



# Estimación de Variables Asociadas al Manejo de la Pesca Recreativa en el Río Grande, Provincia de Tierra del Fuego Antártida e Islas del Atlántico Sur

Módulo II: Estimación de Abundancia y parámetros poblacionales asociados en la población de Trucha Marrón (*Salmo trutta*) del río Grande.



## Informe final

Matías J. Klaich, Martín I. García Asorey y Miguel A. Casalinuovo

Cita: Klaich, M.J., M.I. García Asorey y M.A. Casalinuovo. 2012. Estimación de Variables Asociadas al Manejo de la Pesca Recreativa en el Río Grande, Provincia de Tierra del Fuego A e IAS. Modulo II: Modulo II: Estimación de Abundancia y parámetros poblacionales asociados en la población de Trucha Marrón (*Salmo trutta*) del Río Grande. Informe Final. 18 pp.



## **Resumen**

En este informe se presentan los resultados obtenidos a partir estudios complementarios al Proyecto Marco "*Desarrollo de las bases científicas para el manejo integrado de la pesca recreativa en el Río Grande, Provincia de Tierra del Fuego*", solicitado por el Estado Provincial, los cuales permiten abordar con mayor certeza la estimación de parámetros relacionados con la aplicación de un modelo de simulación pesquera que permita analizar diferentes estrategias de manejo en la pesquería. El objetivo del Módulo II "*Estimación del Tamaño del run de Truchas Marrones Anádromas en el Río Grande*" fue estimar el tamaño del run a partir del reanálisis de los datos obtenidos en el marco del Proyecto "*Estatus poblacional y ecología de la trucha marrón del río Grande, Tierra del Fuego, Argentina*" llevado a cabo por el Flathead Lake Biological Station (FLBS), dependiente de la Universidad de Montana, utilizando un método alternativo (POPAN) que sea acorde al comportamiento migratorio de los peces. El reanálisis de los datos produjo estimaciones del tamaño del run similares para la Temporada de pesca 2.007, mientras que estimó un tamaño de run mayor para la Temporada de pesca 2.008, en relación al análisis elaborado por FLBS. Para ambas temporadas, el método utilizado en este informe produce una estimación más precisa que el utilizado por FLBS. Se sugiere que en futuros trabajos de continúe con el enfoque utilizado en este informe, ya que además de mejorar la precisión en las estimaciones, el método permite la posibilidad de estudiar otros procesos dinámicos que son de importancia a la hora de generar pautas de manejo pesquero sobre el recurso, tales como la variación temporal de las capturas y de entradas al río.

## **Agradecimientos**

Queremos agradecer a las siguientes personas y establecimientos, sin cuyo apoyo y colaboración este proyecto no hubiera sido posible de realizar:

- A los inspectores de pesca del Río Grande, en especial José Cenoz, Marcelo Olivier y Rubén Kochirets, y los pescadores que nos apoyaron, juntamente con la Asociación de Pesca con Mosca de Río Grande.
- A Santiago Lesta, de Recursos Hídricos de Tierra del Fuego, Miguel Pascual y Carolina Giese, ambos del GESA, quienes nos acompañaron en la elaboración del presente informe discutiendo ideas y opiniones.
- Queremos agradecer especialmente guías de pesca que participaron en el marcado de los peces y en la toma de datos.



- No podemos dejar de mencionar en especial el apoyo de Patricio Suárez y Fernando de las Carreras para que estos estudios se lleven a cabo.

Este estudio fue financiado en forma conjunta por la Estancia Maria Behety, Maria Behety lodge, Nervous Waters, Villa Maria lodge, Frontiers International, The Fly Shop, Despedida lodge, San José lodge, Aurelia lodge, Anglers Aventuras Fly Shop, Estancia José Menéndez y Kau Tapen lodge. Contó además con la colaboración de la Provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur.

|



## **Introducción**

La pesquería de Trucha Marrón Anádroma (*Salmo trutta*) (TMA) del río Grande de Tierra del Fuego está siendo sometida en estos momentos a una profunda revisión de su modelo de explotación que parte de dos necesidades fundamentales: a) mantener o mejorar la calidad pesquera y b) basar el manejo de la misma en un programa con base científica puesto que hasta hace muy poco ese no ha sido el caso. En este contexto, el Estado Provincial junto con los operadores de los cotos de pesca y otros usuarios del recurso se encuentran en un proceso de diálogo desde el año 2009 con el fin establecer y consensuar acciones para cumplir con los objetivos enunciados precedentemente.

