Ls), la edad relativa a la cual el recurso está siendo sometido a las pesquerías $t = 1.8 \text{ años}$, la edad máxima de la especie $t_{max} = 3.5 \text{ años}$ (41 mm Ls), y el porcentaje del tiempo de la vida de la especies que está activa para la pesquería $\%t = 51$.

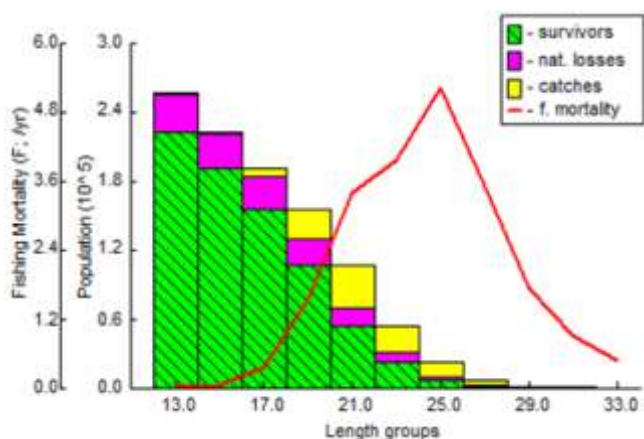


Figura 147. Análisis de población virtual para *C. marthae*.

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell**, mostró que ya se sobrepasó el nivel de aprovechamiento sostenible y el recurso entró en una fase de sobreexplotación (Fig. 148, flecha vertical). Este modelo además permitió estimar un **RMS** de 51 709 ejemplares/año.

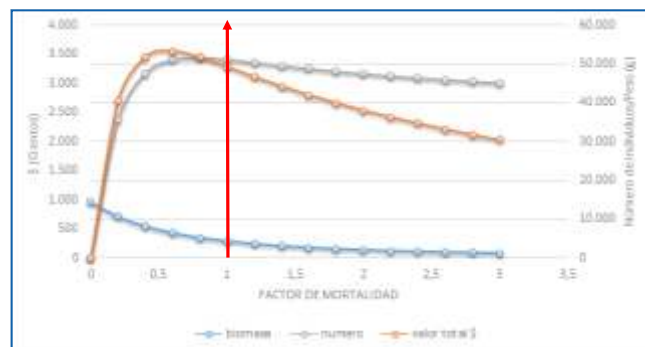


Figura 148. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *C. marthae*.

Sobre la base de estos resultados donde se observa una tasa de explotación $E = 0.76$, una TMM igual a la TMC, una actividad reproductiva concentrada a mediados del año en casi todas las tallas (IGS), una presión por pesca que comienza en tallas medianas, un porcentaje de vida de la especie de la pesquera de más del 50% y un modelo bioeconómico que muestra que la especie entro en una fase de sobreexplotación, se puede concluir con base en los aspectos biológico – pesqueros que esta especie ha alcanzado sus niveles máximos de aprovechamiento sostenible, por lo que se sugiere no aumentar el esfuerzo de pesca. Si se decide una cuota de manejo, se sugiere tener en cuenta el **RMS** estimado en el presente estudio como un punto de referencia limite. En la tabla 19 se presenta un resumen de la información biológico pesquera obtenida para la especie.

Tabla 19: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
13-33	2.6	21.3	21.2	--	37.5	0.86	-0.01	--	5.97	1.44	4.5	0.76	51 709

4.2.6.2 *Carnegiella strigata* (Günther, 1864) - Estrigata mármol, Marbled hatchettfish.



Se distribuye en la cuenca del Amazonas y del Caquetá, se considera que la especie es insectívora, sin embargo se ha encontrado dentro de sus estómagos material vegetal (Sanabria *et al.*, 2007). Para la especie existe poca información salvo un estudio de su variabilidad genética en tres ríos de la Amazonía central (Schneider, 2007)

La distribución de frecuencias de tallas reveló un **rango de tallas** entre 16.5 y 35.5 mm Ls de tipo normal; las mayores frecuencias estuvieron entre 24 y 27 mm Ls. Ruiz-Vanegas *et al.* (2001) estableció un rango de tallas entre 17.3 y 34.4 mm

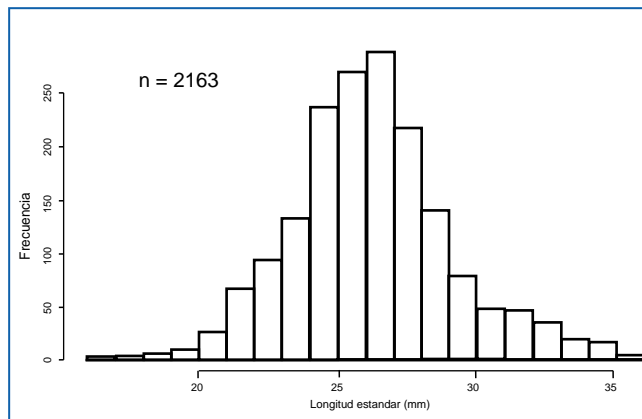


Figura 149. Distribución de frecuencia de las tallas para *C. strigata*.

Ls. La **TMC general** estimada fue 26.1 mm Ls (Fig. 149). La frecuencia de tallas por mes observó que la mejor representación se pudo obtener en 2014. Las mayores variaciones mensuales se concentraron en agosto –septiembre

El comportamiento de la **TMC por mes** (Fig. 150), muestra que entre finales y principios de cada año se encuentran las mayores TMC. Esto se podría explicar gracias al ciclo hidrológico de los ríos que en esta temporada concentran el recurso y lo hacen más accesible al pescador por la disminución de las aguas. La variación mensual de la TMC permite observar que la pesca no está dirigida a tallas específicas, y que la captura se realiza de acuerdo con la disponibilidad del recurso en el medio natural.

Se tomó el 2013 como la estimación de la **relación longitud – peso** que describe la especie con un crecimiento alométrico. El análisis de esta relación por años mostro que para el 2011 y 2012 el crecimiento fue de tipo isométrico ($P < 0.05$), mientras que para el 2013 y 2014 los resultados mostraron un crecimiento alométrico ($P > 0.05$). Aunque las condiciones del muestreo, el área de

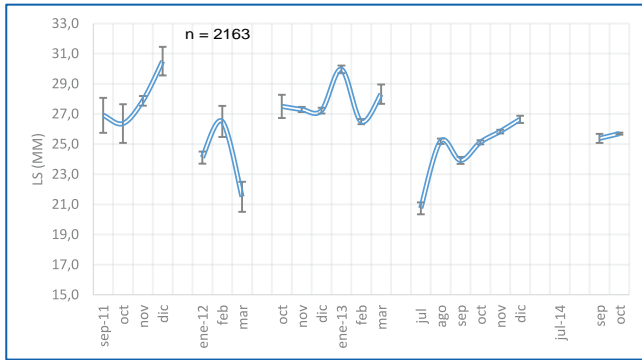


Figura 150. Talla media de captura por mes de *C. strigata* entre septiembre de 2011 y octubre de 2014.

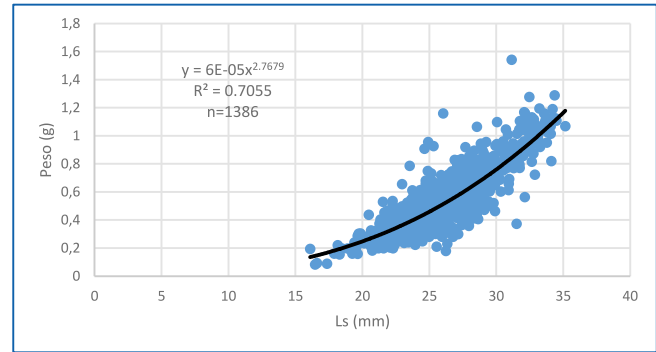


Figura 151. Relación longitud - peso de *C. strigata*.

muestreo y el número de datos pueden afectar los resultados, también es posible que el recurso cambie su estrategia de crecimiento de acuerdo con sus condiciones metabólicas que pudieron darse por cambios ambientales. Los resultados estuvieron dados por las ecuaciones:

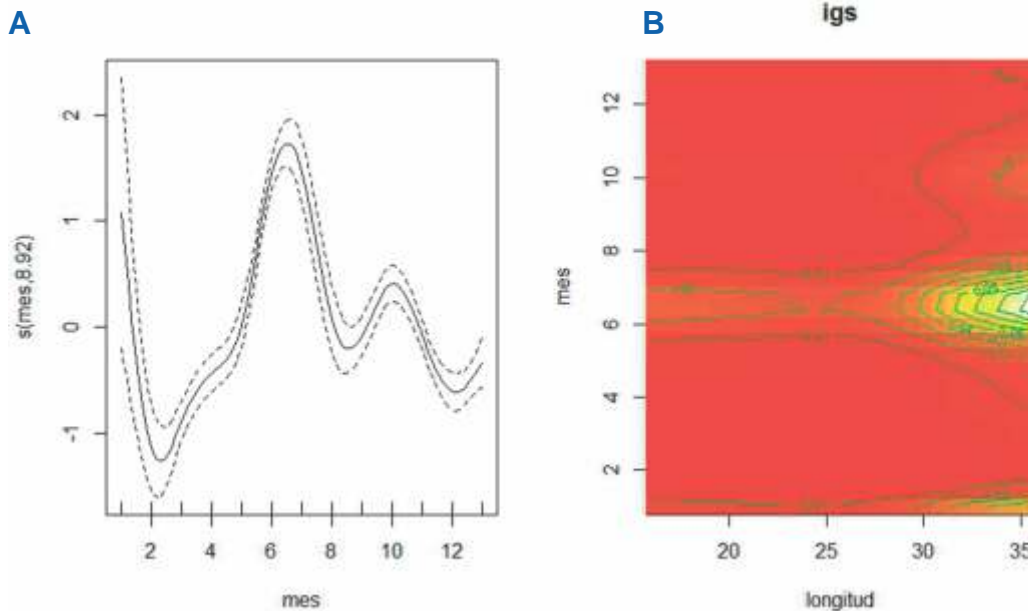
2011: $Pt = 2 \text{ E-}05 * Ls^{3.1387}$ ($P < 0.05$, $R^2 = 0.9262$, $n = 107$)

2012: $Pt = 6\text{E-}05 * Ls^{2.7822}$ ($P < 0.05$, $R^2 = 0.7442$, $n = 182$)

2014: $Pt = 0.0002 * Ls^{2.4683}$ ($P > 0.05$, $R^2 = 0.7889$, $n = 59$)

Ruiz-Vanegas *et al.* (2001) estimó la relación longitud peso con un $b = 3.2$ ($n = 206$) que muy seguramente también observó un crecimiento alométrico.

La variación mensual de **IGS**, mostró que los valores más altos se ubicaron en marzo de 2013, agosto–septiembre y diciembre de 2013 (meses 1, 9, 10 y 13, respectivamente, Fig. 152 A); la valoración del modelo mostró una desviación explicada del 82%. Con esta información se puede decir que los periodos de madurez están más concentrados en el segundo semestre de cada año, pero en especial en diciembre en tallas muy pequeñas (pocos) y muy grandes (30-35 mm Ls) (Fig. 152 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Mes	mar-12	oct-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	jun-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	ene-14

Figura 152. Comportamiento del IGS de *C. strigata*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el índice gonadosomático de densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en 23 mm Ls. (Fig. 152), que frente a la TMC (26.1 mm Ls) indica que los ejemplares capturados son adultos y no hay en principio una amenaza para el potencial reproductivo de la especie.

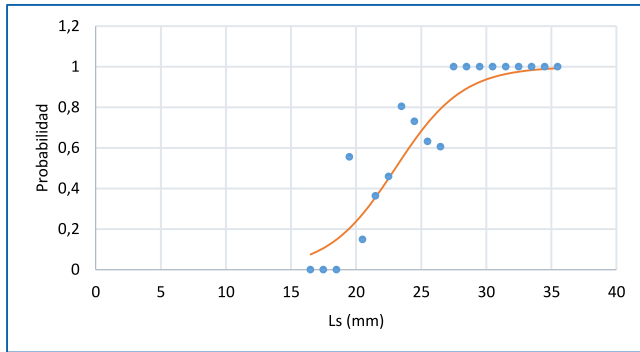


Figura 153. Talla mediana de madurez sexual para *C. strigata*.

El análisis del **patrón de reclutamiento** (Fig. 153) muestra en esta ocasión dos picos de reclutamiento, uno en el primer semestre (abril-Mayo) y un segundo y más fuerte en el segundo semestre (julio-agosto). Este resultado no concuerda con lo obtenido en el análisis del IGS, por lo que se debe tomar como preliminar.

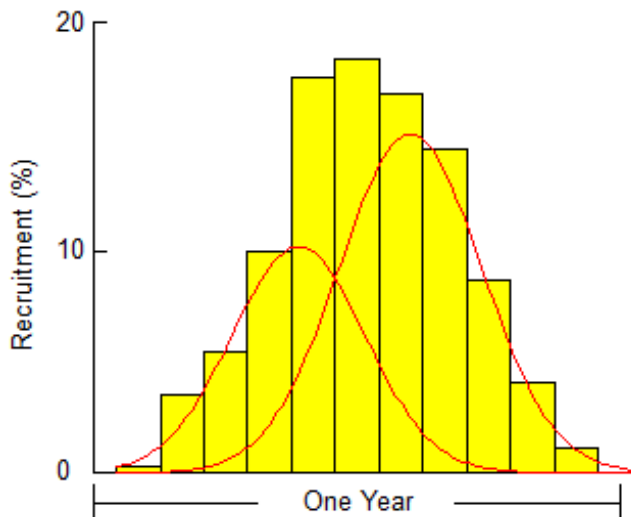


Figura 154. Patrón de reclutamiento de *C. strigata*.

El **factor de condición** muestra que la desviación explicada fue del 78% y un pico de mejor condición en enero y agosto de 2013 en tallas entre 20 y 25mm.

El **crecimiento** mostro por distintos modelos una variación de longitudes asintóticas (L) desde 35.5 hasta 50mm de Ls; para elegir el modelo que mejor describe la especie se utilizó la estadística descriptiva (promedio y mediana) y la t_0 que se acercara a la biología de la especie. Bajo estas características se concluyó que el modelo ELEFAN es el que mejor explica el crecimiento de esta, con un $L = 35.59$ mm Ls y $k = 0.84$ años⁻¹, dados por la ecuación:

$$L_t = (35.59 - e^{-0.84(t+0.47)})$$

Se estudiaron varios modelos de la **tasa instantánea de mortalidad total (Z)**. Los resultados de modelos analíticos (curva de captura linealizada) fueron $Z = 3.08$ año⁻¹ (CI 1.64 – 4.52) y por el modelo de Jones y van Zalinge $Z = 3.182$ (CI 2.855 – 3.509). Los modelos empíricos estimaron un $Z = 7.798$ año⁻¹, (Beverton y Holt) y $Z = 7.779$ año⁻¹ (Ault & Erhardt) con resultados muy similares entre sí.

Se estimaron además la **mortalidad por pesca (F)** en $F = 1.64$ y la **mortalidad natural (M)** que varios modelos se estimó en $M = 1.44$ año⁻¹. Con estos parámetros se estimó la **tasa de explotación en $E = 0.53$** , que determina que la especie se encuentra en un nivel de equilibrio en la pesquería.

El **análisis de la población virtual** muestra que las tallas más capturadas están entre 25.5 y 29.5 mm Ls; a partir de allí la mortalidad por pesca disminuye y se estabiliza en las tallas mayores (Fig. 154). Este análisis permitió estimar la edad de primera captura $t_c = 1.067$ años (21.5 mm Ls), el lapso de la edad de la especie bajo la cual se soporta la pesquería $t = 3.77$ años, lo cual permite estimar que la parte de la vida de la especie aprovechada por la pesca es $\%t = 93$, lo que significa que este recurso es capturado durante casi toda su vida.

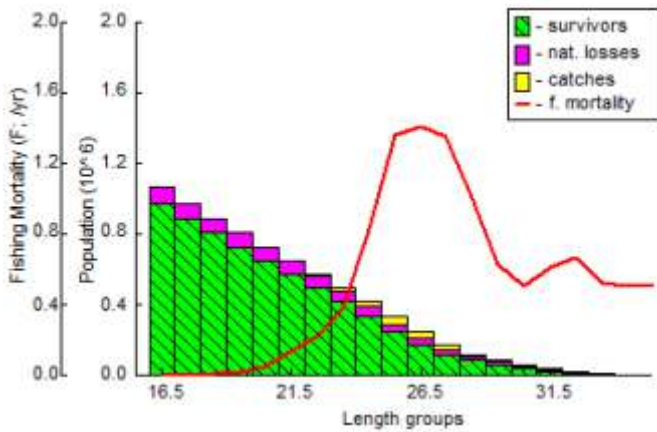


Figura 155. Análisis de población virtual para *C. strigata*.

El análisis bioeconómico de Thompson y Bell mostró que la pesquería está en un nivel sostenible (Fig. 156, flecha vertical roja). El modelo permitió estimar el **RMS** en 721 870 ejemplares/año.

Después de analizar una tasa de explotación ($E = 0.53$), una comparación entre la TMM y la TMC que no ofrece una amenaza para el potencial reproductivo de la especie, una actividad reproductiva en varios meses del año en tallas muy pequeñas o muy grandes, una presión por pesca

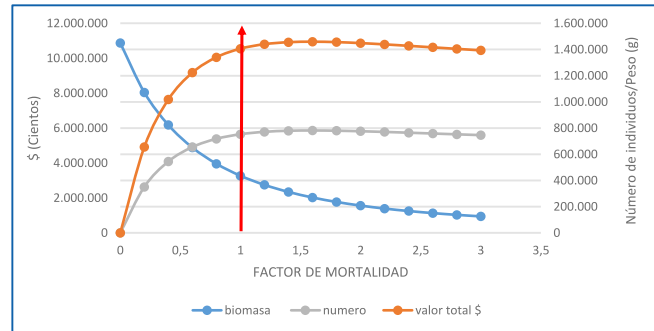


Figura 156. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *C. strigata*.

en tallas medianas a grandes, un porcentaje de la vida de la especie superior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de aprovechamiento sostenible, se puede concluir con base en los aspectos biológico pesqueros que la especie se encuentra en un nivel de equilibrio en su pesquería, por lo que se sugiere no incrementar el esfuerzo pesquero. Por el rango de talla reportado por Ruiz-Vanegas *et al.* (2001), las tallas de captura se mantienen a lo largo del tiempo. Si se decide tener una cuota como medida de manejo, se sugiere tener en cuenta el **RMS** estimado en este estudio como un punto de referencia límite. La tabla 20 resume los resultados principales de la especie.

Tabla 20: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
16.5 - 35.5	2.7	26.1	23	30-35	35.5	0.8	-0.47	2	3.08	1.44	1.64	0.53	721870

4.2.7 Familia Iguanodectidae

4.2.7.1 *Iguanodectes adujai* Géry, 1970 - Iguana línea roja.

Rango de tallas	23- 53mm Ls	Talla media de captura	38mm Ls (EE: 0.59)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2014	Alométrico positivo 95%		0.000003	3.318	108

4.2.8 Familia Lebiasinidae

4.2.8.1 *Nannostomus eques* Steindachner, 1876 - Pencil fino, pencil cola roja, Brown pencilfish.

Rango de tallas	19- 46mm Ls	Talla media de captura	28.29mm Ls (EE: 0.14)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Isométrico 95%		0.00003	2.7969	231
2013	Alométrico negativo 95%		0.00007	2.4912	386

4.2.8.2 *Nannostomus trifasciatus* Steindachner, 1876 - Pencil trifasiato, pencil estrifasiato, Threestripe pencilfish.

Rango de tallas	15.5- 35.5mm Ls	Talla media de captura	26.95mm Ls (EE: 0.24)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Isométrico 95%		0.000003	3.4261	18
2013	Alométrico negativo 95%		0.00006	2.6163	358

Según Trespacios-Gonzalez *et al.* (2001), la especie prefiere fondos sombreados arenosos y de poca corriente con restos de vegetales y se alimenta principalmente de restos vegetales pero puede comer algas, rotíferos, cladóceros,

nematodos, acaros e insectos; además estimaron una talla mínima de maduración 27 mm Ls para hembras y 29 mm Ls para machos y capturas entre los 12 y 39 mm Ls (n = 382).

