

Estado de explotación del bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* en el Orinoco medio (Caicara-Cabruta), Venezuela

Ángel González*¹; Jeremy Mendoza²; Freddy Arocha²; Arístide Márquez²

¹Instituto Limnológico, Universidad de Oriente, Bolívar, Venezuela. ²Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Sucre, Venezuela. Correo electrónico: angelgonzalez78@hotmail.com

RESUMEN

El bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* es uno de los grandes bagres migratorios del río Orinoco y una especie importante de la pesca artesanal por su alto valor comercial; sin embargo, la cada vez más frecuente captura de peces de tallas menores a la permitida en forma legal podría estar afectando la sostenibilidad futura del recurso. Por tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar el estado de explotación del recurso utilizando métodos clásicos de evaluación de stock (Tasa de Explotación Pesquera [E], Rendimiento por Recluta [Y/R] y Biomasa por Recluta [B/R]). Los resultados mostraron que la longitud de primera captura (88,5 cm de longitud total) está conduciendo a una sobreexplotación del recurso, aun cuando está por encima de los 85 cm como longitud legalmente establecida; sin embargo, se recomienda incrementarla hasta 95 cm, para la cual el recurso se mantendría en un nivel de explotación moderada, sin sobrepesca. Por otra parte, las situaciones conducidas a través de modelos analíticos, mostraron la existencia de dos posibles escenarios de explotación del recurso; uno en el cual el recurso está sub-explotado y otro en que el recurso está en el límite de su explotación. En todo caso se hace necesario tomar medidas precautorias, para la sustentabilidad de la especie en el río Orinoco.

Palabras clave: pesca continental, Orinoco, *Brachyplatystoma rousseauxii*, tasa de explotación, rendimiento por recluta, biomasa por recluta.

State of exploitation of the golden catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the middle Orinoco (Caicara-Cabruta), Venezuela

ABSTRACT

The golden catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* is one of the great migratory catfish of the Orinoco River and an important species of artisanal fishing due to its high commercial value; however, the increasingly frequent capture of fish of sizes smaller than the legally permitted one could be affecting the future sustainability of the resource. Therefore, the objective of this work was to determine the state of exploitation of the resource using classical methods of stock assessment (Fishing exploitation rate [E], Yield by Recruit [Y/R] and Biomass by Recruit [B/R]). The results showed that the length of the first catch (88.5 cm of total length) is leading to overexploitation of the resource, even when it is above 85 cm as the legally established length; however, it is recommended to increase it up to 95 cm, for which the resource would remain at a moderate exploitation level, without overfishing. On the other hand, situations conducted through analytical models, showed the existence of two possible scenarios of exploitation of the resource; one in which the resource is under-exploited and another in which the resource is at the limit of its exploitation. In any case it is necessary to take precautionary measures, for the sustainability of the species in the Orinoco River.

Keywords: inland fisheries, Orinoco, *Brachyplatystoma rousseauxii*, exploitation rate, yield per recruit, biomass per recruit.

Aprobado: diciembre 2017

INTRODUCCIÓN

El bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* está incluido entre los grandes bagres del género *Brachyplatystoma* de la familia Pimelodidae del río Orinoco, junto con el blanco pobre *Brachyplatystoma vaillantii*, el laulau *Brachyplatystoma filamentosum*, el bagre cunaguaro *Brachyplatystoma juruense* y el bagre garbanzo o jipi *Goslinia platynema*, ahora *Brachyplatystoma platynemum* (Novoa 2002, Lundberg y Akama 2005).

Los desembarcos de *B. rousseauxii* representan la especie más importante entre los grandes bagres en el Orinoco medio después del bagre rayado *Pseudoplatystoma* spp., con una producción que alcanzó un máximo de 1450 toneladas en 1995, manteniendo cifras alrededor de las 1300 toneladas hasta el año 2000, para luego disminuir hasta las 800 toneladas en el 2003. A partir del 2004 la producción osciló entre 700 y 1400 toneladas hasta el 2010, cuando se redujo la producción de 600 a 700 toneladas hasta los años más recientes (Novoa 2002, Hoyos *et al.* 2012, Barbarino *et al.* 2012, González *et al.* 2015).

Aproximadamente el 90% de los desembarcos de *B. rousseauxii* proviene del río Orinoco, con un 9% procedente del sistema Apure-Arauca y un 2% de los afluentes del Apure (Novoa 2002). El río Orinoco ha mantenido su importancia en los desembarcos durante los últimos 25 años, a la vez que se ha incrementado la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) desde 0,14 Kg/hora (Novoa *et al.* 1984) hasta 0,98 Kg/hora en el 2008 (González 2010); una abundancia relativa que posiblemente se ha mantenido durante los años actuales.