Como parte de este proceso de revisión y discusión, los días 15 y 16 de diciembre de 2010 se realizó un taller técnico en la ciudad de Río Grande, en el que participaron todos los interesados y usuarios mencionados. En el mismo se procedió a describir la plataforma técnica que forma parte de los estudios planificados dentro del Convenio Marco denominado "*Desarrollo de las bases científicas para el manejo integrado de la pesca recreativa en el Río Grande, Provincia de Tierra del Fuego*" por el Grupo de Estudios de Salmónidos Anádmomos (GESA, CENPAT-CONICET) a pedido de la Provincia de Tierra del Fuego Antártida e Islas del Atlántico Sur. Dicha plataforma se desarrolló con el fin de permitir el análisis de diferentes opciones de manejo pesquero, pues permite simular la evolución de la pesquería ante distintos niveles de presión pesquera y reglamentaciones de captura. Esta plataforma se asienta en un modelo demográfico que explora la evolución de la población y de la calidad de pesca cuando es sometida a determinado régimen de explotación (nivel de mortalidad por pesca y regulación de talla).

Los componentes biológicos que se utilizan para dar forma al modelo provienen del análisis de las estructuras de tallas y edades y del análisis del crecimiento individual de los peces. Los escenarios de captura se basan en utilizar el estado actual de la pesquería como valor de referencia para analizar alternativas de manejo. El estado actual de la pesquería se refiere específicamente al número total de peces capturados por temporada en el sistema y al número de peces que mueren como resultado de la actividad de pesca en sentido amplio, ya sea por sacrificio directo (pesca reglamentaria o furtivismo) o por muerte post-liberación asociada a la práctica de captura y liberación (C&L).

Dado el carácter novedoso de este tipo de manejo en el país, así como la falta de datos robustos de algunas de las variables que alimentan el modelo propuesto, en el mismo taller se analizaron las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la información existente. Estas incertidumbres en las variables deben ser consideradas como uno de los puntos a mejorar en relación al carácter predictivo del modelo. En consecuencia



fueron identificadas tres grandes fuentes de incertidumbre que afectan los resultados de estos análisis para la TMA del río Grande, las cuales son un foco prioritario de las investigaciones programadas, como se ha expresado anteriormente. Las mismas son: a) **El tamaño del run**, b) **La mortalidad asociada a las capturas legales o no en el sistema completo (redes, furtivismo, "cotos" públicos, etc.)** y c) **la mortalidad asociada a las prácticas de captura y liberación llevadas mayoritariamente adelante por los operadores privados.**

Por tal motivo, en el año 2.011 se presentó una iniciativa para realizar estudios complementarios al Proyecto Marco a partir de una estructura bimodular, el cual permitió abordar con mayor certeza la estimación de estos parámetros con el fin de alimentar el modelo general. Así, el Módulo I se refirió a las estimaciones de mortalidad post-liberación debidas a la explotación comercial y ha sido terminado al presente, mientras que el Módulo II, a las estimaciones del tamaño de run de TMA que ingresa al río año a año. Los niveles de mortalidad y de capturas admisibles dependen del tamaño de la población, por lo que los resultados que se presentan en este informe son una pieza fundamental de la información necesaria para alimentar la plataforma técnica mencionada más arriba.

Durante los años 2.006, 2.007 y 2.008, los operadores privados contrataron los servicios del Flathead Lake Biological Station (FLBS, Universidad de Montana) con el objetivo de obtener datos útiles para el manejo del recurso pesquero. Entre otras cuestiones, dichos estudios incluyeron un programa de marcado captura y recaptura de ejemplares. Para ello fue necesaria la asistencia de los guías de las distintas operaciones comerciales del río. Los detalles del trabajo se explican más adelante en la sección Materiales y Métodos.