4.2.9 Familia Prochilodontidae

4.2.9.1 *Semaprochilodus laticeps* (Steindachner, 1879) - Sapuara común.

Rango de tallas	21- 221mm Ls	Talla media de captura	60.59mm Ls (EE: 2.22)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico negativo 95%		0.0006	2.3472	72
2013	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.0467	221

4.2.10 Familia Serrasalminidae

4.2.10.1 *Metynnis hypsauchen* (Müller & Troschel, 1844) - Moneda, Silver dollar.



Se distribuye en el río Amazonas. Según Perez-Chaparro *et al.* (2001), se distribuyen en el río Orinoco y el río Amazonas y se alimenta de material vegetal, peces, insectos, crustáceos, entre otros y se considera omnívora. Para la especie se cuenta con poca información salvo un trabajo en el que se describe el flujo de iones cuando es expuesta a un aumento de temperatura (Baldisserotto & Val, 2002).

La distribución de frecuencias mostró un **rango de tallas** que estuvo entre 22.1 y 107.7 mm (Fig. 157), tendiendo a ser asimétrica con predominancia de tallas pequeñas, donde el 88% de los individuos muestreados se encontraron en el rango 26.0 – 48.0 mm Ls. Perez-Chaparro *et al.* (2001) estimaron un rango de tallas entre 18 y 165 mm Ls (n = 263). La **TMC general** fue de 37.7 mm Ls.

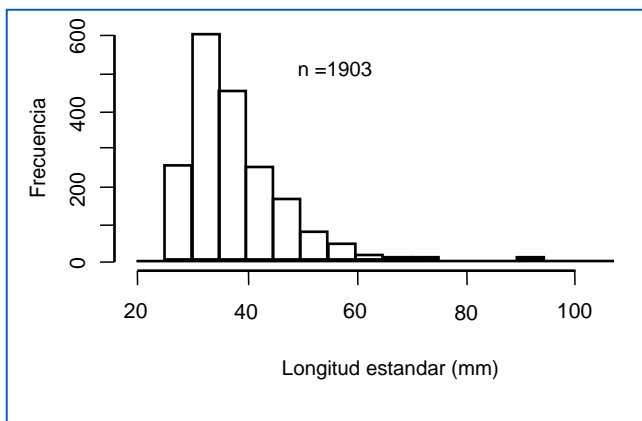
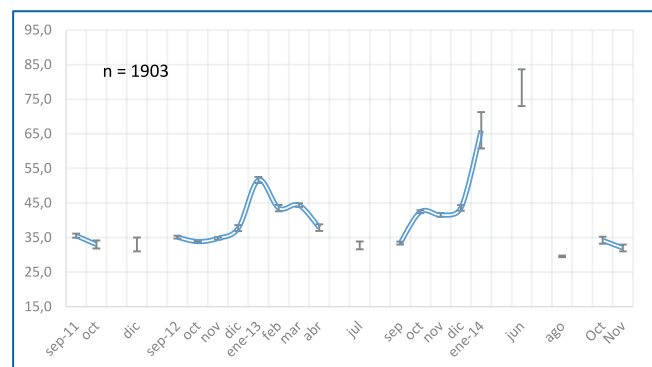


Figura 157. Distribución de frecuencia de tallas para *M. hypsauchen*.

La **TMC por mes** mostró que en junio de 2014 se tuvieron las tallas más grandes, mientras que para diciembre de 2011 y julio de 2013 se presentaron los individuos más pequeños que indican evidencia del reclutamiento a las pesquerías (Fig. 158).



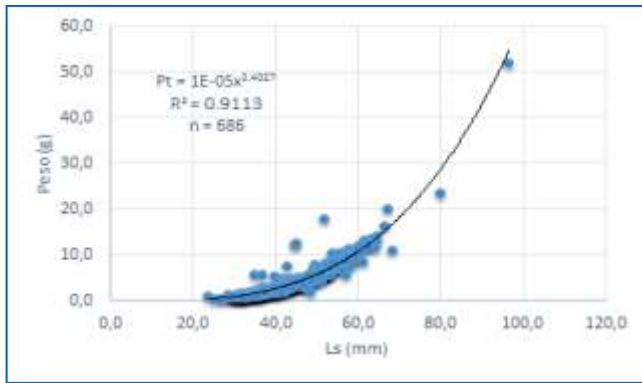
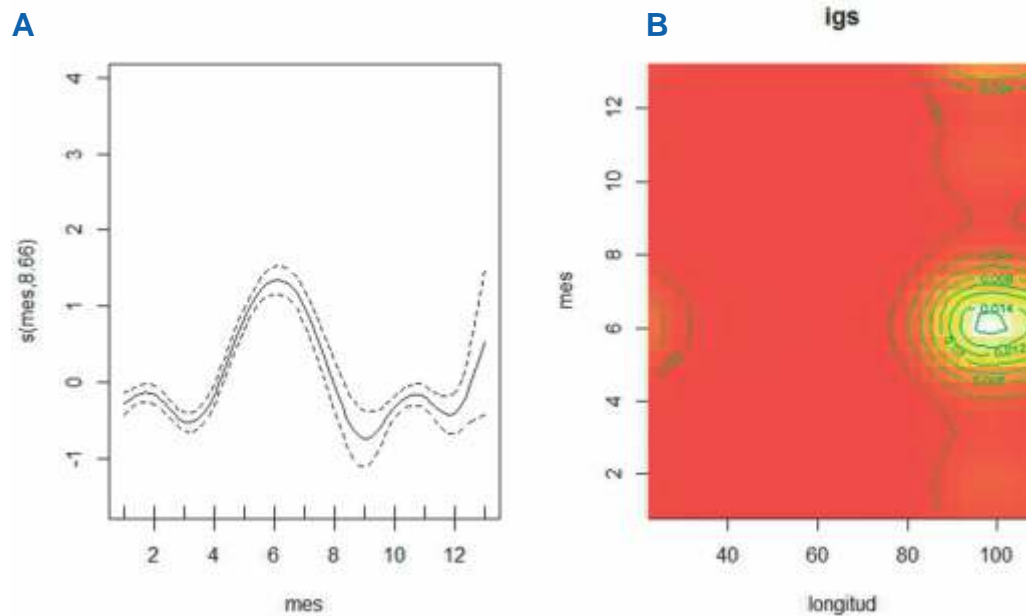


Figura 159. Relación longitud – peso de *M. hypsauchen*

El análisis del **IGS** presentó una desviación explicada del 49.5%, los resultados revelaron que en marzo de 2013 (mes 6, Fig. 160 A) hubo un máximo nivel de IGS sobre tallas entre 80 y 100 mm Ls lo que sugiere un mes de desove (Fig. 160 A y B). Perez-Chaparro *et al.* (2001) estimó una fecundidad de 5273 huevos por hembra (n=6) con huevos entre 250 y 3000 micras, y se le considera desovadora parcial.



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	jul-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-13

Figura 160. Comportamiento del IGS de *M. hypsauchen*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** fue de 51.8 mm Ls, que comparada con la TMC general (37.7 mm Ls) indica que no existen riesgos en la sostenibilidad del recurso por afectación del aspecto reproductivo (Fig. 161).

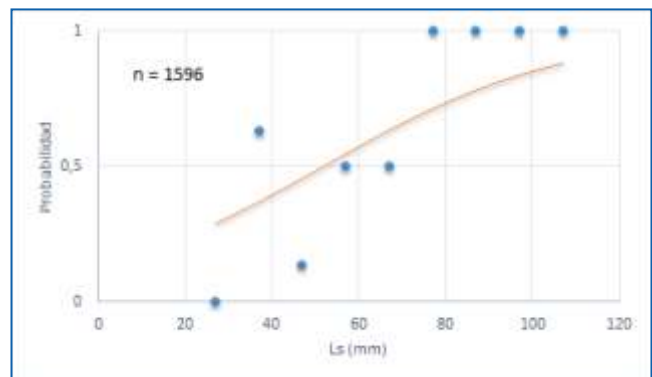


Figura 161. Talla mediana de madurez sexual de *M. hypsauchen*

El análisis del **patrón de reclutamiento** (Fig. 161) permitió ver un solo pico máximo en mayo- junio. Lo que no coincidió con el resultado obtenido en el análisis del IGS. Sin embargo, este resultado se puede tomar como referencia para futuros estudios reproductivos de la especie.

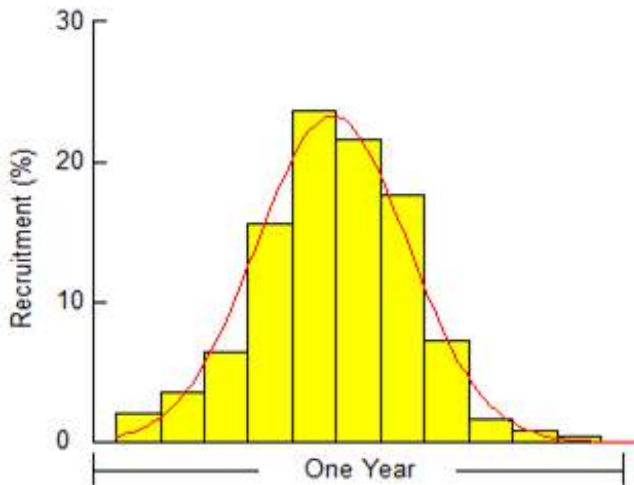


Figura 162. Patrón de reclutamiento de *M. hypsauchen*.

En cuanto a **crecimiento**, con los diferentes modelos utilizados y estimaciones hechas se consideró que el modelo más ajustado era el ELEFAN con Oscilación de Pauly que estimó un $L_{\infty} = 102.41$ mm Ls y un $k = 0.6$ años⁻¹, dado por la ecuación:

$$L_t = (102.4 - e^{-0.6(t+0.38)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** fue estimada por varios modelos, como la curva de captura linealizada $Z = 6.39$ años⁻¹, el de Jones y van Zalinge $Z = 8.9$ años⁻¹ mientras, los de Beverton y Holt Z y Ault & Erhardt que coincidieron en un $Z = 3.8$ años⁻¹. Mediante estadística descriptiva y la biología de la especie se consideró que $Z = 6.39$ se ajustaba mejor a la especie.

La **mortalidad natural** se estimó en $M = 0.86$, la **mortalidad por pesca** fue de $F = 5.53$ y permitieron determinar una **tasa de explotación** $E = 0.87$, que indica que el recurso está en sobreexplotación. El análisis de población virtual pudo identificar como la mayor presión por pesca está en las tallas menores a medianas entre 33.0 y 52.0 mm Ls (Fig. 162).

El análisis de población virtual, permite ver que la pesquería actúa con mayor intensidad entre los 29 y 43 mm Ls., y se mantiene hasta las tallas mayores, de tal manera que solo las tallas más pequeñas están libres de su influencia. Este análisis permitió estimar la edad de primera captura $t_c = 0.4055$ años (25 mm Ls), el lapso de la edad de la especie bajo la cual se soporta la pesquería $t = 4.4$ años, lo cual permite estimar que la parte de la vida de la especie aprovechada por la pesca es $t\% = 80$, lo que significa que este recurso es capturado durante casi toda su vida.

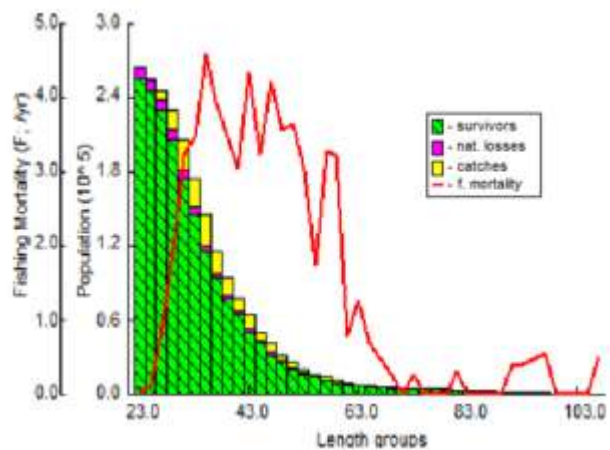


Figura 163. Análisis de población virtual para *Metynnis hypsauchen*.

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell estimó un recurso en que sobrepasó su máximo aprovechamiento sostenible en términos biológicos y económicos (Fig. 163, flecha vertical roja). Se estimó además un RMS de 18 303 ejemplares/año.

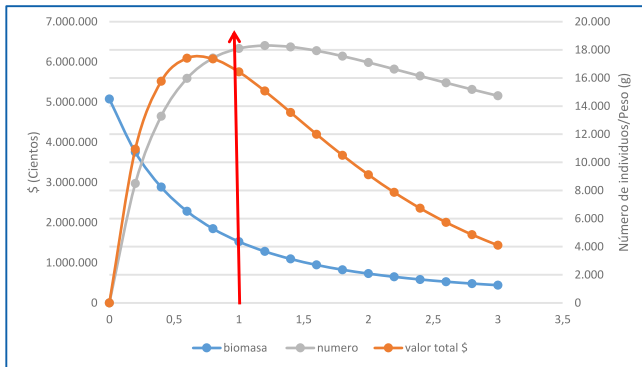


Figura 164. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *M. hypsauchen*

Después de analizar la tasa de explotación ($E = 0.87$), la comparación entre la TMM y la TMC, con sería amenaza al potencial reproductivo de la especie, no tener evidencias sobre la actividad reproductiva de manera concluyente, la presión

por pesca en tallas menores y medianas (APV), un porcentaje de la vida de la especie superior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de sobreexplotación, se puede concluir sobre la base de los aspectos biológico - pesqueros que la especie tiene un sobre aprovechamiento que debe ser mirado con precaución. Información de principios de la década del 2000 (Perez-Chaparro *et al.*, 2001) sugiere por el rango de tallas, que los ejemplares mas grandes fueron ya removidos totalmente de la pesquería. Se sugiere no aumentar el esfuerzo pesquero y regularlo sobre tallas menores para que una fracción del stock logre reproducirse al menos una vez. Si se decide tener una cuota como medida de manejo, se sugiere que el **RMS** estimado en este estudio se tome como punto de referencia limite. La tabla 21 resume los resultados principales de la especie.

Tabla 21. Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
22.1 - 107.7	3.4	37.7	51.8	80 - 100	102.4	0.6	- 0.38	1	6.39	0,86	5,53	0.87	18 303

4.2.10.2 *Myloplus rubripinnis* (Müller & Troschel, 1844) - Gancho rojo, Redhook myleus.

Rango de tallas	30- 105mm Ls	Talla media de captura	68.89mm Ls (EE: 0.6)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.3069	154
2013	Isométrico 95%		0.00004	3.0529	194
2014	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.3944	33
General	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.1313	382

Perez-Chaparro *et al.* (2001) reportó su alimentación como de material vegetal

principalmente, pero tambien peces e insectos, clasificándola como omnívora.

4.3 ORDEN GYMNOTIFORMES

4.3.1 Familia Gymnotidae

4.3.1.1 *Gymnotus carapo* Linnaeus, 1758 - Carapo, Banded knifefish.

Rango de tallas	77- 297 mm Ls	Talla media de captura	139.12mm Ls (EE: 4.27)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.00002	2.6471	59

4.3.2 Familia Sternopygidae

4.3.2.1 *Eigenmannia virescens* (Valenciennes, 1836) - Cuchillo transparente, Glass knifefish.



La especie se distribuye en la cuenca del Orinoco y el Amazonas, es de hábitos nocturnos que vive en grupos, la reproducción es estimulada por las lluvias, es un desovador parcial (Sanabria *et al.*, 2007). Su alimentación en etapa juvenil incluye crustáceos y pequeños insectos, de adultos se alimentan de insectos y oligoquetos. Los machos son territoriales y la reproducción se realiza entre machos y hembras dominantes (Ramírez-Gil *et al.*, 2011). No existe información acerca de su pesquería y en los estudios dirigidos a estudiar su biología tan solo se ha descrito su comunicación mediante pulsos eléctricos (Hopkins, 1974).

El análisis de frecuencia de tallas muestra un **rango de tallas** entre los 36 y 196 mm Ls, con mayores frecuencias entre 68 y 148 mm Ls, mostrando una amplia distribución durante los meses de estudio. En general, la distribución fue de tipo normal con una ligera tendencia hacia las

tallas pequeñas (Fig. 165). A partir de esta información se estimó para la especie una **TMC general** de 99.3 mm Ls. Al analizar la frecuencia de tallas por mes, se observó que desde los primeros meses de muestreo hasta julio de 2013, la tendencia fue la captura de ejemplares pequeños, luego los tamaños aumentaron hacia los últimos meses de 2014.

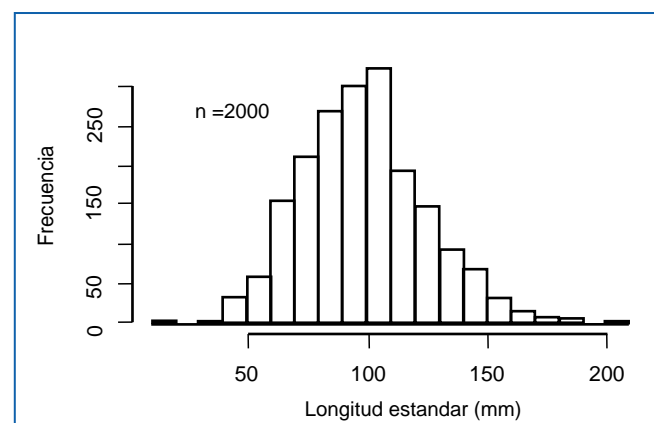


Figura 165. Distribución de frecuencia de las tallas para *E. virescens*.

El estudio de la **TMC por mes** (Fig. 166) mostró la tendencia general a decrecer entre diciembre de 2011 y junio de 2013, para ascender un poco en el segundo semestre de 2013. Su valor máximo estuvo en diciembre de 2011 con otro menor en diciembre de 2012, lo que sugiere un comportamiento cíclico de los individuos adultos que puede deberse a migraciones de estos a los lugares de pesca. Sus menores valores estuvieron en junio y julio de 2013 y julio de 2014, lo que puede sugerir una época de reclutamiento de tallas menores a la pesquería en esa época del año.

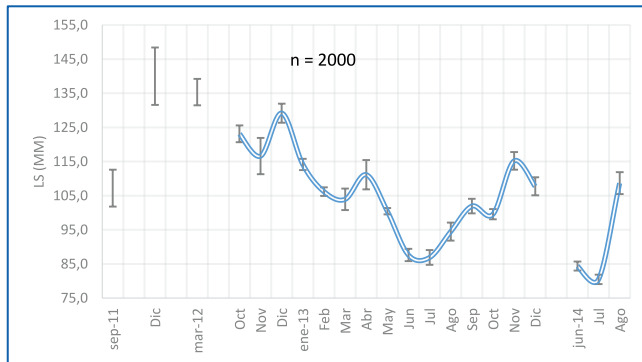


Figura 166. Talla media de captura por mes de *E. virescens* entre septiembre de 2011 y agosto de 2014.