Este incremento de la CPUE durante los últimos años posiblemente se ha debido a una mayor participación en las capturas de peces relativamente pequeños de la especie a partir de 1989, cuando se disminuyó la luz de malla de las redes (Novoa 2002). Sin embargo, el hecho de haber disminuido la importancia en los desembarcos y mantenido relativamente constante la CPUE en algunas regiones del río Orinoco, como el sector Caicara-Cabruta a partir del 2004 (González 2010), podría ser indicio de un posible efecto de

la captura de estos peces de menor tamaño, al considerar que la mayor intensidad de la pesca en el canal principal del río Orinoco se efectúa sobre los stocks que migran anualmente desde el delta del Orinoco, cuyos ejemplares son capturados con una longitud promedio de 82 cm de longitud total (dos años) (González *et al.* 2015), la cual está por debajo de la longitud mínima legalmente establecida en 85 cm de longitud total, y por debajo de la longitud de primera madurez sexual de 88 cm de longitud total para las hembras (Novoa 2002).

De allí el interés que hubo de evaluar una parcela del stock explotado en el sector Caicara-Cabruta, uno de los más importantes del río Orinoco desde el punto de vista pesquero, a través de la tasa de explotación y del efecto de la longitud de primera captura sobre el rendimiento y la biomasa por recluta, con el fin de generar información que podría ser útil para la implementación de medidas de administración para este recurso.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó utilizando una muestra única de 288 ejemplares que incluyeron machos y hembras en conjunto, medidos mensualmente (longitud total) entre enero y diciembre del 2008, durante los desembarcos del principal puerto pesquero del sector Caicara-Cabruta del río Orinoco, ubicado en la población de Cabruta, estado Guárico (07°39'32"N; 66°15'25"O).

La tasa de explotación (E) se determinó a partir de la relación entre el coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca (F) y el coeficiente instantáneo de mortalidad total (Z):

$$\left(E = \frac{F}{Z} \right)$$

y se estimó (F) a partir de la diferencia entre (Z) y el coeficiente instantáneo de mortalidad natural:

$$M = (F = Z - M)$$

El coeficiente instantáneo de mortalidad total (Z) se determinó a partir de la distribución de frecuencias de longitud utilizando los métodos de la curva de captura linealizada (Sparre y Venema 1995), el método de Beverton y Holt (1957) y el método

de Ehrhardt y Ault (1992); mientras que el coeficiente de mortalidad natural (M) se estimó por las fórmulas empíricas de Pauly (1980), Alverson y Carney (1975), Charnov *et al.* (2013) y Gislason *et al.* (2010).

Según el método de la curva de captura, (Z) es la pendiente (b) de la línea de regresión entre el logaritmo neperiano del número de peces capturados por clases de tallas y sus edades relativas correspondientes:

$$\left(\frac{\ln N}{\Delta t} \right)$$

Las edades relativas (t) para las clases de tallas (L) se determinaron por la ecuación inversa de von Bertalanffy:

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

donde los parámetros de crecimiento (t_0), (K) y (L_∞) fueron respectivamente -1,872 años, 0,233 año⁻¹ y 130,1 cm (González *et al.* 2015).

El método de Beverton y Holt (1957) se aplicó por medio de la ecuación:

$$Z = K * \frac{(L_\infty - L_{media})}{(L_{media} - \bar{L}_c)}$$

mientras que el de Ehrhardt y Ault (1992) por la función:

$$\left[\frac{L_\infty - L_{máxima}}{L_\infty - \bar{L}_c} \right]^{\frac{Z}{K}} = \frac{Z(\bar{L}_c - L_{media}) + K(L_\infty - L_{media})}{Z(L_{máxima} - L_{media}) + (L_\infty - L_{media})}$$

donde \bar{L}_c es la longitud promedio de la primera captura, considerada como la longitud correspondiente al 50% de la muestra; L_{media} es el promedio de la longitud de los peces por encima de \bar{L}_c y $L_{máxima}$, es el promedio de la longitud de los peces más grande en la muestra (Penha y Mateus 2007). Estos dos métodos, junto con el de la curva de captura, fueron aplicados con ayuda del programa FISAT (Gayanilo *et al.* 1994), agrupando las longitudes en intervalos de 4 cm.

La fórmula empírica de Pauly (1980) se representó por la ecuación:

$$\ln M = -0,0152 - 0,279 \ln L_\infty + 0,6543 \ln K + 0,463 \ln T$$

donde T es el promedio anual de la temperatura del agua, K y L_∞ , los parámetros de crecimiento.

La ecuación de Pauly fue aplicada con ayuda del programa FISAT (Gayanilo *et al.* 1994).

La ecuación empírica de Alverson y Carney (1975) se representó por la función:

$$M = \frac{3K}{e^{K(t-k)}}$$

donde t' es la edad crítica o edad a la cual la especie alcanza su mayor biomasa, la cual se determinó a partir de la relación:

$$t' = 0,38 t_{max}$$

donde t_{max} es la edad máxima alcanzada por la especie, la cual en la región del Orinoco medio es de cinco años (González *et al.* 2015).