Los métodos de Marcado y Recaptura (MR), son ampliamente utilizados en la gestión de la fauna silvestre ya que, entre otras variables, permiten estimar el tamaño de una población. El método consiste en la captura y marcaje de individuos que son posteriormente liberados. A continuación se realiza una muestra aleatoria para conocer la fracción de organismos marcados y estimar el tamaño de la población con argumentos de proporcionalidad. Este simple principio sirve de base para todas las técnicas conocidas de MR. Una de las características más importantes a considerar es si la población es abierta o cerrada. Una población cerrada no cambia de tamaño durante el periodo de estudio, es decir, se desprecian los efectos de nacimientos, muertes y de la migración. Por el contrario, las poblaciones abiertas cambian de tamaño a causa de los fenómenos mencionados y son un caso más realista. Según el tipo de población que se esté trabajando será la técnica de MR a utilizar. En el caso que nos atañe, FLBS utilizó el método de Schnabel (Schnabel 1938) para realizar las estimaciones del tamaño del run de TMA del río Grande.



El método de Schnabel fue desarrollado para poblaciones cerradas y se basa en múltiples eventos de marcado y recaptura de la misma población, de esta forma en cada nuevo evento de captura se registran el número de individuos marcados y se marcan los ejemplares capturados por primera vez, de esta forma el número de individuos marcados aumenta gradualmente. Al igual que para otros métodos, dos supuestos básicos que deben cumplirse para que los resultados sean adecuados: a) La mortalidad y el reclutamiento durante el período en el que se recogen datos son despreciables, es decir la población debe ser cerrada; y b) Todos los miembros de la población bajo estudio tienen igual probabilidad de ser capturados, antes o después de ser marcados, mezclándose al azar en la población original. Dado el comportamiento migratorio de las TMA, muy difícilmente ambos supuestos se cumplan y el no tener en cuenta estas fuentes de variación puede conducir a serios sesgos en las estimaciones.

Si bien quienes llevaron a cabo estos estudios eran conscientes de estas violaciones, se consideró que un procedimiento más apropiado hubiera requerido más datos, y que el objetivo de su análisis era el de generar una estimación prudente (O'Neal y Stanford 2011). Por lo cual, en este proyecto se planteó explorar otras opciones de análisis, que impliquen considerar las violaciones más evidentes del análisis del FBLS.

### **Objetivos**

Estimar el tamaño del "run" o fracción migratoria de la población de la TMA del río Grande a partir del reanálisis de los datos obtenidos en el marco del Proyecto "Estatus poblacional y ecología de la trucha marrón del río Grande, Tierra del Fuego, Argentina" llevado a cabo por la Universidad de Montana.

Los objetivos particulares de este Módulo son:

- 1) Realizar un análisis alternativo que sea acorde al comportamiento migratorio de los peces.
- 2) Estimar el tamaño del run a partir de un modelo adecuado.



## **Materiales y Métodos**

### Datos

Las capturas fueron realizadas durante las operaciones de los años 2.006, 2.007 y 2.008. En el transcurso del mismo se identificaron un total de 8.365 individuos mediante marcas plásticas numeradas del tipo spaghetti ([www.floytag.com](http://www.floytag.com)). Los peces fueron capturados por los clientes, mientras que la toma de datos y marcado estuvo a cargo mayormente de los guías acompañantes. Cada pez capturado fue identificado y posteriormente liberado. En el caso de que se tratase de un individuo previamente marcado se registró el número de marca antes de su liberación. En tal caso y para el presente análisis solo se consideraron las capturas y recapturas dentro de cada temporada de pesca.

Si bien los registros de pesca, se realizaron en forma diaria, se decidió agrupar las capturas en intervalos semanales con el fin de simplificar el modelo y facilitar de esta forma las estimaciones. Así, se dividieron las operaciones anuales en 15 o 16 semanas u ocasiones de pesca comenzando por la primer jornada de pesca y marcado de cada temporada. Dado que durante la temporada 2.006 se recapturaron muy pocos individuos marcados, en este informe no se realizaron estimaciones utilizando los datos de dicha temporada.

Para la realización de las estimaciones se construyó la historia individual de captura de cada ejemplar registrado. Los modelos de marcado y recaptura permiten estimar los parámetros demográficos (supervivencia, reclutamiento, probabilidad de captura, tamaño poblacional, etc.) que actúan en una población, a partir de la captura, el marcaje, la liberación y las posteriores recapturas de los individuos de la población. Esta información es resumida en las historias de captura de los individuos, las cuales constituyen el principal insumo de estos modelos. Las historias de captura individuales se elaboraron asignando a la captura de cada ejemplar el número "1" o el número "0" a la no captura para cada una de las semanas en las que se dividió la temporada de pesca. Así, cada historia de captura representa una combinación de unos y ceros, los cuales indican cuando un ejemplar fue capturado o no capturado respectivamente en un período de 15 (ó 16) semanas. Por ejemplo la historia de captura 01000000000001 indica que el individuo no fue capturado en la semana 1, fue capturado en la semana 2 y que luego no fue capturado hasta la terminación del muestreo en la semana 15, donde fue capturado nuevamente, es decir recapturado.