En la **relación longitud- peso** se tomó como representativa de la especie, la estimada para 2013, la cual mostro un crecimiento de tipo alométrico ($P < 0.05$) (Fig. 167). Al analizarla por años, el mismo tipo de crecimiento fue estimado para 2012 y 2014. En 2011 presentó crecimiento de tipo isométrico, pero el número de datos fue muy poco a pesar de tener un R^2 alto. Las ecuaciones para otros años fueron:

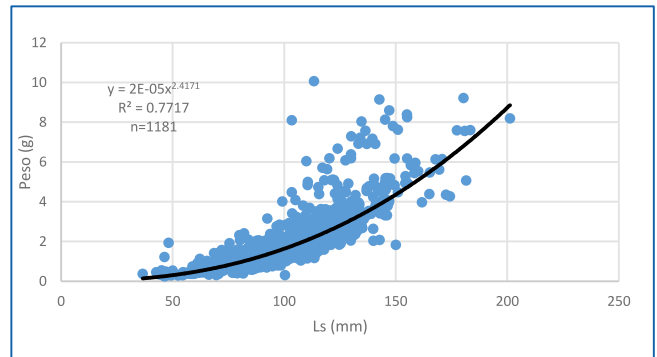
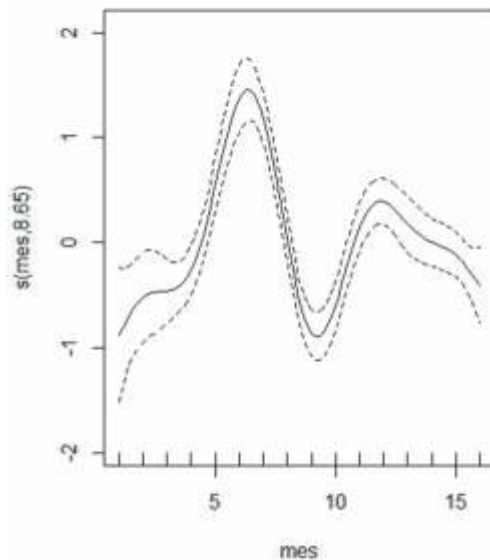
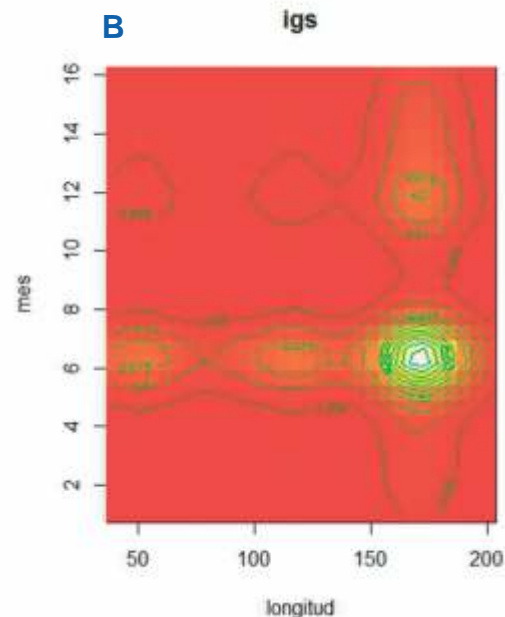


Figura 167. Relación longitud - peso de *E. virescens*.

A



B



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Mes	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-14	jul-14

Figura 168. Comportamiento del IGS de *E. virescens*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

El análisis del **IGS** presentó una desviación explicada del 25.1%, que al no ser alta genera un nivel de incertidumbre. Sin embargo, los resultados revelaron que en abril de 2013 hubo un máximo nivel de IGS con otro pico menor en septiembre del mismo año, sugiriendo meses de desove (Fig. 168 A, mes 6). También se identificó que las mayores concentraciones estuvieron dadas por ejemplares de tallas mayores a los 150 mm Ls en el mes de abril de 2013, con algunos signos de maduración en tallas alrededor de los 50 mm Ls y alrededor de los 125 mm Ls en abril (mes 6, Fig. 168 B). Al comparar el IGS más alto con la TMC (99.3 mm de Ls.) se observa que los valores están muy cercanos lo que podría ocasionar cierta presión sobre la población en las tallas reproductivas.

Se estimó la **TMM** en 82.7 mm Ls., muy distante a la reportada por Zaniboni-Filho, *et al.* (2004) de 110 mm Lt. Posteriormente, se comparó la TMM estimada con la TMC (99.3 mm Ls.) y se encontró que no representa una amenaza para el potencial reproductivo (Fig. 169).

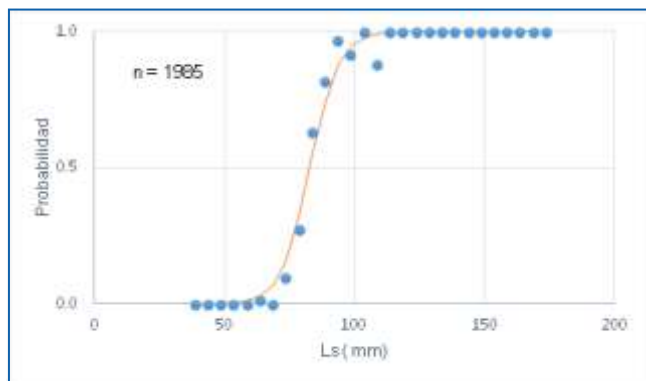


Figura 169. Talla mediana de madurez sexual para *E. virescens*.

El **patrón de reclutamiento** se obtuvo un pico de reclutamiento en junio – agosto, que no tiene correspondencia con lo encontrado en el IGS, por lo que estos resultados deben tomarse como preliminares (Fig. 170).

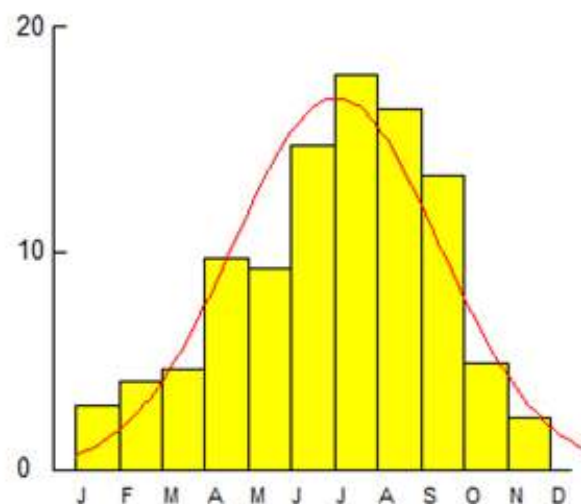


Figura 170. Patrón de reclutamiento de *E. virescens*.

De la misma manera, se analizó el **factor de condición** de la especie y se obtuvo una desviación explicada del 88%, con mejores valores en febrero de 2014 y diciembre de 2013.

El análisis de **crecimiento** estimó longitudes asíntotas por diferentes modelos que variaron desde 196 hasta 220 mm Ls, y diferentes valores para la tasa metabólica de crecimiento que estuvieron entre 0.1 y 1.5 años⁻¹. Estos modelos evaluados por estadística descriptiva y criterios biológicos, permitieron considerar que el modelo más representativo para la especie fue el de ELEFAN con oscilación de Pauly con un $L_{\infty} = 220$ mm Ls y $k = 0.6$ años⁻¹, dados por la ecuación:

$$L_t = 220 (1 - e^{-0.6(t+0.7) - 0.265 \sin 2\pi(t+0.1)})$$

El cálculo de la tasa instantánea de **mortalidad total (Z)** con la curva de captura linealizada fue de $Z = 2.76$ (C.I. = 2.56 – 2.96). Empleando los modelos empíricos la mortalidad por el de Beverton y Holt fue 18.28 años⁻¹; con el modelo de Ault & Erhardt fue de $Z = 18.27$ años⁻¹ y con el modelo de Honeig con sus dos variantes M1 y M2 fue $Z = 0.75$ y $Z = 0.79 \pm 0.209$ años⁻¹, respectivamente. A partir de la comparación estadística de estos resultados, se encontró que el valor de la tasa instantánea de mortalidad total para la especie es $Z = 2.76$ años⁻¹.

De otra parte se estimó la **mortalidad natural** $M = 0.69 \text{ años}^{-1}$, así como la **mortalidad por pesca** $F = 2.07 \text{ años}^{-1}$ y con estos valores se calculó la **tasa de explotación** $E = 0.75$ la cual indica que el recurso se encuentra en estado de sobreexplotación.

El **análisis de población virtual**, visualizó que las pesquerías y el esfuerzo de pesca hicieron su más alto efecto hacia tallas mayores entre 84 y 150 mm Ls., pero se nota que la mortalidad por pesca tiene un amplio rango de ejercicio en casi todos los grupos de las tallas (Fig. 171). Se pudo también estimar la edad relativa de primera captura $t_c = 0.45$ años (44 mm Ls), la edad relativa a la cual el recurso está siendo sometido a las pesquerías $t = 4.66$ años, la edad máxima de la especie $t_{max} = 5.75$ años (298 mm Ls), y el porcentaje del tiempo de la vida de la especie que está activa para la pesquería $\%t = 71$.

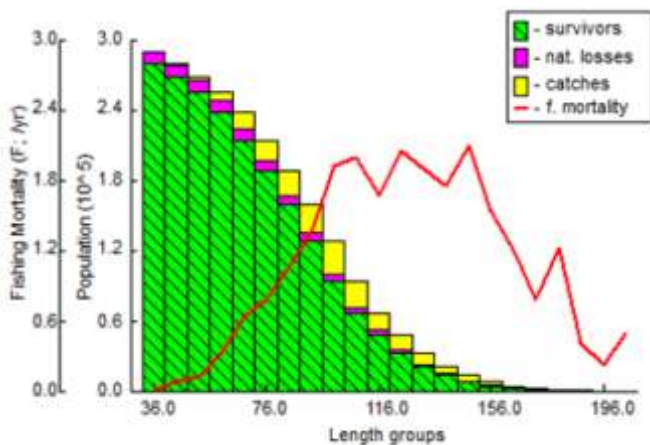


Figura 171. Análisis de población virtual para *E. virescens*.

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell** para este recurso reveló que la pesquería sobrepasó el punto de aprovechamiento

sostenible (Fig. 172, flecha vertical). Se estimó también un **RMS** de 32 200 ejemplares/año.

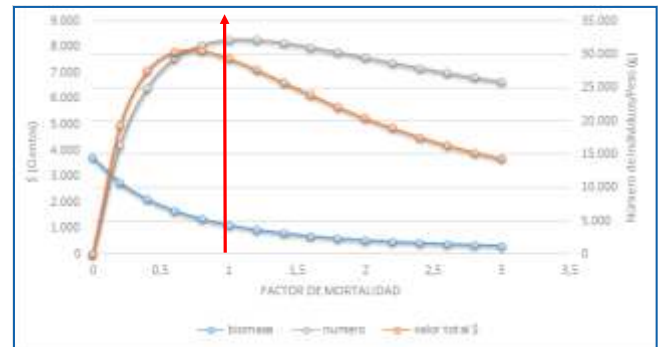


Figura 172. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *E. virescens*.

Se observó una tasa de explotación ($E = 0.75$), una comparación entre la TMM y la TMC que no ofrece amenaza al potencial reproductivo, tallas mayores principalmente maduran para el desove en abril (IGS), una presión por pesca principalmente en tallas mayores pero que cubre un amplio de rango de tallas, un porcentaje de la vida de la especie superior al 50 y un modelo bioeconómico que confirma que la especie entro en un nivel de sobreexplotación. Por todo esto se puede concluir con base en los aspectos biológico pesqueros que la especie entra en niveles de sobre aprovechamiento al que puede dársele un manejo. Se sugiere no incrementar el esfuerzo de pesca y tratar de proteger una fracción del stock desovante de tallas mayores. Si se decide manejar la pesquería con una cuota, se sugiere tener en cuenta la estimación del **RMS** de este estudio como un punto de referencia limite. La tabla 22 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 22: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L _s (mm)	K (y ⁻¹)	t ₀	Recl.	Z (y ⁻¹)	M	F	E	RMS (ejpl/año)
36 - 196	2.4	99.3	82.7	>150	220	0.6	-0.7	1	2.76	0.69	2.07	0.75	32 200

4.3.3 Familia Hypopomidae

4.3.3.1 *Brachyhypopomus brevirostris* (Steindachner, 1868) - Cuchillo amarillo, Bluntnose knifefish.

Rango de tallas	94.5- 284.5 mm Ls	Talla media de captura	175.29mm Ls (EE: 3.81)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.0004	1.782	107

4.3.4 Familia Apterontidae

4.3.4.1 *Apteronotus galvisi* Santana, Maldonado-Ocampo & Crampton, 2007 - Cuchillo negro.



Se distribuye en toda la cuenca de la Orinoquia y de la Amazonía, aunque no hay información directa sobre esta especie en particular las otras del género son micro predadores de insectos que tiene sus hábitos en grietas y fondos arenosos (Sanabria *et al.*, 2007).

La distribución de frecuencias indicó un **rango de tallas** entre 25 y 225 mm Ls., con altas frecuencias entre los 45 y los 165 mm Ls. De manera general la distribución es de tipo normal (Fig 173). El presente rango de tallas está por encima de la talla máxima reportada por de Santana *et al.* (2007) para hembras de esta especie (190 mm Lt). La **TMC general** fue de 103.5 mm Ls.

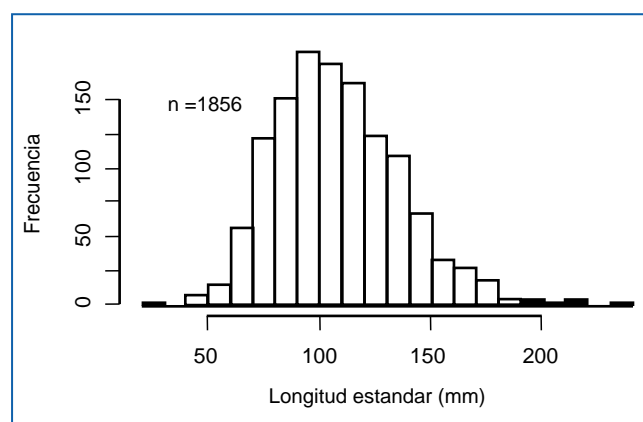


Figura 173. Distribución de frecuencias de talla para *A. galvisi*.

La **TMC por mes** mostró valores oscilantes durante el tiempo de estudio con valores máximos en octubre de 2011, junio y septiembre de 2013 y junio de 2014, donde parece haber una tendencia

a encontrar tallas mayores (adultos) entre junio y octubre. Los valores mínimos se encontraron en diciembre de 2012 y diciembre de 2013, mostrando que este mes parece ser un mes de reclutamiento de tallas menores a la pesquería (Fig. 174).

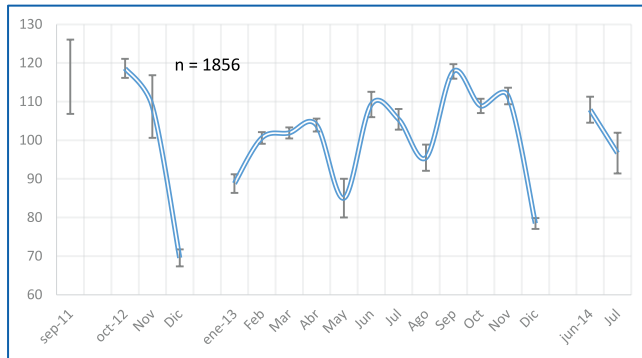


Figura 174. Talla media de captura por mes de *A. galvisi* entre septiembre de 2011 y julio de 2014.

La **relación longitud- peso** estimada para 2013 mostró un crecimiento de tipo alométrico negativo ($P < 0.05$) (Fig. 175).

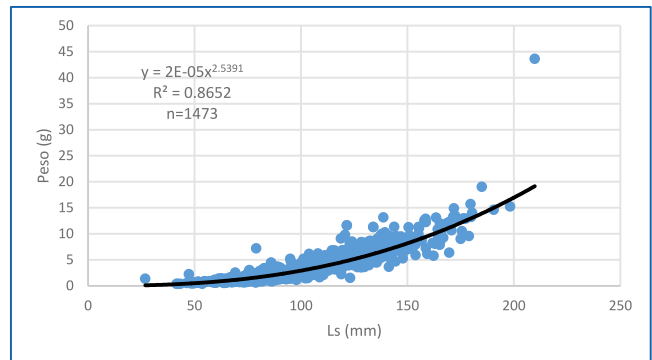


Figura 175. Relación longitud - peso de *A. galvisi*.

El análisis de **IGS** mostró una desviación explicada del 26.2% que refleja un grado de incertidumbre en los resultados. Los meses con picos de estados de madurez sexual (valores altos del IGS) fueron octubre de 2011 y julio de 2014 (Fig 176 A, meses 1 y 17, respectivamente). De igual manera se observó que las tallas entre 100 y 150 mm Ls., presentaron madurez sexual durante casi todo el tiempo de estudio, con picos máximos en octubre y julio (meses 1 y 17 en Fig. 176 B).

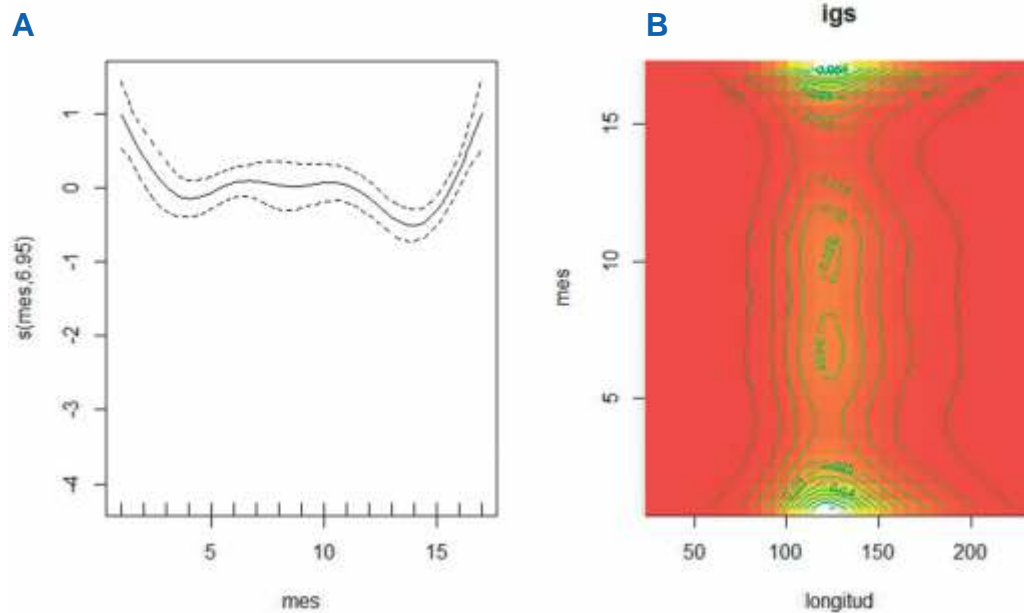


Figura 176. Comportamiento del IGS de *A. galvisi*. A. Las sombras muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** obtenida fue de 67.3 mm Ls, que comparada con la TMC (103.5 mm Ls.) indica que el potencial reproductivo no está siendo presionado (Fig. 177).

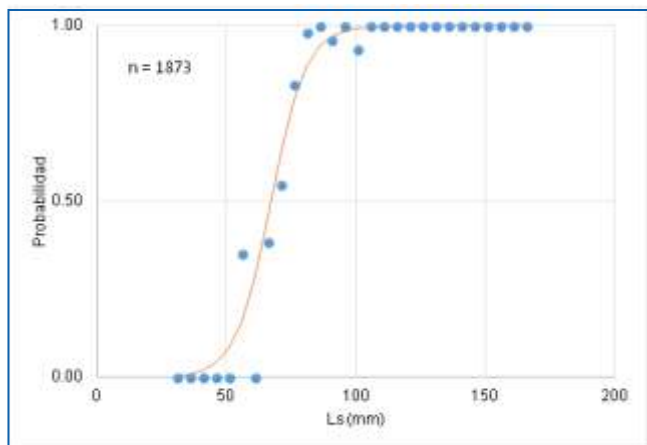


Figura 177. Talla mediana de madurez sexual de *A. galvisi*.

Para este recurso el **patrón de reclutamiento** tuvo un comportamiento bimodal con un primer pico menor en mayo y otro mayor en agosto-septiembre; los resultados están un poco desfasados con respecto a los obtenidos con el IGS. Estos resultados no son por tanto concluyentes todavía (Fig. 178).