La ecuación de Charnov *et al.* (2013) estuvo simbolizada por:

$$M = \left(\left(\frac{L_{media}}{L_\infty} \right)^{-1,5} \right) * k$$

mientras que la de Gislason *et al.* (2010) por la función:

$$\ln M = 0,55 - 1,61 * \ln(L_{media}) + 1,44 \ln(L_\infty) + \ln(K)$$

La evaluación de la longitud de primera captura y de la mortalidad por pesca que actualmente se aplica (F) actual, se hizo aplicando el modelo predictivo del rendimiento y la biomasa por recluta de Thompson y Bell (1934), analizando su sensibilidad para tres valores diferentes de (M), y aplicando los siguientes pasos (Sparre y Venema 1995):

- 1.- Frecuencias de longitud.
- 2.- Edad (t) de las clases de longitud según la ecuación inversa de von Bertalanffy.
- 3.- Intervalos de edades: $d(t) = t(L1) - t(L2)$.
- 4.- Peso por clase de longitud: $w = a * L^b$ (relación longitud peso) (García Vasquez *et al.* 2009).
- 5.- Número de sobrevivientes por clases de longitud: $Nt + 1 = Nt * \exp(-F + M)$, cuando $t \geq t_c$ (edad de primera captura) y $Nt + 1 = Nt * \exp(-M)$, cuando $t < t_c$, partiendo de un total de 1000 reclutas
- 6.- Captura por clases de longitud:

$$Ct = \left(\frac{F}{F + M * (Nt + 1 - Nt)} \right)$$

cuando $t \geq t_c$, y $Ct = 0$ cuando $t < t_c$.

7.- Rendimiento (captura en peso) por clase de longitud:

$$Y = Ct * wi$$

8.- Biomasa por clase de longitud:

$$Bt = Nt * wi * dt$$

9.- Sumatoria del rendimiento por recluta (Y/R) y la biomasa por recluta (B/R) por clase de longitud dividida entre 1000 reclutas.

10.- Simulación del rendimiento por recluta (Y/R) y la biomasa por recluta (B/R), para valores diferentes de (M) y (F).

El punto de referencia biológico para el rendimiento por recluta (Y/R) fue el F0.1, conocido como el valor de (F) donde la pendiente de la curva de rendimiento por recluta, como una función de la mortalidad por pesca, es del 10% de su valor en el origen (Caddy y Mahon 1995); mientras que para la biomasa por recluta (B/R) se utilizó el B50% o valor de (F) que produce la reducción de la biomasa por recluta en un 50% con relación a la biomasa por recluta virgen (Jensen 2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La longitud máxima observada de *B. rousseauxii* fue de 122 cm de longitud total, aparentemente mayor que los 103 cm de longitud furcal reportado para el sector Caicara-Cabruta en 1983 (Novoa *et al.* 1984), aun considerando los diferentes tipos

de medidas utilizados, y aproximadamente igual a la señalada para el eje Orinoco-Apure en 129 cm de longitud total (Hoyos y Fontiveros 2012).

Con relación a otras regiones suramericana, esta longitud máxima fue menor que la reportada para la región de Iquitos en Perú (García *et al.* 2009) y para el río Caquetá en Colombia (Muñoz-Sosa 1996, Barthem y Gouldin 1997, Agudelo *et al.* 2013), diferencias probablemente relacionadas con variaciones en la abertura de la malla de las redes que se utilizan para la pesca, cuya disminución a partir de 1989 facilitó la captura de peces de menor tamaño (Novoa 2002).

La longitud de primera captura fue de 88,5 cm de longitud total, con una longitud promedio de 99,7 cm de longitud total. La mortalidad total (Z) fue igual a 0,57 (0,45 – 0,69) año⁻¹ según el método de la curva de captura, mientras que usando otros métodos se encontraron los siguientes valores: 0,63 (0,49 – 0,66) año⁻¹ según Beverton y Holt, y 0,61 (0,47 – 0,71) año⁻¹ según Ehrhardt y Ault (Cuadro 1).

Utilizando el método de la curva de captura para la región del Amazonas en Perú (García *et al.* 2009) se han estimado valores de $Z = 1,12$ año⁻¹ y para el río Caquetá en Colombia $Z = 1,14$ año⁻¹ (Agudelo *et al.* 2013); valores superiores a los estimados para el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco.

Valores relativamente mayores también han sido estimado para el bajo Amazonas en Brasil ($Z = 0,87$ año⁻¹) (Ruffino e Isaac 1995), el bajo Caquetá

Cuadro 1. Mortalidad total (Z), mortalidad natural (M), mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación (E) del bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco

Método	Z	M	F	E
Curva de Captura	0,57(0,45 – 0,69)			
Beverton y Holt (1957)	0,63(0,49 – 0,66)			
Ehrhardt y Ault (1992)	0,61(0,47 – 0,71)*			
Pauly (1980)		0,46*	0,15(0,01 – 0,25)	0,25(0,02 – 0,35)
Alverson y Carney (1975)		0,45		
Charnov <i>et al.</i> (2013)		0,35*	0,26(0,12 – 0,36)	0,43(0,20 – 0,59)
Gislason <i>et al.</i> (2010)		0,27*	0,34(0,20 – 0,44)	0,56(0,33 – 0,72)

* Valores de Z y M seleccionados para la estimación de F y E

en Colombia ($Z = 0,78 \text{ año}^{-1}$) (Muñoz-Sosa 1996) y el sistema Estuario-Amazona-Solimões en Brasil ($Z = 1,31 \text{ año}^{-1}$) (Alonso 2002).

En cuanto a la mortalidad natural (M), la estimada por la ecuación de Pauly fue similar a la estimada por la ecuación de Alverson y Carney (1975) (Cuadro 1). Cuando se comparan parámetros poco precisos como (M) es suficiente utilizar un solo decimal (Cubillos y Araya 2007), por lo que los estimados de (M) según Pauly (1980) y Alverson y Carney (1975), también podrían considerarse igual al estimado para el Amazonas en la región de Iquitos en Perú ($M = 0,48 \text{ año}^{-1}$) (García *et al.* 2009).

Valores de mortalidad natural, más discordantes fueron observados entre las ecuaciones empírica de Charnov *et al.* (2013) y Gislason *et al.* (2010) (Cuadro 1). Ambos valores fueron aproximadamente igual a los estimados por Agudelo *et al.* (2013), quienes determinaron valores de (M) comprendidos entre $0,32$ y $0,42 \text{ año}^{-1}$. Igualmente, el estimado por Gislason *et al.* (2010) ($M = 0,27 \text{ año}^{-1}$) fue aproximado al reportado por Alonso (2002) para el sistema Estuario-Amazona-Solimões en Brasil ($M = 0,32 \text{ año}^{-1}$).

Para la determinación del coeficiente instantáneo de mortalidad por pesca (F) y la tasa de explotación (E), cualquiera de los tres estimados de (Z) pudieron utilizarse por ser muy similares; sin embargo, se seleccionó el valor intermedio estimado por el método de Ehrhardt y Ault (1992) [$Z = 0,61(0,47 - 0,71) \text{ año}^{-1}$]. En cuanto a (M), por el contrario, para disminuir la incertidumbre en los resultados de (F) y (E) se seleccionaron tres valores diferentes que correspondieron al más conservador ($M = 0,46 \text{ año}^{-1}$), el medianamente conservador ($M = 0,35 \text{ año}^{-1}$) y el menos conservador ($M = 0,27 \text{ año}^{-1}$).

Al utilizar el valor de ($M = 0,46 \text{ año}^{-1}$) (F) fue igual a $0,15(0,01 - 0,25) \text{ año}^{-1}$, mientras que para ($M = 0,35 \text{ año}^{-1}$) y ($M = 0,27 \text{ año}^{-1}$), los valores de (F) fueron respectivamente $0,26(0,12 - 0,36) \text{ año}^{-1}$ y $0,34(0,20 - 0,44) \text{ año}^{-1}$. Los valores de (E) en cada caso fueron respectivamente $0,25(0,02 - 0,35)$, $0,43(0,20 - 0,59)$ y $0,56(0,33 - 0,72)$ (Cuadro 1). Un valor de (E) igual a $0,5$ ha sido propuesto como una aproximación de un recurso

pesquero a su máximo rendimiento sostenible (Gulland 1983), mientras que algunos autores como Rochet y Trenkel (2003) consideran que ($E = 0,5$) corresponde a un recurso pesquero al límite de su explotación y que está sobreexplotado cuando ($E > 0,5$).

De allí que para los tres valores de (M) considerados, se dedujeron dos escenarios en el nivel de explotación según los valores de (E); un recurso moderadamente explotado para ($M = 0,46 \text{ año}^{-1}$) [$E = 0,25(0,02 - 0,35)$] y ($M = 0,35 \text{ año}^{-1}$) [$E = 0,43(0,20 - 0,59)$], y un recurso sobreexplotado para ($M = 0,27 \text{ año}^{-1}$) [$E = 0,56(0,33 - 0,72)$], y considerando el valor superior del intervalo para $M = 0,35 \text{ año}^{-1}$ ($E = 0,59$); estos últimos aproximadamente igual a los estimados por Agudelo *et al.* (2013) en el río Caquetá de Colombia ($E = 0,63$ y $0,72$), donde señalaron también una sobreexplotación del recurso bagre dorado.