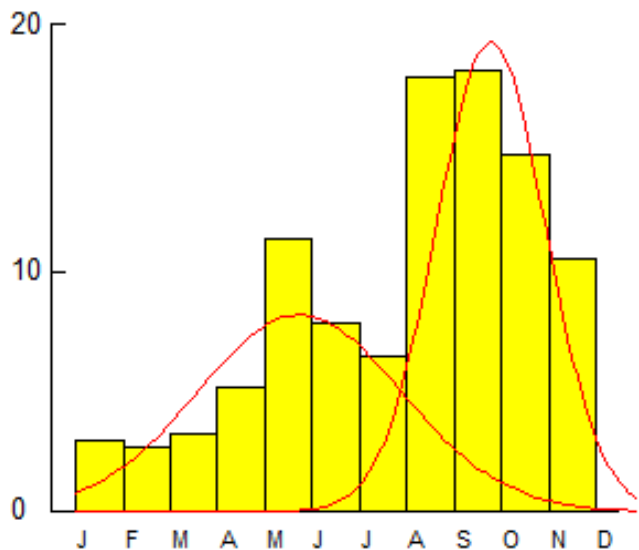


Figura 178. Patrón de reclutamiento para *A. galvisi*

El **factor de condición** presentó una desviación explicada de 71.7%, indicando valores máximos en octubre de 2011 sobre un amplio rango de tallas, lo que coincide con lo encontrado con el IGS. También se identificaron valores máximos en febrero de 2012, julio de 2013 y noviembre de 2013.

El análisis de **crecimiento** estimó con diferentes modelos longitudes asintóticas desde 129.3 hasta 230 mm Ls, y valores de la tasa metabólica de crecimiento entre 0.6 y 1.1. Con estadística descriptiva y la condición biológica de la especie, se consideró que el mejor ajuste fue el obtenido por el modelo PROJMAT con oscilación de Hoening con $L = 230$ mm Ls y $k = 0.6$ años⁻¹, dados por la ecuación:

$$L_t = 230(1 - e^{-0.6(t+0.4) - 1.15\sin 2\pi(t+0.4)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimada mediante los modelos analíticos como el de curva de captura linealizada fue de $Z = 8.73$ años⁻¹, (C. I. = 7.3 – 10.16), y el otro modelo de Jones y van Zalinge $Z = 14.49$ años⁻¹, (C.I. = 13.31 – 15.68), los cuales fueron estadísticamente diferentes. Las estimaciones con modelos empíricos como el de Beverton y Holt fue de $Z = 5.24$ años⁻¹, el de Ault & Erhardt con $Z = 4.09$ años⁻¹, que fueron similares entre si. Aunque también se usó el de Hoenig con sus dos variantes M1 con $Z = 0.76$ y variante M2 con $Z = 0.31 \pm 0.2$ años⁻¹, estos últimos se descartaron por presentar valores que se salían del contexto biológico. Finalmente se compararon los resultados observados y se estableció el valor definitivo fue de $Z = 5.16$ años⁻¹.

A partir de este resultado se estimó la **mortalidad por pesca** $F = 4.5$ años⁻¹ y la **mortalidad natural** $M = 0.66$ años⁻¹; con base en todos estos valores, se estimó la **tasa de explotación** $E = 0.87$, que indica que el recurso se encuentra en un estado de sobreexplotación.

El análisis de población virtual indicó que la influencia de la pesca se dio a partir de 50 mm Ls, la cual se ve disminuida a partir de los 100 mm Ls, por lo tanto las pérdidas por capturas se acentúan en este rango de mayor aprovechamiento (Fig. 179). Con este fundamento se calculó la edad de primera captura $t_c = 0.23$ años (35 mm Ls), la edad máxima $t_{max} = 5.8$ años (222.64 mm Ls), el tiempo que la especie está sometida a la pesquería $t = 1.1$ años y el porcentaje de vida que la especie está sometida a las pesquerías $\%t = 20$.

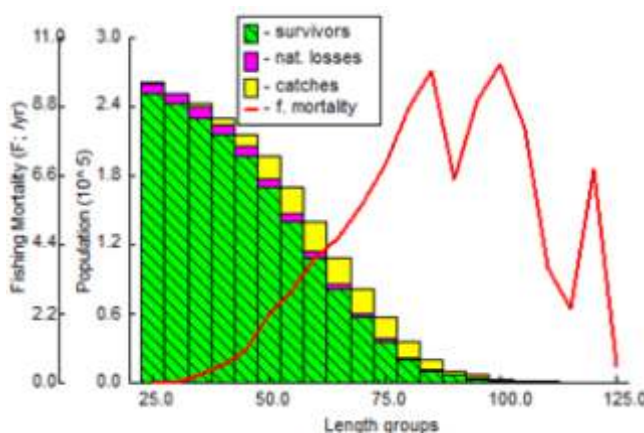


Figura 179. Análisis de población virtual para *A. galvisi*

El modelo bioeconómico de Thompson y Bell aplicado para este recurso muestra un recurso en su máximo aprovechamiento sostenible (Fig 180, flecha vertical). El RMS estimado fue de 30 740 ejemplares/año.

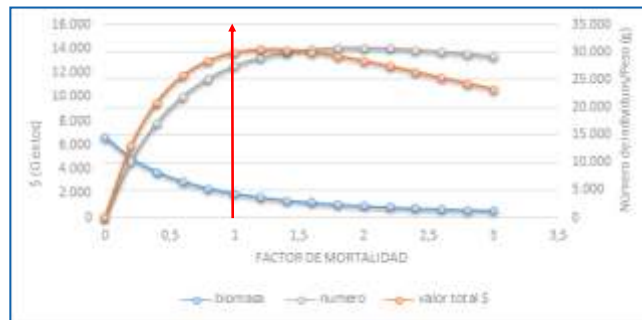


Figura 180. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *A. galvisi*.

El análisis de la información recopilada permite ver una tasa de explotación ($E = 0.87$), la comparación de la TMM y la TMC que no ofrece amenaza al potencial reproductivo, tallas mayores con altos índices de desove hacia el segundo semestre del año (IGS), una presión por pesca a partir de tallas medianas (50 mm Ls), un porcentaje de la vida de la especie sometida a la pesquería inferior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un aprovechamiento sostenible, se puede concluir por los aspectos biológico pesqueros que la especie parece estar en una situación de aprovechamiento sostenible con signos indican que puede haber una sobreexplotación ($E = 0.87$), por lo que se sugiere considerar el valor de RMS de este estudio como un punto de referencia limite, si se decide manejar una cuota como medida de manejo. La tabla 23 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 23: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
25 - 225	2.5	103.5	67.3	100 - 105	230	0.6	- 0.4	2	5.16	0.6	4.5	0.87	30 740

4.3.4.2 *Adontosternarchus devenanzii* Mago-Leccia, Lundberg & Baskin, 1985 - Cuchillo de oro, Cuchillo rojo

Rango de tallas	47- 131 mm Ls	Talla media de captura	98.53mm Ls (EE: 1.19)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2014	Isométrico 95%		0.000001	3.2174	117

4.3.4.3 *Apteronotus albifrons* Linnaeus, 1766 - Cuchillo caballo, black ghost.

Rango de tallas	45- 231 mm Ls	Talla media de captura	105.75mm Ls (EE: 2.07)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.000007	2.9094	161
2014	Alométrico positivo 95%		0.000001	3.3134	112
General	Alométrico positivo 95%		0.000002	3.2119	341

4.4 ORDEN PERCIFORMES

4.4.1 Familia Polycentridae

No se contó con suficiente información para hacer una evaluación biológico pesquera de la única especie de esta familia. Con estadística descriptiva se obtuvo la siguiente información.

4.4.1.1 *Monocirrhus polyacanthus* Heckel, 1840 - Pez hoja, Amazon leafish.

Rango de tallas	22- 88mm Ls	Talla media de captura	42.6mm Ls (EE: 0.39)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Isométrico 95%		0.000003	3.0169	80
2013	Isométrico 95%		0.000003	2.9436	339

Trespalacios-gonzalez *et al.* (2001b) reportaron que se alimenta principalmente de peces, con tallas mínimas de madurez entre 53 mm Ls (hembras) y 60 mm Ls (machos), considerándose desovador total con hasta 630 huevos; sus tallas de captura estuvieron entre 22.2 y 77.82 mm Ls, muy similares a las de este estudio.

4.4.2 Familia Cichlidae

4.4.2.1 *Dicrossus filamentosus* (Ladiges, 1958) - Crenicara, Chessboard cichlid.



Se distribuye en la cuenca del río Amazonas, en la cuenca del río Orinoco desde Puerto Inírida a Maripa en Venezuela. Para la especie no se cuenta con mayor información sobre su biología y su pesquería como ornamental.

de mayor tamaño que son poco comerciales. Kullander (2003) reportó una talla máxima de 38 mm Ls, por lo que este estudio reporta una nueva talla máxima de la especie.

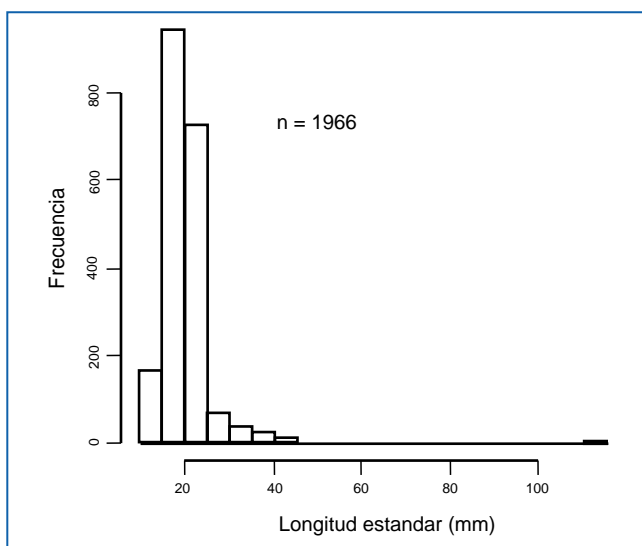


Figura 181. Distribución de frecuencia de las tallas para *D. filamentosus*.

El análisis de frecuencia de tallas muestra que tuvo un **rango de tallas** entre 10.6 y 41.7 mm Ls., con mayor abundancia entre 13 y 25 mm Ls (Fig. 181). Se estimó una **TMC general** de 19.8 mm Ls. Es muy posible entonces que hay una pesca dirigida a tallas menores, dejando a un lado los ejemplares

La **TMC por mes** indicó que las tallas de captura estuvieron cercanas a la TMC general estimada y solo en el mes de junio de 2013 se ejerció mayor presión sobre ejemplares con tallas superiores (Fig. 182).

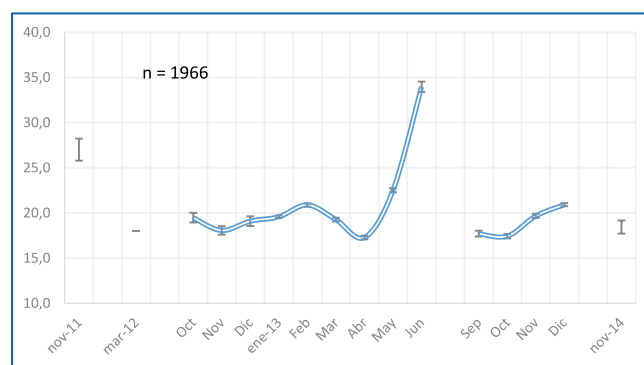


Figura 182. Talla media de captura por mes de *D. filamentosus* entre noviembre de 2011 y noviembre de 2014.

La **relación Longitud – Peso** se estimó con base en los datos de 2013, determinando un crecimiento alométrico ($P < 0.05$) (Fig. 183).

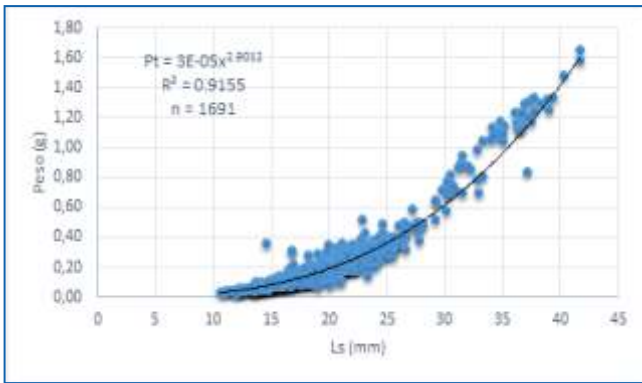
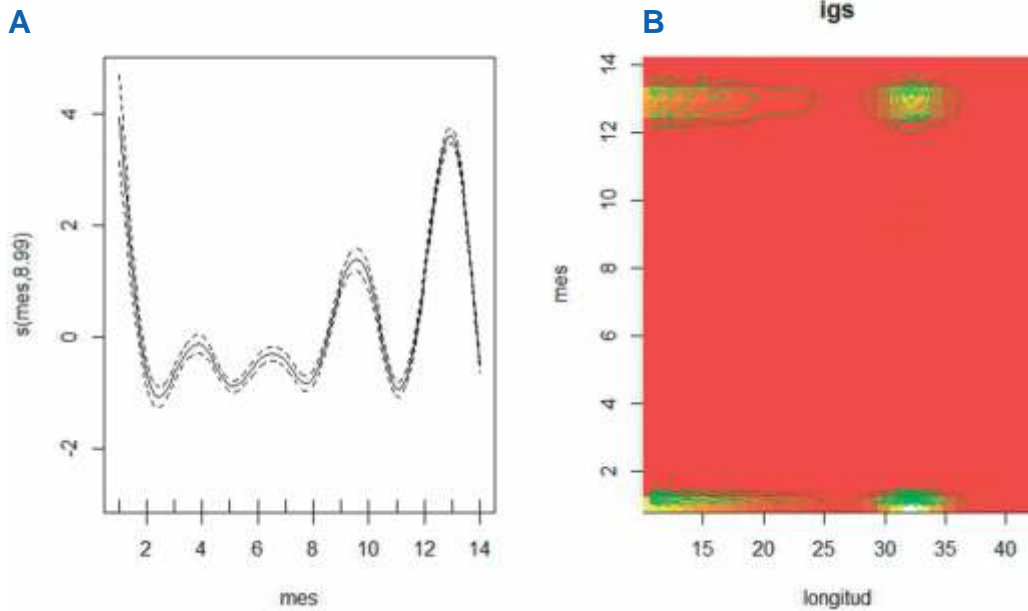


Figura 183. Relación longitud - peso de *D. filamentosus*.

El **IGS** presentó dos picos máximos, el primero entre mayo - junio de 2013 (meses 9 y 10 en Fig. 184 A) y el segundo en noviembre del mismo año (mes 13 en Fig. 184 A). El análisis de densidad probabilística reveló mayor concentración de ejemplares con tallas entre 32 y 35 mm de Ls. en el mes de noviembre lo que sugiere un período de madurez de la especie, con una desviación explicada del 82%. (Fig. 184 B).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Mes	mar-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13

Figura 184. Comportamiento del IGS de *D. filamentosus*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** se estimó en 26.7 mm Ls, que comparada con la TMC (19.8 mm Ls.) muestra que el potencial reproductivo del recursos está amenazado (Fig. 185).

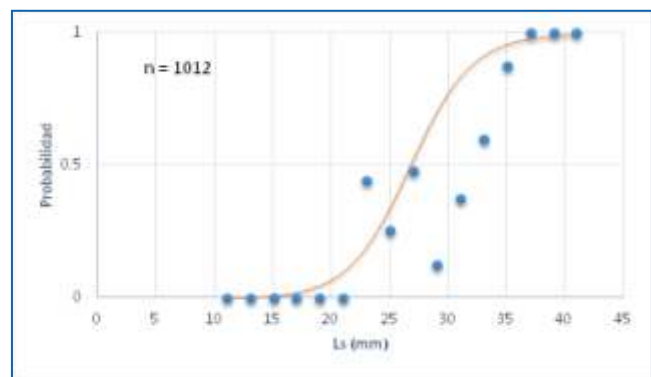


Figura 185. Talla mediana de madurez sexual de *D. filamentosus*.

El **patrón de reclutamiento** muestra dos pulsos en el año, uno principal en mayo – junio y uno menor en agosto. El primero coincide con los resultados del IGS y el segundo parece estar desfasado de esos resultados (Fig. 186).

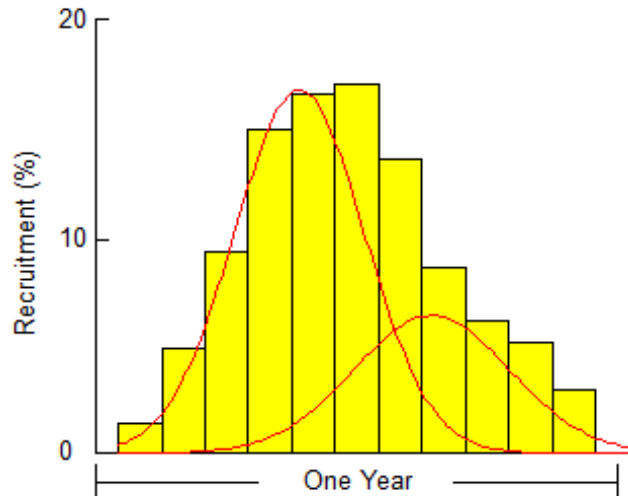


Figura 186. Patrón de reclutamiento para *D. filamentosus*.

En cuanto al **crecimiento** de la especie, los resultados de los modelos mostraron un grupo de variación que estimó el crecimiento asintótico (L) desde 65.0 hasta 100 mm Ls. El modelo mas ajustado fue el ELEFAN con oscilación de Pauly –ELEFAN OP, con un $L = 38.5$ mm Ls y $k= 0.39$ año⁻¹ que es una tasa de crecimiento relativamente baja, comparada con las otras especies del presente estudio. La especie presentó un crecimiento oscilatorio, el cual fue explicado por la ecuación:

$$L_t = 38.5(1 - e^{-0.39(t+0.7)} - 1.15 \sin 2\pi(t+0.19))$$

Por su parte, la **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** mostró variaciones. La estimación por curva de captura linealizada con un valor de $Z = 11.2$ año⁻¹, por el modelo de Jones y van Zalinge con un $Z= 11.7$ año⁻¹, el de Beverton y Holt $Z = 3.0$ año⁻¹ y el modelo de Ault & Erhardt $Z=2.6$ año⁻¹.

Se estimaron además la **mortalidad por pesca $F=10.56$** y la **mortalidad natural $M= 0.67$ año⁻¹**. Con estos parámetros se estimó la **tasa de explotación $E= 0.94$** , que indica que este recurso

se encuentra en estado pleno de sobreexplotación.

El **análisis de población virtual** indicó que la pesquería se concentró sobre ejemplares pequeños entre los 15.5 y los 25.5mm Ls. Luego la mortalidad por pesca descende y se estabiliza sobre individuos con tallas superiores (Fig. 187). También se obtuvo la edad de primera captura $t_c = 0.40$ años (12 mm Ls.), el tiempo en el cual la especie está sometida a la pesquería $t = 1.2$ años y la edad máxima $t_{max} = 8.4$ años (86.86 mm Ls.). Estas estimaciones sirvieron para determinar qué porcentaje de la vida de la especie está siendo empleada en la actividad pesquera con $t = 14\%$.

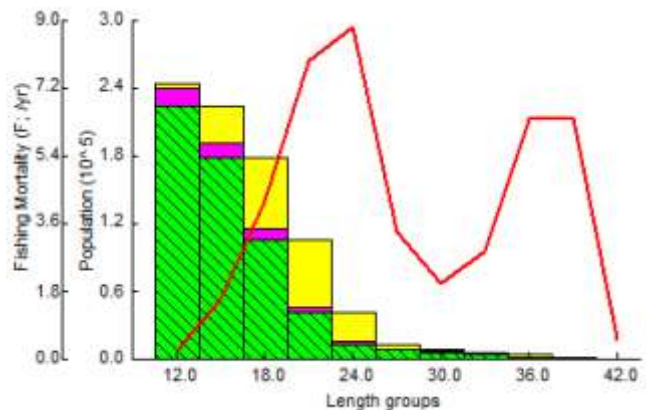


Figura 187. Análisis de población virtual para *D. filamentosus*.