La evaluación del recurso según los resultados de (E) fue corroborada a través del modelo del rendimiento y biomasa por recluta de Thompson y Bell (1934), el cual considera algunas condiciones de la explotación para pronosticar el rendimiento y la biomasa a diferentes niveles de mortalidad por pesca, lo que constituye un enlace directo entre la evaluación del stock y el manejo del recurso (Sparre y Venema 1995).

El análisis de sensibilidad del modelo de rendimiento y biomasa por recluta para los valores de (M) considerados, demostró que para ($M = 0,46 \text{ año}^{-1}$) el (F) actual [$0,15(0,10 - 0,25) \text{ año}^{-1}$] se encontró por debajo del valor correspondiente al (F) óptimo indicado por el $F_{0.1}$ ($F = 0,55 \text{ año}^{-1}$) y del (F) que produjo la reducción de la biomasa en un 50% con relación a la biomasa virgen ($B_{50\%} > 1$) (Figura 1); lo que evidenció la existencia de un recurso moderadamente explotado, como lo indicó el valor de (E).

Igualmente, considerando a ($M = 0,35 \text{ año}^{-1}$), el (F) actual [$0,26(0,12 - 0,36) \text{ año}^{-1}$] se ubicó por debajo del (F) correspondiente al $F_{0.1}$ ($F = 0,50 \text{ año}^{-1}$) y del que redujo la biomasa por recluta en un 50% con relación a la biomasa virgen ($B_{50\%} = 0,9$) (Figura 2), que indican que el recurso bagre dorado en el sector se encuentra moderadamente explotado.

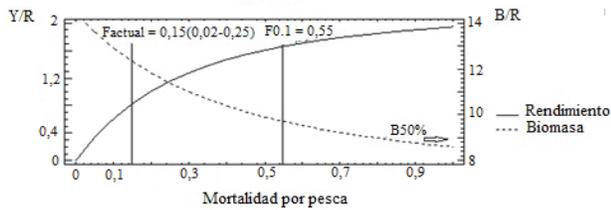


Figura 1. Rendimiento por recluta (Y/R) y biomasa por recluta (B/R) de *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco. $M = 0,46 \text{ año}^{-1}$

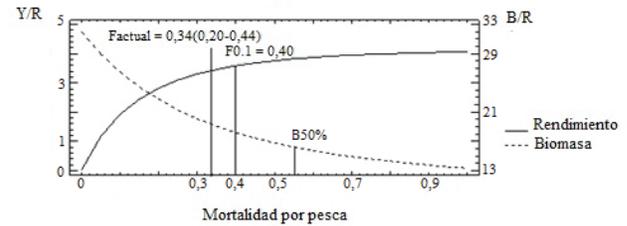


Figura 3. Rendimiento por recluta (Y/R) y biomasa por recluta (B/R) de *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco. $M = 0,27 \text{ año}^{-1}$

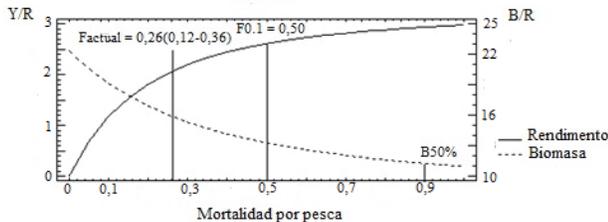


Figura 2. Rendimiento por recluta (Y/R) y biomasa por recluta (B/R) de *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco. $M = 0,35 \text{ año}^{-1}$

Sin embargo, considerando lo relativamente cerca que se encontró el valor superior del intervalo del (F) actual ($F = 0,36 \text{ año}^{-1}$) con relación al (F) óptimo ($F = 0,50 \text{ año}^{-1}$), con solo una diferencia del 28% aproximadamente, en el caso de ($M = 0,35 \text{ año}^{-1}$) el recurso se encontraría en el límite de su explotación, tal como se demostró cuando se consideró a ($M = 0,27 \text{ año}^{-1}$). En este último caso, el F actual [$0,34(0,20 - 0,44) \text{ año}^{-1}$] se encontró aproximadamente en el límite del (F) óptimo indicado por el F0.1 ($F = 0,40 \text{ año}^{-1}$) (Figura 3).

Al considerar el límite superior del intervalo del (F) actual ($F = 0,44 \text{ año}$), éste estuvo cerca del (F) que produjo la reducción de la biomasa por recluta en un 50% con relación a la biomasa virgen ($B50\% = 0,55 \text{ año}^{-1}$), con tan solo un 20% de diferencia.

Los estimados de ($E = 0,59$) para ($M = 0,35 \text{ año}^{-1}$) y [$E = 0,56(0,33 - 0,72)$] para ($M = 0,27 \text{ año}^{-1}$)

indicaron una sobreexplotación del recurso por ser numéricamente mayor que 0,5 ($E > 0,5$); sin embargo, su aproximación al límite de 0,5 podría indicar más bien la existencia de un recurso en el límite de su explotación, como lo demostró el modelo del rendimiento y la biomasa por recluta.

De acuerdo a los valores de (E) y el modelo del rendimiento y biomasa por recluta, se demostró la existencia de dos posibles escenarios relacionados con la existencia de un recurso moderadamente explotado y un recurso en el límite de su explotación, de los cuales el que más se adaptó a la realidad de un recurso bajo explotación fue el que señaló la presencia de un recurso en el límite de esta explotación.

Lo anterior, puede deducirse de un (M) cuya estimación, según las ecuaciones de Charnov *et al.* (2013) y Gislason *et al.* (2010), tomó en cuenta, además de los parámetros de crecimiento, el promedio de la longitud de los peces, los cuales, para efecto de la evaluación de la pesquería, debió ser la longitud de los peces plenamente explotados (Sparre y Venema 1995).

Los peces plenamente explotados fueron igualmente ejemplares sexualmente maduros (Novoa 2002) y los resultados de (M) que originaron ($0,27$ y $0,35 \text{ año}^{-1}$) se acercaron a los determinados por Agudelo *et al.* (2013) para peces sexualmente maduros del río Caquetá ($0,32$ y $0,42 \text{ año}^{-1}$). Dichos valores permiten una mayor aceptación con relación a (M), de los estimados según las ecuaciones de Pauly (1980) y Alverson y Carney (1975).

Los (M) estimados a partir de las ecuaciones de Pauly (1980) y Alverson y Carney (1975) demostraron la existencia de un recurso moderadamente explotado; sin embargo, por estar (M) vinculado solo con el crecimiento y asumir su constancia para todas las edades (peces maduros e inmaduros), los resultados originaron incertidumbre por cuanto (M) realmente varía con la edad (Brodziak *et al.* 2009) y la muestra estuvo constituida por peces de diferentes edades, que incluyeron ejemplares maduros e inmaduros (Novoa, 2002).

Agudelo *et al.* (2013) estimaron valores de (M) comprendidos entre 0,44 y 0,56 año⁻¹ para peces inmaduros en el río Caquetá, los cuales fueron aproximadamente igual a los estimados según las ecuaciones de Pauly (1980) y Alverson y Carney (1975) (respectivamente 0,46 y 0,45 año⁻¹), por lo que, posiblemente, dichos resultados estuvieron influenciados por los peces inmaduros presentes en la muestra.

La conclusión de un recurso en el límite de su explotación pudo ser válida para el año 2008 cuando se realizaron los muestreos y no es descartable la posibilidad que actualmente, ocho años después, el recurso ya se encuentre en un nivel de sobreexplotación, tomando en cuenta que sigue siendo un objetivo importante para la pesca artesanal del sector Caicara-Cabruta y de todo el Orinoco.

Posiblemente el recurso ya entró en una sobrepesca de crecimiento debido a la relativamente pequeña longitud de primera captura que se extraen (88,5 cm de longitud total), aun cuando se encuentra legalmente por encima de la establecida en el reglamento en 85 cm de longitud total (Novoa 2002), por lo que hay la necesidad de incrementarla como una medida urgente para la conservación del recurso bagre dorado.

La simulación del modelo del rendimiento y la biomasa por recluta para una longitud de primera captura de 95 cm de longitud total, considerando el valor de (M) menos conservador (0,27 año⁻¹), demostró que lo que sería el (F) actual [0,34(0,20-0,44) año⁻¹] estaría por debajo del F0.1 (F = 0,55 año⁻¹) y del (F) que produciría la reducción de la biomasa por recluta en un 50% con relación a la

biomasa virgen (B50% > 1), por lo que el recurso estaría moderadamente explotado (Figura 4).

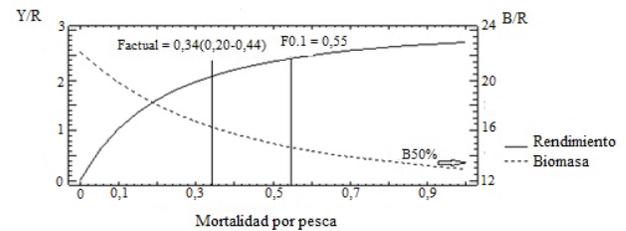


Figura 4. Rendimiento por recluta (Y/R) y biomasa por recluta (B/R) de *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco. Lc = 95 cm de longitud total; M = 0,27 año⁻¹

Se recomienda incrementar la longitud de primera captura hasta 95 cm de longitud total, considerando que en otras regiones como la Amazonía del Perú y el río Caquetá en Colombia, la longitud de primera captura está legalmente establecida en 91 y 85 cm de longitud estándar, respectivamente (IIAP 2011, FAO 2000).