El **modelo bioeconómico de Thompson y Bell** mostró un recurso con niveles de pleno sobre aprovechamiento (Fig. 188, flecha roja). El RMS estimado en el presente estudio es de 42 061 ejemplares/año.

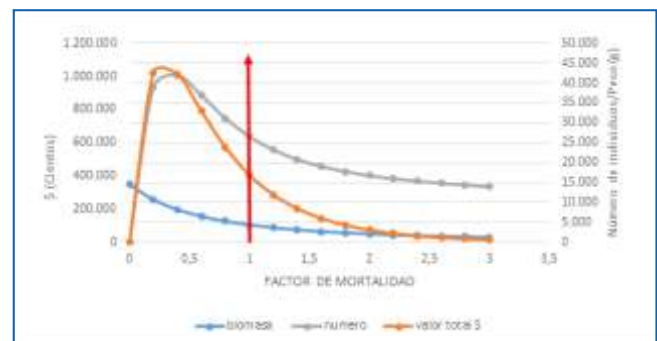


Figura 188. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *D. filamentosus*.

Después de haber analizado la tasa de aprovechamiento ($E=0.94$), TMM y la TMC donde se observa una amenaza al potencial reproductivo de la especie, el IGS que muestra animales medianos a grandes como el stock desovante a mediados del año, una presión por pesca en ejemplares pequeños, un porcentaje de la vida de la especie inferior al 50% y un modelo bioeconómico que muestra un nivel de plena sobreexplotación, se puede concluir por los aspectos biológico - pesqueros que la especie se encuentra en estado crítico de sobreexplotación, en donde la pesquería está amenazando también la sobrevivencia de la especie, actuando en tallas

menores, lo que llevara eventualmente a una disminución significativa del stock desovante. Se recomienda disminuir el esfuerzo pesquero sobre tallas menores, aunque se entiende que la dinámica comercial de la especie parece estar dirigida a ese tipo de ejemplares. Si se decide hacer un manejo por cuota, se sugiere tener el **RMS** estimado en este estudio como punto de referencia limite. La tabla xx resume los resultados más relevantes para la especie. La tabla 24 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 24: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango Tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_{∞} (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
10.6 - 41.7	2.9	19.8	26.7	32.0 - 35.0	38.5	0.39	- 0.7	1	11.2	1.2	10.5	0.94	42 061

4.4.2.2 *Mikrogeophagus ramirezi* (Myers & Harry, 1948) - Ramirez, Ram cichlid.



Es una especie endémica de la cuenca de la Orinoquia, se alimenta de insectos acuáticos, zooplancton y material vegetal, muestra madurez continua o determinada por el periodo de lluvias (Sanabria *et al.*, 2007). La especie presenta dimorfismo sexual, se reproduce continuamente en cuerpos de aguas permanentes. Cuando hay fluctuación del nivel del agua la reproducción depende del inicio de las lluvias; se reporta una talla de primera madurez sexual a los 2.6 cm de Ls, tienen cuidado parental en el que los machos cuidan los huevos (Ramírez Gil *et al.*, 2011).

La distribución frecuencias de tallas reveló un rango de tallas entre 17 y 43 mm Ls; las mayores frecuencias se agruparon especialmente entre 23 y 35 mm Ls, mostrando que la especie es capturada en casi todos los meses con alguna forma de selección que excluye tallas muy pequeñas o muy grandes. La estructura aparenta estar conformada por dos grupos de tallas (Fig. 189). Se estimó una **TMC general** de 28.6 mm Ls. Este estudio reporta una talla mayor a la talla máxima reportada por Kullander (2003) de 34 mm Ls. La frecuencia de talla por mes evidencia que

los ejemplares más grandes se obtuvieron en los 10 primeros meses de muestreo, y a partir de allí casi todos los datos corresponden a individuos pequeños.

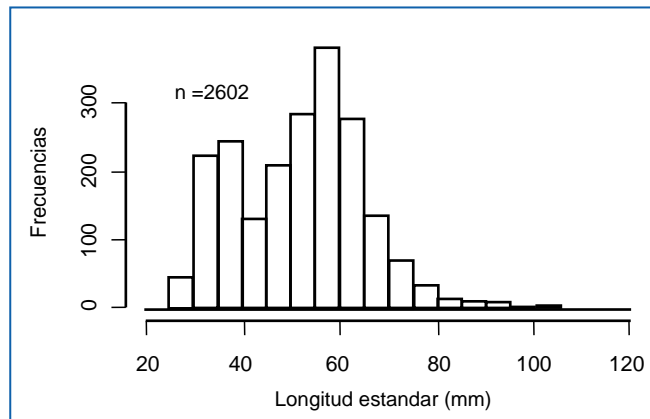


Figura 189. Distribución de frecuencia de las tallas para *M. ramirezi*.

La **TMC por mes** muestra tres picos importantes, el primero en enero de 2013, el segundo en abril del mismo año y el tercero en junio de 2014; estos valores pueden corresponder con las migraciones de individuos adultos a las áreas de pesca. También se encontraron tallas medias mínimas en marzo y 2013, y agosto de 2014, que pueden estar indicando los periodos de reclutamiento a la pesquería (Fig. 190).

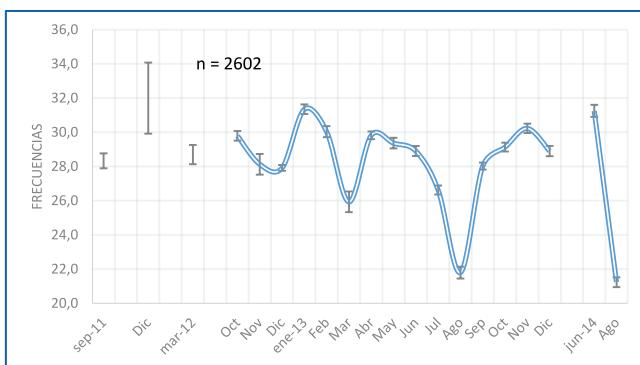


Figura 190. Talla media de captura por mes de *M. ramirezi* entre septiembre de 2011 y agosto de 2014.

El análisis de la **relación longitud- peso** se establece con base en los datos de 2013, el cual mostró un crecimiento de tipo alométrico ($P < 0.05$) (Fig. 191). El tipo de crecimiento varió a través de los años, estableciendo diferentes ecuaciones:

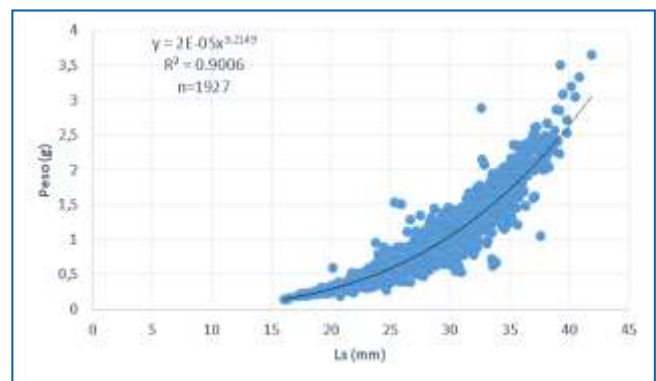
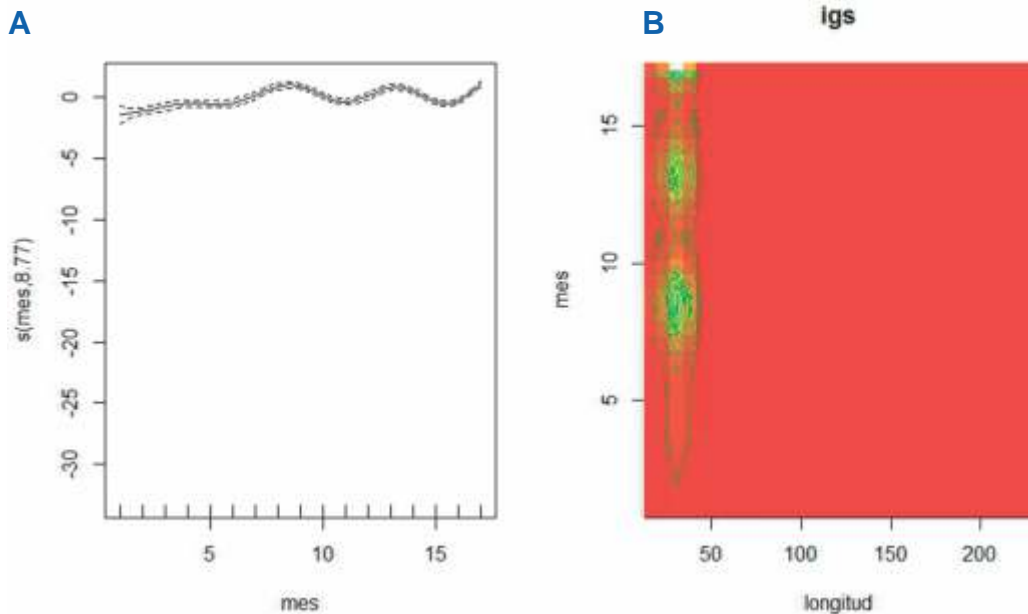


Figura 191. Relación longitud - peso de *M. ramirezi*.

El análisis del **IGS** observo una desviación explicada del 17%. Se pudo observar un grupo de madurez en casi todos los meses (Fig. 192 A). El análisis de densidad probabilística mostro una tendencia a la madurez sexual en tallas pequeñas para casi todos los meses (Fig. 192 B), que ya fue reportada por Sanabria *et al.* –Eds- (2007).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Mes	mar-12	oct-12	nov-12	dic-12	ene-13	feb-13	mar-13	abr-13	may-13	jun-13	jul-13	ago-13	sep-13	oct-13	nov-13	dic-13	jun-14

Figura 192. Comportamiento del IGS de *M. ramirezi*. A. Las sombras muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

Se estimó la **TMM** en 24.6mm Ls., muy cercana a la reportada para la especie por Lasso & Machado-Allison (2000) (26 mm Ls). Al ser comparada con la TMC (19.3 mm de Ls.) se encontró que el potencial reproductivo de la especie está amenazado por una pesquería de tallas menores (Fig. 193).

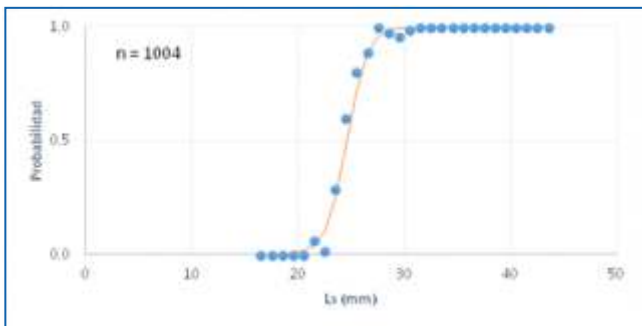


Figura 193. Talla mediana de madurez sexual para *M. ramirezi*.

En este caso, el **patrón de reclutamiento** (Fig. 194) mostró un solo pulso en los meses de junio – julio que contrasta con los resultados del IGS que muestran maduración constante a través de casi todos meses.

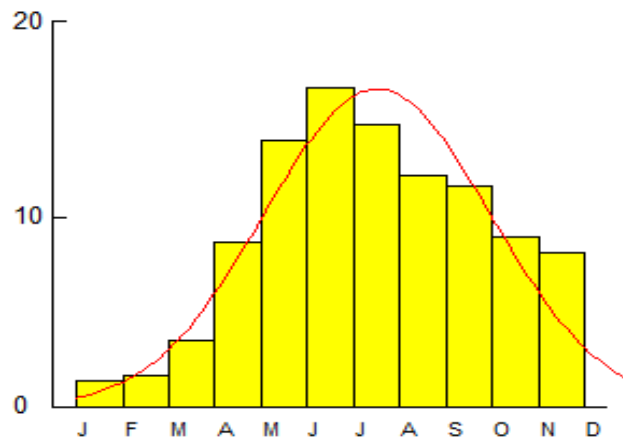


Figura 194. Patrón de reclutamiento para *M. ramirezi*.

El **factor de condición** mostró un mayor valor en noviembre de 2015, y otros en septiembre de 2013, y junio de 2014 que podrían estar relacionados con la madurez sexual del recurso. El análisis de densidad probabilística mostró que las tallas mayores entre 80 y 120 mm Ls son las que presentan mejor condición en los meses de agosto y octubre de 2013, lo que puede estar asociado a la disponibilidad de alimento

Los modelos de **crecimiento** produjeron un conjunto de resultados que obtuvo estimaciones de la longitud asintótica (L_{∞}) entre 49.7 y 65 mm Ls, y en la tasa metabólica de crecimiento entre 0.2 y 1.5 años⁻¹. Con la ayuda de estimaciones estadísticas y la estructura biológica de la especie, se concluyó que el modelo de mayor representatividad para la especie fue el estimado con el FISAT que estima un $L_{\infty} = 45.8$ mm Ls. y $k = 0.7$ años⁻¹, dado por la ecuación:

$$L_t = 45.8 (1 - e^{-0.7(t+0.1)})$$

La **tasa instantánea de mortalidad total (Z)** estimada mediante los modelos de tipo analítico fueron: para el modelo de curva de captura linealizada fue $Z = 2.87$ año⁻¹ (C.I. = 2.68 – 3.05), y el de Jones y van Zalinge $Z = 3.69$ año⁻¹, (C.I. = 3.379 – 4.001), los cuales fueron estadísticamente diferentes. Con los modelos empíricos los resultados fueron: con el de Beverton y Holt, $Z = 3.3$ años⁻¹; el de Ault & Erhardt $Z = 3.3$ año⁻¹, el de Hoenig variante M1 $Z = 0.96$ año⁻¹, y variante M2 $Z = 0.49 \pm 0.29$ año⁻¹; estos últimos fueron descartados porque una especie como esta es poco factible que tenga mortalidad total tan baja. Se tomó el valor intermedio para el total de $Z = 3.3$ año⁻¹.

Se estimaron también la **mortalidad por pesca F** = 1.66 año⁻¹, la **mortalidad natural M** = 1.21 y la **tasa de explotación E** = 0.58, que indica un recurso en equilibrio con signos leves de sobreexplotación.

El **análisis de población virtual** mostró que la pesca influyó directamente sobre tallas medianas a grandes entre los 29 y 37 mm Ls, y que tallas menores no reciben un esfuerzo de pesca. Vale la pena anotar que el mayor impacto de la mortalidad natural estuvo en tallas menores (Fig. 195). Con esta información se calculó la edad de primera captura $t_c = 0.77$ años (19 mm Ls), la edad máxima $t_{max} = 4.48$ años (50 mm Ls), el tiempo que la especie está sometida a la pesquería $t = 3.202$ años y el porcentaje de vida que la especie está sometida a las pesquerías $\%t = 0.71$.

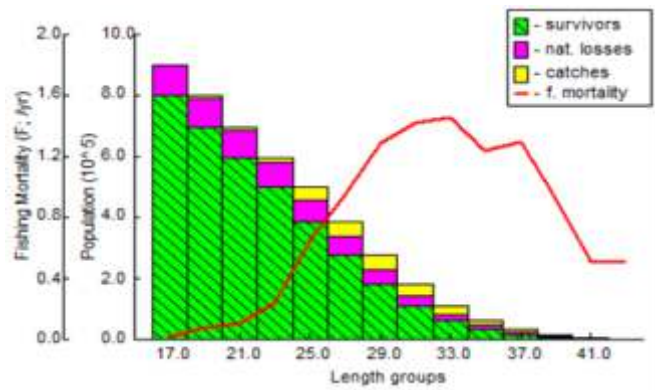


Figura 195. Análisis de la población virtual para *M. ramirezi*.

El **modelo de Thompson y Bell** indicó que el recurso ya alcanzó los rendimientos máximos tanto a nivel biológico como económico (Fig. 196, flecha vertical). Se estimó un RMS de 66 376 ejemplares/año.

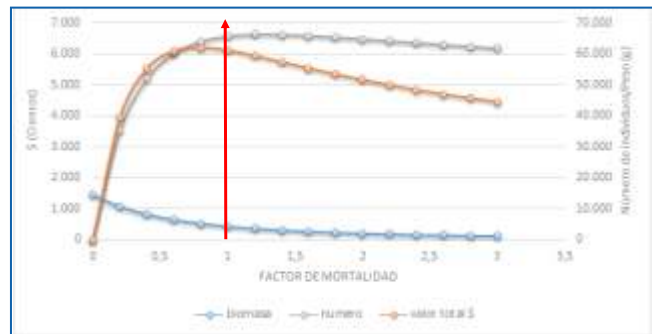


Figura 196. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *M. ramirezi*.

Con base en el análisis de la tasa de explotación ($E = 0.58$), una comparación entre la TMM y la TMC que amenaza el potencial reproductivo, un IGS que muestra actividad reproductiva en casi todos los meses en tallas menores principalmente, una presión por pesca en tallas medianas a mayores, un porcentaje de la vida de la especie superior al 50% y el modelo bioeconómico que muestra un recurso en equilibrio con signos leves de sobreexplotación, se puede concluir en los aspectos biológico - pesqueros que la especie se encuentra estable pero con señales que pueden llevarla a un nivel de sobreexplotación si no se toman medidas al respecto. Se sugiere entonces hacer un estricto seguimiento de la pesquería y si se decide el manejo con base en una cuota, tomar el RMS estimado en este estudio como un punto de referencia límite. La tabla 25 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 25: Relación de resultados más relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TM M (mm)	IGS max a LT (mm)	L _∞ (mm)	K (y ⁻¹)	t o	Recl .	Z (y ⁻¹)	M	F	E	RMS (ejpl/año)
17 - 43	3.2149	19.3	24.6	<50	45.8	0.7	- 0.1	1	3.3	1.21	1.6	0.58	66 376

4.4.2.3 *Pterophyllum altum* Pellegrin, 1903 - Escalar altum



Se distribuye principalmente en los ríos Orinoco alto y Atabapo; Ruiz- Vanegas *et al.* (2001) reporto su distribución en la cuenca alta del río Amazonas (río Negro y afluentes del Amazonas), y en la Orinoquia en los ríos Bitá, Inidrida y Orinoco; se alimentan de material vegetal, insectos y crustáceos, entre otros. Es común encontrarlo en la vegetación acuática de las sabanas inundadas, presenta cuidado parental (Sanabria *et al.*, 2007). Para la especie se cuenta con poca información y sus estudios se resumen en uno dirigido a reportar la presencia de un herpesvirus (Møllgaard & Bloch, 1988).

La distribución de frecuencias de tallas presentó un **rango de tallas** entre 12.5 y los 112.5 mm Ls; se observa una mayor frecuencia en tallas menores alrededor de los 20 mm Ls y una baja representación de tallas mayores, lo que puede indicar una pesca dirigida a tallas pequeñas, pesca en áreas de reclutamiento, entre otras (Fig. 197). Se estimó una **TMC general** de 33 mm Ls. La distribución de tallas por mes mostró tres grupos;

el primero con las mayores frecuencias entre 12 y 42 mm Ls en los primeros tres meses de muestreo, el segundo grupo más amplio pero no tan abundante que se distribuye entre los 12.5 a los 72.5 mm Ls, y el tercero entre 32.5 y 82.5 mm Ls en los últimos meses del muestreo. Es posible que esta diferenciación pueda estar influida por las migraciones del recurso que salen y entran a las áreas de pesca.

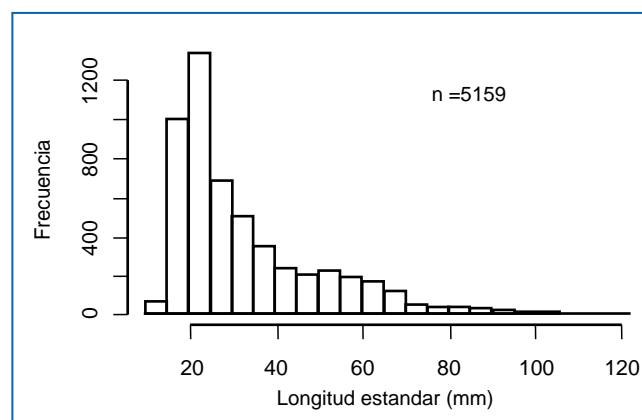


Figura 197. Distribución de frecuencia de las tallas para *P. altum*.

En la **TMC por mes** se detectaron algunos picos en febrero y abril de 2013, y abril de 2014 como el más alto, sugiriendo poblaciones de adultos en las áreas de pesca. Los valores más bajos fueron en junio, julio agosto y septiembre de 2013 y junio julio y agosto de 2014, meses que corresponden al reclutamiento de los más pequeños a la pesquería (Fig. 198).

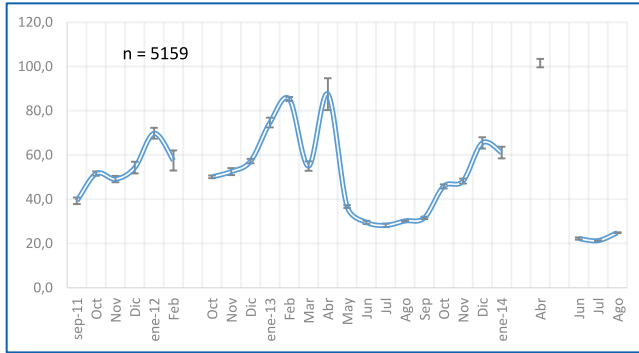


Figura 198. Talla media de captura por mes de *P. altum* entre septiembre de 2011 y agosto de 2014.

La **relación longitud- peso**, que solo se estimó para 2013, mostró un recurso que tuvo un crecimiento de tipo alométrico ($P < 0.05$) (Fig. 197). Ruiz- Vanegas *et al.* (2001b) estudiaron un $b=3.457$ ($n= 352$), también con crecimiento de tipo alométrico.

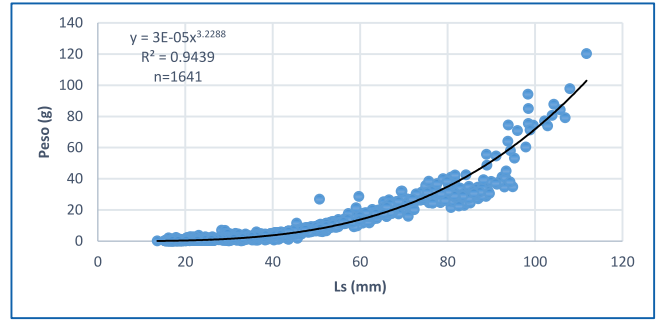
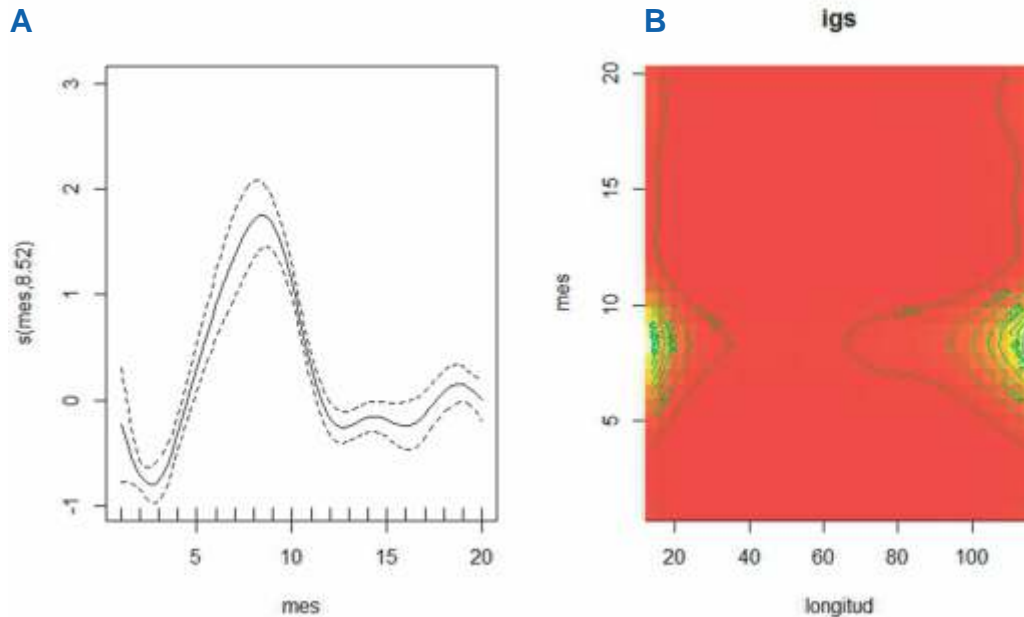


Figura 199. Relación longitud - peso de *P. altum*.

El análisis del **IGS** muestra que la potencia reproductiva se vio acentuada en marzo-abril con una desviación explicada de 55.8% (Fig. 200 A, meses 7 y 8). Los resultados mostraron una concentración del potencial reproductivo en una franja de ejemplares de tallas pequeñas y otra en ejemplares de tallas grandes concentrándose en los meses marzo - abril (Fig. 200 B). Ruiz- Vanegas *et al.* (2001) reportaron desoves en mayo, junio y julio (meses de inundación).



Clave	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Mes	abr -12	oct -12	nov -12	dic -12	ene -13	feb -13	mar -13	abr -13	may -13	jun -13	jul -13	ago -13	sep -13	oct -13	nov -13	dic -13	ene -14	abr -14	jun -14	jul -14

Figura 200. Comportamiento del IGS de *P. altum*. A. Las líneas discontinuas muestran los límites de confianza y la línea continua es la tendencia del modelo. B. Modelo GAM para el IGS por densidades probabilísticas.

La **TMM** fue de 38.5 mm Ls, que comparada con la TMC general (33mm de Ls.), muestra que en promedio se capturan ejemplares antes de haberse reproducido al menos una vez por lo que ya se puede ver una amenaza al potencial reproductivo de la especie (Fig. 201).

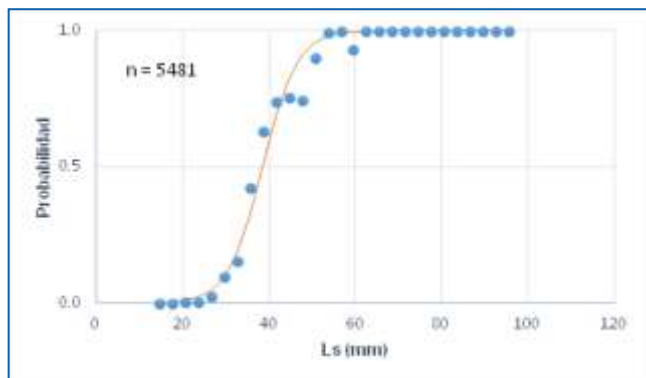


Figura 201. Talla mediana de madurez sexual de *P. altum*.

Con el **patrón de reclutamiento** se obtuvo que la especie presenta un solo pulso concentrado en julio – agosto; al comparar este resultado con los del IGS, no se encontraron coincidencias, por lo que este análisis debe ser revisado (Fig. 202).

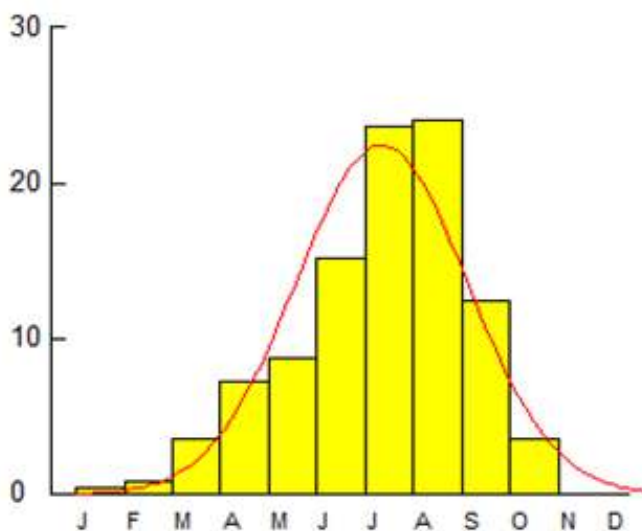


Figura 202. Patrón de reclutamiento de *P. altum*.

Por otra parte, el estudio del **factor de condición** presentó varios picos, siendo el más relevante en abril de 2013, seguidos por uno en octubre de 2011, noviembre de 2012 y julio de 2014. Se destaca que los mayores niveles del factor se encontraron en las tallas superiores a los 100 mm Ls, aunque en abril la franja del factor se distribuyó en todas las tallas (Desvianza explicada 66%).

El análisis de **crecimiento** estimó longitudes asíntoticas con varios modelos que variaron entre 111.05 y 140 mm Ls., también se obtuvieron valores de la tasa metabólica de crecimiento (k) que variaron desde 0.17 y 1.49. Con la ayuda de estimaciones estadísticas y la estructura biológica de la especie, se consideró que el modelo de mayor representatividad para la especie fue el estimado con el FISAT con un $L = 123$ mm Ls y $k = 0.35$ años⁻¹, siguiendo la ecuación de crecimiento:

$$L_t = 123(1 - e^{-0.35(t+0.02)})$$

La tasa de crecimiento se considera baja en comparación con otras estimadas para especies de uso ornamental.

La tasa instantánea de **mortalidad total (Z)**, con modelos analíticos se estimaron con la curva de captura linealizada fue $Z = 1.36$ años⁻¹ (C.I. = 1.27 – 1.44), y el modelo de Jones y van Zalinge $Z = 3.68$ años⁻¹ (C.I. = 3.54 – 3.82); los dos modelos son estadísticamente diferentes. Con los modelos empírico, las estimaciones coincidieron en $Z = 2.4$ años⁻¹. Desde la perspectiva estadística se consideró dejar una estimación final de $Z = 1.3$ años⁻¹.

Se estimó también la **mortalidad natural** $M = 0.59$ años⁻¹, y la **mortalidad por pesca** $F = 0.76$ años⁻¹; sobre esta base se estimó la **tasa de explotación** $E = 0.57$, la cual muestra que el recurso está en su máximo nivel de aprovechamiento con signos leves de sobreexplotación.

El análisis de población virtual mostró que la pesquería ejerció su mayor presión en las tallas pequeñas a partir de los 27.5 mm Ls., de allí comenzó a disminuir con algunos picos menores en tallas medianas, Esto indica que la población decae rápidamente teniendo las cohortes periodos de vida cortos (Fig. 203). Con los resultados obtenidos se estimó la edad relativa de la primera captura $t_c = 0.38$ años (17.5 mm de Ls.), la edad máxima de la especie en $t_{max} = 8.89$ años (117.49 mm de Ls.), el tiempo al cual la población es sometida a la intensidad de la pesquería $t = 8.4$ años. Estas estimaciones sirvieron para determinar qué porcentaje de la vida de la especie está siendo empleada en la actividad pesquera, con $t = 94\%$.

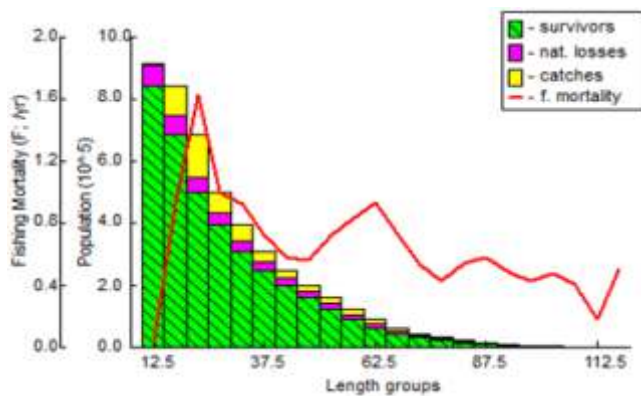


Figura 203. Análisis de población virtual para *P. altum*.

El modelo de Thompson y Bell permitió observar un recurso subexplotado (Fig. 204, flecha vertical), con un RMS estimado en 293 034 ejemplares/año.

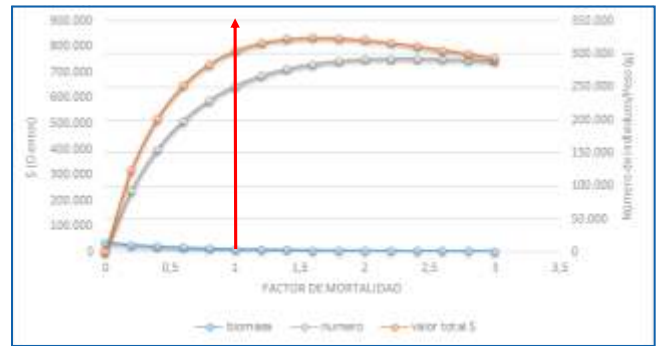


Figura 204. Modelo bioeconómico de Thompson y Bell para *P. altum*.

El análisis de la tasa de explotación ($E = 0.57$), la comparación entre la TMM y la TMC donde hay cierto riesgo para el potencial reproductivo de la especie, ejemplares muy pequeños o muy grandes en avanzado estado de reproducción en dos meses del año (IGS), una presión de la pesquería en tallas menores principalmente, un porcentaje de la vida de la especie en la pesquería muy alto (94%) y el modelo bioeconómico que muestra un recurso aparentemente subexplotado, se puede concluir por los aspectos biológico - pesqueros que el recurso está en una situación de aprovechamiento sostenible, con señales de alerta que deben tenerse en cuenta para su manejo. Si se decide hacer un manejo a través de una cuota, se sugiere tener en cuenta el RMS estimado en este estudio como un punto de referencia límite. La tabla 26 contiene los principales resultados para la especie.

Tabla 26: Relación de resultados relevantes para la especie.

Rango tallas (mm)	b	TMC (mm)	TMM (mm)	IGS max a LT (mm)	L_8 (mm)	K (y^{-1})	t_0	Recl.	Z (y^{-1})	M	F	E	RMS (ejpl/año)
12.5 - 112.5	3.2	33	38.5	>100	123	0.35	-0.02	1	1.3	0.59	0.76	0.57	293 034

4.4.2.4 *Aequidens metae* Eigenmann, 1922 - Mojarra meta, Yellow acara.

Rango de tallas	29- 85 mm Ls	Talla media de captura	52.58mm Ls (EE: 2.35)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.000005	3.5941	18

4.4.2.5 *Apistogramma iniridae* Kullander, 1979 - Apistograma inirida.

Rango de tallas	16- 52 mm Ls	Talla media de captura	25.41mm Ls (EE: 0.62)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico negativo 95%		0.00007	2.7338	19

4.4.2.6 *Apistogramma macmasteri* Kullander, 1979 - Apistograma cola roja.

Rango de tallas	19- 55 mm Ls	Talla media de captura	32.12mm Ls (EE: 0.37)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.1405	292

4.4.2.7 *Biotodoma wavrini* (Gosse, 1963) - Juan viejo cara bonita, Orinoco eartheater.

Rango de tallas	26- 116 mm Ls	Talla media de captura	45.14mm Ls (EE: 1.38)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico negativo 95%		0.00006	2.8136	99
2013	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.0651	41
General	Isométrico 95%		0.00002	3.0831	146

4.4.2.8 *Bujurquina mariae* (Eigenmann, 1922) - Bujurquina.

Rango de tallas	29.5- 101.5mm Ls	Talla media de captura	58.56mm Ls (EE: 0.64)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.1729	21
2013	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.1706	235
2014	Alométrico positivo 95%		0.00002	3.2348	19
General	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.1851	286

4.4.2.9 *Crenicichla geayi* Pellegrin, 1903 - Bocón Satena, Halfbanded pike cichlid.

Rango de tallas	41.5- 203.5 mm Ls	Talla media de captura	70.06mm Ls (EE: 2.12)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico negativo 95%		0.00003	2.9066	75

4.4.2.10 *Crenicichla lenticulata* Heckel, 1840 - Bocón Satena punteada.

Rango de tallas	41- 227 mm Ls	Talla media de captura	122.16mm Ls (EE: 2.06)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.000006	3.2184	159

4.4.2.11 *Crenicichla sp. 1 Inírida* - Mataguaro ventuari.

Rango de tallas	78- 258 mm Ls	Talla media de captura	132.89mm Ls (EE: 5.12)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.000001	3.5698	24

4.4.2.12 *Geophagus taeniopareius* Kullander & Royero 1992 Juan viejo cara rayada.

Rango de tallas	31.5- 73.5 mm Ls	Talla media de captura	48.92mm Ls (EE: 2.58)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Isométrico 95%		0.00003	3.0432	19

4.4.2.13 *Hoplarchus psittacus* (Heckel, 1840)- Mojarra lora.

Rango de tallas	28- 138mm Ls	Talla media de captura	90 mm Ls (EE: 2.62)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00004	3.0338	33
2014	Isométrico 95%		0.0002	2.7124	16

4.4.2.14 *Mesonauta egregius* Kullander & Silfvergrip, 1991 - Festivum Orinoco.

Rango de tallas	21- 176 mm Ls	Talla media de captura	49.25mm Ls (EE: 1.67)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Isométrico 95%		0.00005	2.9857	158

4.4.2.15 *Satanoperca daemon* (Heckel, 1840)- Juan viejo daemon, Threespot eartheater.

Rango de tallas	25- 205 mm Ls	Talla media de captura	67.58mm Ls (EE: 1.43)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico positivo 95%		0.000007	3.3632	213
2013	Alométrico positivo 95%		0.00001	3.1925	161
2014	Isométrico 95%		0.00002	3.1381	43
General	Alométrico positivo 95%		0.000009	3.282	427

Ruiz- Vanegas *et al.* (2001) lo reportaron como una especie omnívora, con incubación de huevos en la boca entre 433 y 905 huevos (n=4); la relación

longitud-peso estimó un $b = 3.017 (n=248)$ y un rango de tallas de captura entre 31 y 230 mm Ls.

4.4.2.16 *Satanoperca mapiritensis* (Fernández-Yépez, 1950) - Juan viejo, Yuruparí Orinoco.

Rango de tallas	36.5- 151.5mm Ls	Talla media de captura	81.5mm Ls (EE: 2.5)		
Año	Tipo de crecimiento		a	B	n
2013	Isométrico 95%		0.00003	3.0284	59
2014	Isométrico 95%		0.00003	2.9669	34
General	Isométrico 95%		0.00002	3.0755	107

4.4.2.17 *Symphysodon tarzoo* Lyons 1959 - Disco, Blue discus.

Rango de tallas	57- 125 mm Ls	Talla media de captura	85.48mm Ls (EE: 2.01)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2013	Alométrico positivo 95%		0.00003	3.1279	85

4.5 ORDEN PLEURONECTIFORMES

4.5.1 Familia Paralichthyidae

4.5.1.1 *Cyclopsetta panamensis* (Steindachner, 1876) - Lenguado panamense, God's flounder.

Rango de tallas	66- 166 mm Ls	Talla media de captura	103.02mm Ls (EE: 3.32)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Alométrico positivo 95%		0.000006	3.3388	21

4.6 ORDEN MYLIOBATIFORMES

4.6.1 Familia Potamotrygonidae

4.6.1.1 *Potamotrygon magdalenae* (Duméril, 1865) - Raya Barranquilla, Magdalena river stingray.

Rango de tallas	81- 141 mm Ls	Talla media de captura	95.4 mm EE: 2.01		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2011	Isométrico 95%		0.0003	2.5708	45

4.7 ORDEN OSTEOGLOSSIFORMES

4.7.1 Familia Osteoglossidae

4.7.1.1 *Osteoglossum bicirrhosum* (Cuvier, 1829) - Arawana plateada, Arawana.

Rango de tallas	33- 663 mm Ls	Talla media de captura	56.03mm Ls(EE: 1.94)		
Año	Tipo de crecimiento		a	b	n
2012	Alométrico negativo 95%		0.1733	0.4551	210
2013	Alométrico negativo 95%		0.00007	2.4665	86
2014	Alométrico negativo 95%		0.0143	1.0423	143
General	Alométrico negativo 95%		0.0003	2.052	445



4.8 ESPECIES CON POCA INFORMACIÓN

A lo largo del periodo de estudio se pudieron muestrear e identificar otras especies que por el número de ejemplares capturados no se pudo hacer analisis que ofrecieran más información sobre ellas. Sin embargo la información sirvió para tener un rango de tallas y una talla media de captura que sirven de referencia, dado el tiempo de muestreo de este trabajo (Septiembre de 2011 a Noviembre de 2014). En la Tabla 27 se pueden apreciar estas especies.