Aumentar la longitud de primera captura implica incrementar el tamaño de la malla de las redes que normalmente se utilizan (14 cm de entrenudo) (González 2010) hasta tamaños más grande, como referencia se tiene que la utilizada legalmente para la cuenca del Amazonas, por ejemplo, es de 20 y 22 cm de entrenudos (FAO 2000).

Sin embargo, la longitud de primera captura y el tamaño de la malla de las redes que se pueden establecer para el río Orinoco dependerá de la determinación previa de la longitud de primera madurez sexual de la especie, la cual es desconocida, por cuanto la información que se tiene de 88 y 79 cm de longitud total para hembras y machos, respectivamente, corresponde realmente al río Caquetá en Colombia (Novoa 2002).

Establecer una longitud de primera captura adecuada protegería a los peces maduros durante su movimiento migratorio a lo largo del canal principal hasta la zona de desove en el tramo occidental del río Orinoco (Novoa 2002), ya que son capturados en mayor intensidad cuando

tienen un longitud promedio de 82 cm de longitud total (González *et al.* 2015), talla que es inferior a la longitud de primera madurez reportada para otras regiones como el río Caquetá (Agudelo *et al.* 2013) y la Amazonía peruana (García *et al.* 2009).

El incremento de la longitud de primera captura, dependiendo de la determinación exacta de la longitud de primera madurez, constituye una medida inmediata para la conservación del recurso bagre dorado, siempre y cuando se garantice su estricta aplicación y se sensibilice a los pescadores, la industria pesquera y los mercados locales, en cuanto a la importancia de no permitir el desembarco de peces con longitudes inferiores a la talla mínima que legalmente se establezca.

CONCLUSIONES

La tasa de explotación del bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara-Cabruta del río Orinoco se encuentra cerca del valor límite de explotación establecido para el recurso, con una mortalidad por pesca relativamente cerca de la mortalidad óptima.

La longitud de primera captura que se aplica en el sector (88,5 cm de longitud total), se encuentra por encima del límite legal establecido en 85 cm de longitud total, sin embargo, conduce a una sobreexplotación del recurso bagre dorado, por esto es necesario incrementar esta medida hasta 95 cm de longitud total o más, dependiendo de la determinación exacta de la longitud de primera madurez de la especie en el río Orinoco.

LITERATURA CITADA

- Agudelo, CE; Joven León, AV; Bonilla-Castillo, CA; Petre Junior, M; Peláez, M; Duponchelle, F. 2013. Breeding, growth and exploitation of *Brachyplatystoma rousseauxii* Castelnau, 1855 in the Caquetá River, Colombia. *Neotropical Ichthyology* 11(3):637 – 647.
- Alonso, JC. 2002. Padrão espaço - temporal da estrutura populacional e estado atual de exploração pesqueira da dourada *Brachyplatystoma flavicans*, Castelnau, 1855 (Siluriformes: Pimelodidae), no sistema estuário-Amazonas-Solimões. Tesis de Doctorado. Manaus, Brasil, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia y Universidade Federal do Amazonas. 217 p.
- Alverson, DL; Carney, MJ. 1975. A graphic review of the growth and decay of population cohorts. *ICES Journal of Marine Science* 36(2):133-143.
- Barbarino, A; Ramírez, J; Contreras, C; Alvarado, J; Pérez, A; Castillo, O; Ortega, O; González, A; Martínez, A; Hernández, G; Silva, A. 2012. Evaluación y propuesta de manejo de las pesquerías más importantes de la Orinoquia Venezolana, con énfasis en el ciclo reproductivo, dinámica poblacional y contenido de metales pesados y organoclorados, en la musculatura de los grandes bagres del género *Brachyplatystoma*. Informe del Plan para el Desarrollo Sustentable de la Pesca Continental Nacional. Caracas. Venezuela. Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA). 48 p.
- Barthem, R; Goulding, M. 1997. The Catfish Connection: Ecology, Migration, and Conservation of Amazon Predators. Columbia University Press, Nueva York, Estados Unidos de América. 144 p.
- Beverton, RJH; Holt, SJ. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. Great Britain. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. Series II. 19. 533 p.
- Brodziak, J; Ianelli, J; Lorenzen, K; Methot Jr, RD. (eds.). 2011. Estimating natural mortality in stock assessment applications. U.S. Department Commerce, NOAA Technical Memorandum. 38 p. NMFS-F/SPO-119.
- Caddy, JF; Mahon, R. 1995. References point for fisheries management. FAO Fisheries Technical Paper. Roma, Italia (347). 83 p.
- Charnov, EL; Gislason, H; Pope, JG. 2013. Evolutionary assembly rules for fish life histories. *Fish and Fisheries* 14(2):213-324.
- Cubillos, L; Araya, M. 2007. Estimaciones empíricas de mortalidad natural en el bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*