Tabla 27: Especies con poca representatividad en muestreos con las cuales se pudo estimar rango de talla y talla media de captura (TMC). S2 = Varianza, S = Desviación estándar, E.E: Error estándar

Categoría	Especie	Nombre común	Rango talla Ls (mm)	TMC (mm)	S ²	S	E.E.
ORDEN SILURIFORMES							
Familia Callichthyidae	<i>Corydoras delphax</i>	Corredora wotroi	17 - 67	39,9	92,32	9,61	0,41
	<i>Corydoras habrosus</i>	Corredora habrosus	11 - 23	15,6	3,52	1,88	0,06
	<i>Corydoras leucomelas</i>	Corredora puntatus	18 - 44	30,6	20,36	4,51	0,16
	<i>Otocinclus macrospilus</i>	Otocinco de punto	18.5 - 34.5	25,2	3,81	1,95	0,06
Familia Loricariidae Subfamilia Hypoptopomatinae	<i>Aphanotorulus ammophilus</i>	Afanotorulo	56.5 - 161.5	117	946,94	30,7	9,7
	<i>Dekeyseria pulchra</i>	Cucha Atabapo	29 - 129	63,2	372,48	19,30	0,70
	<i>Hemiancistrus</i> sp. 2 (Carreño)	Cebra falsa (Carreño)	19.5 - 130.5	45,8	161,41	12,70	0,45
	<i>Hemiancistrus</i> sp. 3 (Villavicencio)	Cebra guaca de punto (Villavo)	28 - 112	57,5	324,18	18,00	1,16
	<i>Hypancistrus contradens</i>	Cucha punto de oro fina	5.5 - 89.5	48,6	114,84	10,72	0,56
	<i>Hypancistrus debilitera</i>	Cebra payaso	24 - 104	41,0	110,65	10,52	0,32
Familia Auchenipteridae	<i>Pseudancistrus orinoco</i>	Cucha plana	16 - 66	36,3	63,30	7,96	0,44
	<i>Agamyxis albomaculatus</i>	Dora de punto Orinoco	34 - 60	47,2	33,24	5,77	0,53
	<i>Agamyxis pectinifrons</i>	Dora de punto Amazonas	35.5 - 52.5	43,7	13,11	3,62	0,35

Categoría	Especie	Nombre común	Rango talla (mm)	TMC (mm)	S ²	S	E.E.
ORDEN CHARACIFORMES							
Familia Anostomidae	Leporinus y-ophorus	Leporino yoforo	27.5 - 52.5	35,5	46,37	6,81	0,99
Familia Characidae	Hemigrammus stictus	Guarupaya coliroja	26 - 32	14,3	206,91	14,38	1,03
	Paracheirodon innesi	Neón	7.5 - 26.5	14,0	6,28	2,51	0,06
Familia Curimatidae	Curimatopsis evelinae	Línea naranja	17.5 - 37.5	30,5	31,43	5,61	1,45
Familia Erythrinidae	Hoplias malabaricus	Dormilón	47 - 179	94,9	1005,50	31,71	3,38
Familia Hemiodontidae	Hemiodus gracilis	Hemiodo colirojo, Tijero colirojo	28.5 - 79.5	49,3	78,82	8,88	0,63
	Hemiodus unimaculatus	Hemiodo de punto	45.5 - 120.5	63	779,81	27,93	7,46
Familia Iguanodectidae	Iguanodectes geisleri	Iguana línea roja	24 - 54	33,2	28,69	5,36	0,32
Familia Lebiasinidae	Nannostomus unifasciatus	Pencil unifasciato	19.5 - 38.5	28,8	5,23	2,29	0,06
Familia Prochilodontidae	Semaprochilodus kneri	Sapuara real	17.5 - 132.5	51,8	682,10	26,12	0,68
Familia Serrasalimidae	Myleus sp. Inírida	Gancho rojo largo	5.5 - 104.5	73,7	151,15	12,29	0,92
ORDEN PERCIFORMES							
Familia Cichlidae	Crenicichla sveni	Satena manchada	49.5 - 119.5	78,9	246,51	15,70	3,81
	Geophagus abalios	Juan viejo ojo de fuego	27 - 167	50,8	341,84	18,4	0,73

Categoría	Especie	Nombre común	Rango talla (mm)	TMC (mm)	S ²	S	E.E.
ORDEN PERCIFORMES							
Familia Cichlidae	<i>Geophagus dicrozoster</i>	Juan viejo dicrozoster	31.5 - 82.5	47,1	136,36	11,68	0,99
	<i>Heros severus</i>	Severum	30 - 186	83,3	1419,53	37,68	2,77
	<i>Mesonauta insignis</i>	Festivum Orinoco	25.5 - 125.5	88.0	1106,67	33,27	8,32
ORDEN MYLIOBATIFORMES							
Familia Potamotrygonidae	<i>Potamotrygon motoro</i>	Raya motoro	26.5 - 211.5	116,2	1803,6	42,47	3,8
	<i>Potamotrygon orbignyi</i>	Raya común	21.5 - 241.5	104,2	5687,3	75,41	11,5

IV. ANÁLISIS GENERAL

Entre septiembre de 2011 y noviembre de 2014 se pudo obtener algún tipo de información de la pesquería de 144 especies de peces ornamentales continentales de Colombia. Esto representa un 28% de la totalidad de especies de peces ornamentales continentales identificadas que asciende actualmente en 522 especies (Ortega-Lara *et al.* 2015). Teniendo en cuenta que sobre la mayoría de ellas, no se tenía conocimiento con respecto a aspectos biológico pesqueros, este aporte representa un buen porcentaje de cobertura de las especies que adicionalmente incluye las más representativas de la pesca de peces ornamentales continentales. No tener esta información representaba un gran vacío de información en uno de los grupos más grandes de especies pesqueras del país. Aun así, la información recopilada y el número de especies que actualmente existe permite evidenciar claramente que lo presentado en este documento es apenas el principio de un arduo trabajo que debería continuar, pues Colombia es junto con algunos de sus países vecinos (Venezuela, Brasil, Perú), uno de los países que mantiene pesquerías de peces ornamentales para ser comercializados principalmente en el mercado internacional (Ortega-Lara *et al.*, 2015).

El análisis biológico pesquero de 26 especies permitió conocer aspectos de su biología y su pesquería que antes no estaban disponibles para estas especies, no solo a nivel nacional, sino a nivel internacional. Se pudo observar de manera general como el **rango de tallas** capturadas fue amplio de acuerdo con el tamaño de cada especie, con **TMC generales** que variaron de acuerdo con las condiciones de la pesquería; algunas especies entran muy temprano en sus vidas a la pesquería,

mientras que otras lo hacen durante toda la vida y en otras pocas, la pesquería se dio en tallas mayores únicamente.

Dado que la dinámica pesquera de peces ornamentales continentales puede llegar a ser muy específica, la **TMC general** pudo estar influenciada por la misma. Al analizar la **TMC por mes**, fue interesante observar como esta cambiaba a lo largo de los meses, identificando máximos de la TMC en un mes y mínimos en el mes siguiente. Esto puede deberse a varios factores: i) hay migraciones a lo largo del río donde ejemplares adultos y juveniles entran a las áreas de pesca en temporadas específicas, ii) Los pescadores pueden saber de acuerdo con la época cuales áreas de pesca tienen ejemplares grandes o adultos e ir a esos lugares a capturarlos, según la demanda del recurso, iii) los pescadores van a las áreas de pesca que conocen y capturan lo que encuentran en ellas. Los métodos y artes de pesca identificados en las cuencas del Orinoco y el Amazonas son altamente selectivos para las especies (Ajiaco-Martínez *et al.*, 2012b; AUNAP; en preparación), pero la alta variabilidad en las TMC por mes, muestra que las tallas de captura puede estar influenciada mas por la disponibilidad del recurso en el medio que por una determinada selectividad del arte de pesca.

En cuanto a la **relación longitud – peso**, se pudo observar que la información más representativa de la especie se dio en el año 2013 cuando hubo una mayor recopilación de información. De esta manera se tomó ese año como el representativo de los análisis de relación longitud – peso para cada una de las especies. Sin embargo en algunas de especies, se pudo hacer un análisis de esta

relación para diferentes años, y se encontró que el tipo de crecimiento variaba de un año a otro, de isométrico a alométrico y viceversa. Aunque es posible que las condiciones del muestreo en general (época, lugar de muestreo, etc.), el número de datos, el rango de tallas con que se hizo la relación, y la cantidad de datos que pudieran salirse de una tendencia general pueden afectar el resultado de la estimación, también es posible que las especies con estas variaciones de año a año, pudieran tener cambios metabólicos causados por variaciones medioambientales que ocasionaran que estas modificaran su tipo de crecimiento, como un factor de adaptación a las condiciones en que se encuentran. Por esta razón, para verificar la presencia de este tipo de adaptaciones en las especies, es necesario realizar estudios más detallados que permitan muestreos secuenciales, en un mismo lugar durante varios años, con una representatividad de tallas y datos en general.

El análisis de los aspectos reproductivos (**IGS**, **TMM**, **patrón de reclutamiento**) ofreció nueva información de la biología reproductiva de estas especies. En el análisis del IGS por el modelo de GAM y de densidades probabilísticas se observó en varias especies picos reproductivos y las tallas a las que los ejemplares tuvieron su mayor desarrollo gonadal. En algunas especies no se observó un pico reproductivo como tal y su actividad reproductiva se dio a lo largo del periodo de estudio, algunas en un amplio rango de tallas y otras con un rango estrecho de tallas que entraron en etapas de reproducción. El amplio número de datos con que se estimó la TMM permitió tener una buena estimación, que fue muy útil para compararla con la TMC general, y establecer si había o no una amenaza al potencial reproductivo de la especie. Sin embargo el cambio significativo de la TMC a lo largo de los meses, permite ver que ese grado de amenaza cambia también y es relativo en varias de las especies. El patrón de reclutamiento, como un método indirecto para determinar en qué época se encontraría mayor número de ejemplares en la edad “cero” (t_0), estimó en varios casos un solo pico de reclutamiento y en

otros dos picos. En varios casos, los picos de reclutamiento confirmaron los mayores valores de IGS en determinadas épocas, mientras que en otros no. Este análisis de reclutamiento se considera preliminar y se deberán hacer análisis más detallados al respecto para este tipo de parámetro. De manera general se considera entonces que hubo un gran avance en aspectos reproductivos, y que estos deberán ser correlacionados con otros aspectos como la determinación de migraciones a lo largo del río, el ciclo hidrológico de los mismos y las condiciones ambientales de los lugares donde estos peces se reproducen.

Por primera vez se estimaron **parámetros de crecimiento** para peces ornamentales continentales en Colombia. No se encontró información de este tipo para estas y otras especies en otras partes del mundo en grandes bases de información ictológica como por ejemplo Fishbase (Froese y Pauly, 2015). Las estimaciones de la longitud asintótica (L_{∞}) y la estimación de la edad y longitud máxima por otros métodos (APV) marcaron una referencia importante de cuál es el tamaño al que podrían llegar eventualmente estas especies. De otro lado, la tasa metabólica de crecimiento (k) fue en general alta, lo que indica que estas especies crecen rápido y llegan a edades y longitudes de adulto en relativo poco tiempo. El ciclo hidrológico de los ríos, la disponibilidad de alimento y las condiciones medioambientales en general seguramente contribuyen a que estas especies crezcan rápido.

Los riesgos asociados a las pesquerías se relacionaron particularmente a la presión sobre la reproducción por la captura en tallas cercanas a la TMM, y por elevadas tasas de aprovechamiento. Se destaca la coincidencia de las estimaciones obtenidas mediante los métodos utilizados en este estudio, con información obtenida mediante otras metodologías en estudios dirigidos a pocas especies que cuentan con ella; este es el caso de particular de los resultados para *H. guahiborum* y

F. vittata, evidenciando la utilidad de las metodologías aquí aplicadas para el seguimiento de los recursos pesqueros. Aunque es importante la generación del conocimiento de cada especie, pues aún se desconoce la biología de ellas y esto es fundamental para el entendimiento adecuado de los impactos que tiene la presión pesquera sobre ellas, también es importante mirar aquellas pesquerías que capturan más de una especie, para analizar de manera integral la pesquería.

La estimación por varios métodos de la tasa instantánea de mortalidad total (Z) y la mortalidad natural (M) permitió el análisis de los diferentes resultados; con base en la estadística descriptiva y la biología de la especie, especialmente con los resultados obtenidos en sus tiempos de gestación, se consideró cual era el mejor modelo que describía mejor los resultados de Z y M para cada una de las especies. Con el resultado de la mortalidad por pesca (F), se pudo estimar por primera vez una tasa de explotación que indica la situación de cada especie en cuanto a su nivel de aprovechamiento. De esta manera, los resultados mostraron que 16 (62%) de las especies están sobreexplotadas, 8 (31%) en un punto de aprovechamiento sostenible y 2 (7%) están subexplotadas. Algunas de las categorizadas como sobre explotadas se incluyeron en dicha categoría en tasas de explotación que oscilaron entre 0.6 y 0.7 que por la dinámica de la pesquería podrían no mostrar niveles críticos de sobre aprovechamiento, pero que otros parámetros de la pesquería si mostraban señales de alerta como tal. En la mayoría de los casos el modelo bioeconómico de Thompson y Bell confirmó la situación de sobre aprovechamiento de estas especies, mostrando niveles no sostenibles tanto en lo biológico como en lo económico.

El análisis de población virtual (APV) permitió confirmar la presión por pesca (mortalidad por pesca F) de las especies de acuerdo con su talla. En la mayoría de las especies se observó una tendencia a ser aprovechadas desde tallas menores siendo inclusive todavía juveniles, a

pesar de que la tendencia de la relación entre la TMM y la TMC no ofreciera una amenaza al potencial reproductivo de la especie. En otras se pudo confirmar como su aprovechamiento se hace sobre tallas medianas y mayores. Esto de nuevo hace pensar que es la dinámica de las pesquerías, la que finalmente determina las tallas a las cuales son capturadas, así como las exigencias en la demanda del comercio de determinadas especies. Se pudo estimar también la talla de primera captura (t_c), la edad y longitud relativa máxima, el tiempo en el que la especie está sometida a la pesquería y el porcentaje de la vida de las especies sometidas a la pesquería. Este último parámetro se tuvo muy en cuenta en las consideraciones para determinar el estado de la especie en cuanto a su pesquería, pues cuando una especie tiene altos porcentajes del tiempo de sus vida sometido a la presión por pesca, es mucho más vulnerable a un sobre aprovechamiento.

Con el modelo bioeconómico de Thopson y Bell realizado por primera vez a peces ornamentales, se estimó para varias especies el **RMS**. Esta estimación en la mayoría de los casos se dio en términos de miles de ejemplares, lo cual se consideró baja, dado el aprovechamiento de las mismas, sin embargo, para el cardenal (*P. axelrodi*) y el Otocinco (*O. vittatus*) fue estimada en términos de millones de ejemplares, que es a todas luces un **RMS** alto, pero que es el reflejo de la abundancia de las especies en el medio. El manejo precautorio de las pesquerías muestra que la mejor manera de mantener pesquerías sostenibles, es tomando el **RMS** como un punto de referencia limite y no como un punto de referencia objetivo (Caddy y Mahon, 1995; Puentes *et al.*, 2014). Los peces ornamentales continentales vienen siendo manejados a través de cuotas de ejemplares, y los métodos para determinar dichas cuotas han sido generalmente sobre la base de los reportes de especies exportadas. Ortega-Lara y Puentes (2015) hicieron un analisis de las cuotas globales en peces ornamentales llegando a la conclusión que este sistema de manejo puede

llegar a tener limitantes. Sin embargo teniendo ahora estimaciones de **RMS** sobre la base de información directa de las pesquerías, se considera un gran aporte que puede servir de referencia para el manejo que la autoridad pesquera quiera darle a estos recursos. El reto a futuro será poder estimar la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), que se hace muy difícil por las características mismas de la pesquería.

Se puede concluir entonces que el aporte de nueva información para las especies ornamentales continentales de este estudio es significativo, y ha sido posible gracias a la continuidad en proyectos de investigación, donde la autoridad pesquera y la Fundación FUNINDES pudieron mantener el esfuerzo técnico, logístico, financiero e institucional, que permitieron a la AUNAP tener más elementos para el manejo y administración de este importante grupo de recursos pesqueros.

Es importante mencionar que estos recursos, como otros de todas las cuencas hidrográficas en el territorio nacional son de pesquerías eminentemente artesanales y se ven afectados por otras actividades que trascienden a la jurisdicción de la autoridad pesquera. Las afectaciones ambientales por fenómenos naturales (Niño, Niña) y el cambio climático muy seguramente deben estar influenciando ya los patrones naturales de las especies de uso

ornamental; actividades de origen antrópico como la ampliación de la frontera agrícola, la minería legal o ilegal, entre otras, son actividades que pueden llegar a ocasionar fragmentación de ecosistemas y deterioro de los nichos naturales donde estas especies viven (Ortega - Lara y Puentes, 2015), si no se hacen de manera responsable. Es por esto que no se puede pensar que los problemas de la pesca de peces ornamentales son solo un tema de pesca. La articulación interinstitucional e intersectorial y un manejo en el que los pescadores y comerciantes tengan una participación (*manejo participativo*), puede ser una alternativa que lleve a procesos exitosos en la pesca ornamental continental del país.

Una herramienta o guía para el manejo de los peces ornamentales continentales de Colombia puede ser la elaboración de un Plan de Acción Nacional que brinde los elementos básicos para la conservación y manejo sostenible de estos recursos. Ortega- Lara *et al.* (2015) y el presente documento han dado ya los elementos suficientes que permiten ver que el manejo deberá ser integral y no de un solo sector del país (ambiental o pesquero); si se decide seguir en la construcción de un Plan de Acción, este deberá ser lo suficientemente integral para que articule los sectores ambiental y pesquero de manera equilibrada.



V. BIBLIOGRAFÍA

- Agenbag, J. J., Richardson, A. J., Demarcq, H., Freón, P., Weeks, S., & Shillington, F.A. (2003). Estimating environmental preference of South Africa pelagic fish species using catch size-and remote sensing data . *Progress in Oceanography*, 59(2): 275-300.
- Ajiaco-Martínez, R. E., Ramírez-Gil, H., & Arias-Castellanos, J. (2012a). Aspectos pesqueros y biología reproductiva de *Hemiancistrus guahiborum*, en un pedregal del río Bitá, Puerto Carreño Colombia. *Revista Orinoquía*, 16(2): 40-51.
- Ajiaco-Martínez, R. E., H. Ramírez-Gil, P. Sánchez-Duarte, C. A. Lasso y F. Trujillo. (2012b). IV. Diagnóstico de la pesca ornamental en Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia, 152 pp.
- Alagaraja, K. (1984). Simple methods for estimation of parameters for assessing exploited fish stocks. *Indian Journal of Fisheries*, 31(2): 177-208.
- Amézquita, M.S.J., Prada, P.S., & Santos, M. A. (1996). Aspectos poblacionales y reproductivos del cardenal (*Paracheirodon axelrodi*) durante el aumento y máximos niveles del aguas en la cuenca del caño Bocón, Guainía, Colombia. *En: 3er Simposio Colombiano de Ictiología*, Barranquilla. 60pp.
- Anjos, H. D. B., & Anjos, C. R. (2006). Biología reproductiva e desenvolvimento embrionário e larval do cardinal tetra, *Paracheirodon axelrodi* Schultz, 1956 (Characiformes: Characidae), em laboratório. *Boletim do Instituto de Pesca*, 32(2): 151-160.
- Ault, J., & Ehrhardt, N. (1991). Correction to the Beverton and Holt Z-estimator for truncated catch length - frequency distribution. Manila: ICLARM fishbyte, 9(1): 37-39.
- AUNAP, en preparacion. Artes y Metodos de Pesca en Colombia.
- Baldisserotto, B., & Val, A. L. (2002). Ion fluxes of *Metynnis hypsauchen*, a teleost from the Rio Negro, Amazon, exposed to an increase of temperature. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B): 749-752.
- Ballen, G. (2011). A new species of *Chaetostoma tschudi* (Siluriformes: Loricaridae) from Colombia with a definition of the *C. anale* species group. *Papeis Avulso de Zoologia*, 51(26): 383-398.
- Bazigos, G. P. (1976). Estadísticas aplicadas de pesca. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (135). 181pp.
- Beheregaray, L. B., Piggott, M., Chao, N. L., & Caccone, A. (2006). Development and characterization of microsatellite markers for the Amazonian blackwing hatchetfish, *Carnegiella marthae* (Teleostei, Gasteropelecidae). *Molecular Ecology Notes*, 6(3): 787-788.

- Beheregaray, L. B., Chae, J., Chao, J. L., & Caccone, A. (2005). Characterization of microsatellite loci for the Amazonian rummy nose Tetra, *Hemigrammus bleheri* (Teleostei, Characidae). *Molecular Ecology Notes*, 5(3): 536-537.
- Beheregaray, L. B., Möller, L. M., Schwartz, T. S., Chao, N. L., & Caccone, A. (2004). Microsatellite markers for the cardinal tetra *Paracheirodon axelrodi*, a commercially important fish from central Amazonia. *Molecular Ecology Notes*, 4(3): 330-332.
- Beverton, R., & Holt, S. (1966). Manual de métodos para la evaluación de los stocks de peces. Parte 2. Tablas de funciones de rendimiento. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (38) Rev. 1. 67pp.
- Caddy, J.F., & Bazigos, G. (1988). Orientaciones prácticas para el seguimiento estadístico de la pesca en situaciones de escasez de personal. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (257). 85pp.
- Caddy J.F. & Mahon, R. 1995. Reference points for Fisheries Management. FAO Fisheries Technical Paper 347. FAO, Rome. 162p.
- Cadima, E. (2003). Manual de evaluación de recursos pesqueros. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (393). 162pp.
- Collazos-Lasso, L.F., & Arias-Castellanos, J. A. (2009a). Estimulación a la maduración final y el desove de *Ancistrus triradiatus*. Grupo de estudio en peces ornamentales nativos. *Revista Orinoquía*, En: <http://orinoquia.unillanos.edu.co/index.php/orinoquia/article/view/225/665>. Fecha de consulta: Diciembre de 2015.
- Collazos-Lasso, L. F, Arias-Castellanos, J.A. (2009b). Respuesta de larvas de *Ancistrus triradiatus*, a diferentes ofertas de primera alimentación Orinoquia. *Revista Orinoquía*, 13(2): 87-92.
- Cooke, G. M., Chao, N. L., Beheregaray, L.B. (2009). Phylogeography of a flooded forest specialist fish from central Amazonia based on intron DNA: the cardinal tetra *Paracheirodon axelrodi*. *Freshwater Biology*, 54(6): 1216-1232.
- Cooke, G. M., & Beheregaray, L. B. (2007). Extremely high variability in the S72 intron of the Amazonian cardinal tetra (*Paracheirodon axelrodi*). *Journal of Fish Biology*, 71. 132-140.
- Cruz, Y., Castillo, V., Cordoba, D. F., Muriel, F., & Castellanos, J. A. (2015). Aspectos biológico - reproductivos de especies de peces ornamentales continentales de Colombia. En: Dinámica de la Actividad Pesquera de Peces Ornamentales Continentales en Colombia, Ortega-Lara, A., Cruz-Quintana, Y., & Puentes, V. (Eds.). Serie de Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP©. Fundación FUNINDES©. 59–88.
- Csirke, J. (1980). Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (192): 1-82.
- de Santana, C.D., Maldonado-Ocampo, J.A., & Crampton, W.G.R. (2007). *Apteronotus galvisi*, a new species of electric ghost knifefish from the Río Meta basin, Colombia (Gymnotiformes: Apteronotidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 18(2): 117-124.
- Ferraris, C. J. (2003). Loricariidae - Loricariinae (Armored catfishes). En: Reis, R.E., Kullander, S.O., & Ferraris, Jr. C.J. (Eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre EDIPUCRS, Brasil.
- Fisch-Muller, S. (2003). Loricariidae - Ancistrinae (Armored catfishes). En: Reis, R.E., Kullander, S.O., & Ferraris, Jr. C.J. (Eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre EDIPUCRS, Brasil. 373-400.
- Froese, R., & Pauly, D. (Eds.). (2015). FishBase World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2015).

- Galvis, G., Mojica, J., Provenzano, F., Lasso, C., Taphorn, D., Royero, R., Castellanos, C., Gutiérrez, A., Gutiérrez, M., López, Y., Mesa, L., Sánchez, P., & Cipamocha, C. (2007). Peces de la Orinoquia colombiana con énfasis en especies de interés ornamental. Instituto Colombiano de Desarrollo Rural (INCODER), Universidad Nacional de Colombia - Instituto de Ciencias Naturales - Departamento de Biología. Bogotá, Colombia. 425pp.
- Galvis, G., Mojica, J. I., & Rodríguez, F. (1989). Estudio ecológico de una laguna de desborde en el río Metica. Bogotá, Colombia: Fondo FEN Colombia, Universidad Nacional de Colombia. 164pp.
- García-Alzate, C. A., Román-Valencia, C., & Barrero, A. M. (2012). Food and reproductive biology of *Farlowella vittata* (Siluriformes: Loricariidae) in Guejar River Basin, Orinoco, Colombia. *Revista de biología tropical*, 60(4): 1873-1888.
- Gayanilo, F. C., Sparre, P., & Pauly, D. (2005). *FAO-ICLARM stocks assessment tools II: User's guide* (8). FAO - ONU.
- Gayanilo, Jr, F.C., & Pauly, D. (Eds.). (1997). *FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT): Reference Manual* (8). FAO Computerized Information Series (Fisheries). Rome, 267pp.
- Gómez-Ramírez, E., Obando, M. J., Tovar, M.O., Caldas, M. L., & Hurtado, H. (2011). Estudio histológico del tracto digestivo del neón cardenal *Paracheirodon axelrodi* (Characidae). *International Journal of Morphology*, 29(3): 782-786.
- Harris, P., & Petry, P. (2001). Preliminary report on the genetic population structure and phylogeography of cardinal tetra (*Paracheirodon axelrodi*) in Rio Negro basin. En Chao, L.N., Petry, P., Prang, G., & Sonneschein, L. 205-225.
- Hastie, T., & Tibshirani, R. (1986). Generalized additive Models. *Statistical Science*, 1(3), 297-310.
- Hoenig, J. M. (1982). Estimating Mortality Rate from the maximum observed age. *ICES C.M.D.* (5): 10pp.
- Hopkins, C. D. (1974). Electric communication: functions in the social behavior of *Eigenmannia virescens*. *Behaviour*, 50(3): 270-304.
- Kullander, S. O. (2003). Family cichlidae. Check list of the freshwater fishes of South and Central America, 605-654.
- Landines, M. A., Sanabria, A., & Daza, P. (2007). Producción de Peces Ornamentales en Colombia. Bogotá- Colombia: Incoder. 236pp.
- Lasso, C. A., Lew, D., Taphorn, D., DoNascimento, C., Lasso-Alcalá, O., Provenzano, F., & Machado-Allison, A. (2004). Biodiversidad ictiológica continental de Venezuela. Parte I. Lista de especies y distribución por cuencas. *Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales*, 159(160): 105-195.
- Lasso, C., & Machado-Allison, A. (2000). Sinopsis de las especies de la familia Cichlidae presentes en la cuenca del Río Orinoco: claves, diagnosis, aspectos bioecológicos e ilustraciones. Caracas, Venezuela: Universidad central de Venezuela, Museo de Biología.
- Maldonado – Ocampo J. A., Ramirez- Gil, H., Ajiaco- Martinez, R.S. 2001. Chalceus cf. macrolepidotus. En: La Pesca en la baja Orinoquia Colombiana: Una Vision Integral. Ramirez-Gil, H., Ajiaco-Martinez R. S. (Eds.). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura –INPA-, COLCIENCIAS, Programa Nacional de Transferencia de Tecnología Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 162-164 pp.
- Maldonado-Ocampo, J. A., Vari, R. P., & Saulo-Usma, J. (2008). Checklist of the freshwater fishes of Colombia. *Biota Colombiana, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt" Colombia* 9(2): 143- 237.

- Marshall, B. G., Forsberg, B. R., & Thomé-Souza, M. J. F. (2008). Autotrophic energy sources for *Paracheirodon axelrodi* (Osteichthyes, Characidae) in the middle Negro river, Central Amazon, Brazil. *Hydrobiologia*, 596(1): 95-103.
- Mellergaard, S., & Bloch, B. (1988). Herpesvirus-like particles in Angelfish *Pterophyllum altum*. *Diseases of Aquatic Organisms*, 5(2): 151-155.
- Meza-Sepúlveda, S., & Sepúlveda-Cárdenas, S. (2012). Efecto de la conductividad eléctrica y el nivel del agua sobre la reproducción de la cucha xenocara (*Ancistrus triradiatus*, Eigeman 1918) bajo condiciones experimentales. *Veterinaria y Zootecnia*, 6(1) 37-46.
- Moreno, P., & Landines, M. A. (2012). Espermatogénesis y oogénesis de la cucha verde amarilla (*Hemiancistrus subviridis*) capturada en Inírida, Guainía. Comunicacionens del III Coloquio de la red de Investigación sobre la Ictiofauna Amazónica â" RIIA: agua, biodiversidad, manejo de recursos Ã_cticos y piscicultura sostenible en la amazonia. 102-109.
- Obando-Bulla, M. J., Gómez-Ramírez, E., Tovar-Bohorquez, M., Rincón, L., Caldas-Martínez, M. L., Hurtado-Giraldo, H. (2013). Estudio morfométrico y topológico del cerebro del pez Neón Cardenal, *Paracheirodon axelrodi* (Characiformes: Characidae). *Actualidad Biológica*, 35(98): 45-61.
- Ortega-Lara, A. (2015a). Aspectos metodológicos generales para el estudio de peces ornamentales continentales de Colombia. Capítulo I. 17 – 24. *En: Dinámica de la Actividad Pesquera de Peces Ornamentales Continentales de Colombia*. Ortega-Lara, A., Cruz-Quintana Y., & Puentes, V. (Eds.). 2015. Serie de Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca - AUNAP ©. Fundación FUNINDES©. 174pp.
- Ortega-Lara, A. (2015b). Revisión taxonómica de los peces ornamentales continentales de Colombia. Capítulo V. 89 – 105. *En: Dinámica de la Actividad Pesquera de Peces Ornamentales Continentales de Colombia*. Ortega-Lara, A., Cruz-Quintana Y. y Puentes, V. (Eds.). 2015. Serie de Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca - AUNAP ©. Fundación FUNINDES©. 174pp.
- Ortega-Lara, A. y Puentes V. 2015. Hacia un nuevo ordenamiento de la Actividad Pesquera Ornamental Continental en Colombia. Capítulo VIII. 124 -142. *En: Dinámica de la Actividad Pesquera de Peces Ornamentales Continentales de Colombia*. Ortega-Lara, A., Cruz-Quintana Y. y Puentes, V. (Eds.). 2015. Serie de Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca - AUNAP ©. Fundación FUNINDES©. 174pp.
- Ortega-Lara, A., Cruz-Quintana Y., & Puentes, V. (Eds.). (2015). Dinámica de la Actividad Pesquera de Peces Ornamentales Continentales en Colombia. Serie de Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca - AUNAP ©. Fundación FUNINDES©. 174pp.
- Palohemio, J. (1980). Estimación of mortality rates in fish population. *Transactions of the American Fisheries Society*, 109(4): 378-386.
- Palohemio, J. (1958). A Method of Estimating Natural and Fishing Mortalities. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 15(4): 749-758.
- Pauly, D. (1984). *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programable calculators*, (8). WorldFish.
- Pauly, D. (1983). Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (234). 49pp.

- Pauly, D., & Navaluna, N. (1983). Moosoon-induced seasonality in the recruitment of Philippine fishes. *FAO Fisheries Report* (291) vol.3: 823-833.
- Perez – Chaparro L. B., Ramirez- Gil, H., Ajiaco-Martinez, R.S. 2001. *Metynnis hypsauchen* Muller y Troschel, 1844. En: La Pesca en la baja Orinoquia Colombiana: Una Vision Integral. Ramirez-Gil, H., Ajiaco-Martinez R. S. (Eds.). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura –INPA-, COLCIENCIAS, Programa Nacional de Transferencia de Tecnologia Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 165-167 pp.
- Piggott, M. P., Chao, N. L., & Beheregaray, L. B. (2011). Three fishes in one: cryptic species in an Amazonian floodplain forest specialist. *Biological Journal of the Linnean Society*, 102(2): 391-403.
- Puentes, V., Escobar, F. D., Polo, C. J., y Alonso, J. C. (Eds.) (2014). Estado de los Principales Recursos Pesqueros de Colombia - 2014. Serie Recursos Pesqueros de Colombia – AUNAP. Oficina de Generación del Conocimiento y la Información, Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca – AUNAP ©. 244 pp.
- Ragonha de Oliveira, S., Baptista de Souza, R. T. Y., Santiago, É. D. S., Melo de Carvalho, C. S., Cruz de Menezes, G., Marcon, J. L., Roubach, R., Akifumi, E., & Gusmão, E. (2008). Tolerance to temperature, pH, ammonia and nitrite in cardinal tetra, *Paracheirodon axelrodi*, an amazonian ornamental fish. *Acta Amazonica*, 38(4): 773-779.
- Ramírez-Duarte, W. F., Pineda-Quiroga, C., Martínez, N., & Eslava-Mocha, P.R. (2011). Use of sodium chloride and zeolite during shipment of *Ancistrus triradiatus* under high temperature. *Neotropical Ichthyology*, 9(4): 909-914.
- Ramírez-Gil, H., Ortega-Lara, A., Ajiaco-Martínez, R. E., & Pineda- Arguello, I. Z. (2011). Ictiofauna del Río Orotoy, distribución e importancia. Posgrados en Gestión Ambiental Sostenible, Universidad de los Llanos. Villavicencio, Colombia. 260pp.
- Reis, R.E. (2003). Callichthyidae (Armored catfishes). En: Reis, R.E., Kullander, S. O., & Ferraris, Jr., C. J. (Eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 291-309.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish population. *Bulletin/Fisheries research board of Canada*. Department of the environment (191): 382pp.
- Rikhter, V.A., & Efanov, V. N (1976). On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *ICNAF Res. Doc. 76/VI/8*. 12pp.
- Roa, R., Ernst, B., & Tapia, F. (1999). Estimation of size at sexual maturity: an evaluation of analytical and resampling procedure. *Fishery Bulletin*, 97(3), 570 - 580.
- Ruiz-Vanegas J.A., Ajiaco- Martinez, R.S., Ramirez- Gil, H. 2001a. *Carnegiella strigata* Gunther, 1864. En: La Pesca en la baja Orinoquia Colombiana: Una Vision Integral. Ramirez-Gil, H., Ajiaco-Martinez R. S. (Eds.). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura –INPA-, COLCIENCIAS, Programa Nacional de Transferencia de Tecnologia Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 174-177 pp.
- Ruiz-Vanegas J.A., Ajiaco- Martinez, R.S., Ramirez- Gil, H. 2001b. *Pterophyllum altum* Pellegrin 1903. En: La Pesca en la baja Orinoquia Colombiana: Una Vision Integral. Ramirez-Gil, H., Ajiaco-Martinez R. S. (Eds.). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura –INPA-, COLCIENCIAS, Programa Nacional de Transferencia de Tecnologia Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 192-195 pp.

- Sanabria-Ochoa, A. I., Victoria, P., & Beltrán, I. C. (Eds.). (2007). *Peces de la Orinoquía Colombiana con Énfasis en Especies de Interés Ornamental*. Bogotá: INCODER 425pp.
- Schaefer, S. (2003). Loricariidae - Hypoptopomatinae (Armored catfishes). En: Reis, R. E., Kullander, S.O., & Ferraris, Jr. C.J. (Eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil.
- Schneider, C. (2007). Análise da variabilidade genética do peixe ornamental *Carnegiella strigata* (Characiformes, Gasteropelecidae) de três rios de água preta da Amazônia Central. Dissertação (mestrado) – INPA/UFAM.
- Serna-Hurtado, L. (2014). Caracterización morfológica y molecular de la diversidad genética de otocinco "*Otocinclus* spp." en la orinoquia colombiana. Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Colombia sede Palmira, Valle. 141 p.
- Silva-Goyeneche, S., Ramirez- Gil, H., Ajiaco-Martinez, R.S. 2001. *Leporinus fasciatus* Bloch 1794. En: La Pesca en la baja Orinoquia Colombiana: Una Vision Integral. Ramirez-Gil, H., Ajiaco-Martinez R. S. (Eds.). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura –INPA-, COLCIENCIAS, Programa Nacional de Transferencia de Tecnologia Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 160-162 pp.
- Sokal, R., & Rohlf, F. (1969). *Biometry: The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman and Company, Ney York. 776pp.
- Sparre, P., & Venema, S. (1997). Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales: Manual. Serie: FAO Documento Técnico de pesca (306)/1. Rev. 2. 120pp.
- Tavares-Dias, M. Brito, M. L. S., & Lemos, J. R. G.(2009). Protozoan and metazoan parasites of the cardinal *Paracheirodon axelrodi* Schultz, 1956 (Characidae), an ornamental fish maintained by an exporter in Manaus, Amazonas State, Brazil. *Acta Scientiarum-Biological Sciences*, 31(1): 23-28.
- Taylor, C. (1960). Temperature, growth and mortality - the Pacific cockle. *Cons. CIEM*, (26): 117-124.
- Terencio, M. L., Schneider, C. H., Gross, M. C., Silva, A. M. D., Feldberg, E., & Porto, J. I. R. (2008). Comparative cytogenetics of *Carnegiella marthae* and *Carnegiella strigata* (Characiformes, Gasteropelecidae) and description of a ZZ/ZW sex chromosome system. *Genetics and Molecular Biology*, 31(1): 231-234.
- Tovar, M. O., Obando, M. J., Gómez, E., Caldas, M. L., & Hurtado, H. (2008). Histología y morfometría del ojo del pez dulceacuícola *Paracheirodon axelrodi* (Characiformes: Characidae). *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 57(4): 1107-1118.
- Trespalacios-Gonzalez O. L., Ajiaco- Martinez, R.S., Ramirez- Gil, H. 2001a. *Nannostomus trifasciatus* Steindachner 1876. En: La Pesca en la baja Orinoquia Colombiana: Una Vision Integral. Ramirez-Gil, H., Ajiaco-Martinez R. S. (Eds.). Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura –INPA-, COLCIENCIAS, Programa Nacional de Transferencia de Tecnologia Agropecuaria, Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 177-179 pp.
- Vazzoler, A.E.A. de M. (1996). Biología da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. EDUEM, Maringá BR. 169 pp.
- von Bertalanffy, L. (1938). A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). *Human Biology*, 10(2): 181-213.

Walker, I. (2004). The food spectrum of the cardinal-tetra (*Paracheirodon axelrodi*, Characidae) in its natural habitat. *Acta Amazonica*, 34(1): 69-73.

Weber, C. (2003). Loricariidae - Hypostominae (Armored catfishes). *En*: Reis, R.E., Kullander, S.O., & Ferraris, Jr. C.J. (Eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. 351-372.

Zaniboni-Filho, E., Meurer, S., Shibatta, O.A., & de Oliveira Nuñez, A.P. (2004). Catálogo ilustrado de peixes do alto Rio Uruguai. Florianópolis : Editora da UFSC : Tractebel Energia. 128 p. :col. ill., col. maps ; 25 cm.

Zar, J. (1999). Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey. 663pp.