- Smith, 1898). *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 42(3):287-297.
- Ehrhardt, NM; Ault, JS. 1992. Analysis of two length-based mortality models applied to bounded catch length frequencies. *Transactions of the American Fisheries Society* 121(1):115-122.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 2000. Informe del taller regional sobre manejo de las pesquerías de bagres migratorios del Amazonas. Comisión de Pesca Continental para América Latina (COPESCAL); Programa de Cooperación Gubernamental FAO/Noruega. Roma, Italia. 22 p. GCP/INT/648 NOR. Informe de campo F-5.
- García Vásquez, A; Alonso, JC; Carvajal, F; Moreau, J; Nuñez, J; Renno, JF; Tello, S; Montreuil, V; Duponchelle, F. 2009. Life-history characteristics of the large Amazonian migratory catfish *Brachyplatystoma rousseauxii* in the Iquitos region, Peru. *Journal of Fish Biology* 75(10):2527-2551.
- Gayanilo Jr, FC; Sparre, P; Pauly, D. 1994. The FAO-ICLARM stock assessment tools (FISAT) User's Guide. 186 p. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 6.
- Gislason, H; Daan, N; Rice, JC; Pope, JG. 2010. Size, growth, temperature and the natural mortality of marine fish. *Fish and Fisheries* 11(2):149-58.
- González, AR. 2010. Dinámica poblacional del bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* en el sector Caicara - Cabruta del Orinoco en Venezuela. Trabajo de Ascenso. Caicara del Orinoco, Venezuela, Instituto Limnológico, Universidad de Oriente. 41 p.
- González, AR; Mendoza, J; Arocha, F; Márquez, A. 2015. Edad y crecimiento del bagre dorado *Brachyplatystoma rousseauxii* del Orinoco medio según anillos de la espina pectoral. *Zootecnia Tropical* 33(2):153-161.
- Gulland, JA. 1983. Fish stock assessment. A manual of basic methods. FAO/Wiley Ser. on Food and Agriculture 1: 233 p.
- Hoyos, C; López, D; Fontiveros, R. 2012. Principales especies de peces comerciales del eje Orinoco-Apure (Guía de campo). 2 ed. Instituto Socialista de la Pesca y Acuicultura (INSOPESCA). Caracas, Venezuela. 68p
- IIAP (Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana). 2011. Propuesta de manejo de poblaciones naturales de ocho especies de peces de importancia comercial en Loreto: Proyecto Evaluación para el Manejo de Recursos Pesqueros Amazónicos (PESCA). Programa de Investigación para el Uso y Conservación del Agua y sus Recursos – AQUAREC. Iquitos, Perú 17 p.
- Jensen, AL. 2000. Harvest reference points for the Beverton and Holt dynamic pool model. *Fisheries Research* 47(1):93-96.
- Lundberg, JG; Akama, A. 2005. *Brachyplatystoma capapretum*: a New Species of Goliath Catfish from the Amazon Basin, with a Reclassification of Allied Catfishes (Siluriformes: Pimelodidae). *Copeia* (3):492-516.
- Muñoz-Sosa, DL. 1996. Age structure and exploitation of Giant Catfish populations (*Brachyplatystoma* sp.) in the Lower Caquetá River, Colombia. Tesis de Maestría. Siracusa. Nueva York. Estados Unidos de América. College of Environmental Science and Forestry, State University of New York. 100 p.
- Novoa, D; Ramos, F; Cartaya, E. 1984. Las pesquerías artesanales del río Orinoco, sector Caicara - Cabruta. Parte I. Memoria de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle 121(44):163-215.
- Novoa, DF. 2002. Los recursos pesqueros del eje fluvial Orinoco-Apure: presente y futuro. Ministerio de Agricultura y Tierra, Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INAPESCA), Caracas. 148 p.

- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *ICES Journal of Marine Science*, 39(2):175-192.
- Penha, JMF; Mateus, LAF. 2007. Sustainable harvest of two large predatory catfish in the Cuiabá river basin, northern Pantanal, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 67(1):81-89.
- Rochet, MJ; Trenkel, VM. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(1):86-99.
- Ruffino, ML; Isaac, VJ. 1995. Reproductive strategies and biological parameters of several Brazilian Amazon fish species. *NAGA, the ICLARM Quarterly* 18(4):41-45.
- Sparre, P; Venema, SC. 1995. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales - Parte 1: Manual*. 420 p. FAO Documento técnico de pesca. 306/1. Rev.1
- Thompson, WF; Bell, FH. 1934. *Biological statistics of the Pacific halibut fishery: (2) effect of changes in intensity upon total yield and yield per unit of gear*. Seattle, Washington. 49 p. Report of the International Fisheries Commission. No. 8.