## Modelo

Se utilizó una reparametrización del modelo Jolly-Seber para realizar estimaciones de abundancia desarrollada por Schwarz y Arnason (1.996). Este modelo enfatiza la estimación del reclutamiento (la entrada de individuos en la población muestreada) y ha sido aplicado con éxito a diversas especies con distintas actividades migratorias, incluyendo salmónidos (Schwarz et al. 1.993).

El modelo fue implementado utilizando el módulo POPAN del software libre MARK (<http://www.phidot.org/software/mark/> ; White y Burnham 1.999), con el cual se obtuvieron las estimaciones de los cuatro parámetros en los que se basa el modelo (Schwarz y Arnason 1.996):

- $\phi_i$  (**phi**), **la supervivencia aparente** de cada individuo en cada evento de captura  $i$ . El parámetro  $\phi$  indica la probabilidad que un individuo sobreviva de una ocasión a la siguiente y/o permanezca en el área de muestreo, en este caso el área de muestreo es la fracción de río utilizada como zona de pesca por los cotos de pesca que participaron en los estudios. A menos que exista información adicional, el parámetro  $\phi$  no distingue entre la muerte de un individuo o su emigración permanente de la zona de pesca. Sin embargo, ya que entre una ocasión de pesca y otra existe un tiempo en donde la mortalidad puede asumirse cercana a cero, el parámetro  $\phi$  se interpretó como la probabilidad que un pez permanezca disponible a la pesca entre una ocasión y la siguiente. Entonces,  $\phi$  es la probabilidad que un individuo esté disponible a la pesca y sea posible de ser capturado en la ocasión siguiente por cualquier pescador en cualquier sector de la zona de pesca, por lo que lo llamaremos de permanencia.
- $p_{i,t}$ , **la probabilidad de captura** (con el supuesto que el pez esté vivo y en el área de estudio, es decir, disponible para la captura) en cada evento de captura  $i$ .
- $pent_{i,t}$ , **es la probabilidad de entrada** de nuevos individuos en la población para cada ocasión  $i$ . En nuestro caso representan la probabilidad de que nuevos peces entren al río desde el mar.
- $N$ , **tamaño poblacional**, donde la población se compone de todos los peces que estaban disponibles para la captura en cualquier momento durante el estudio.



El tamaño poblacional es estimado como:

$$\hat{N} = \frac{u}{\sum_{i=1}^K \hat{p}_i \hat{\psi}_i}$$

Dónde:  $u$  es el número total de peces no marcados capturados a lo largo del estudio y  $\psi_i$  representa el número de los peces no marcados en cada período de captura  $i$ .

Los peces que componen  $N$  se suponen que entran al río en diferentes momentos según las probabilidades de entrada ( $pent$ ), por lo tanto la abundancia y el reclutamiento en la oportunidad de captura  $i$ ,  $N_i$  y  $B_i$  respectivamente se estiman como:

$$\hat{N}_1 = \hat{B}_0$$

$$\hat{B}_i = pent_i \hat{N}$$

$$\hat{N}_{i+1} = \hat{B}_i + \phi_i (\hat{N}_i - n_i + R_i)$$

Donde,  $\hat{B}_0$  representa el número de individuos presentes en el río antes de comenzar el muestreo,  $n_i$  es el número total de peces capturados (marcados y no marcados) en la ocasión de captura  $i$ ,  $R_i$  son los peces capturados y liberados en el período de captura  $i$  (Schwarz y Arnason 1.996). Si todos los peces capturados son liberados nuevamente, entonces  $n_i = R_i$ .

A partir de un modelo general (i.e. modelo con mayor cantidad de parámetros) se construyeron variaciones más simples del mismo para examinar la variación temporal específica de los parámetros de entrada ( $pent$ ), de captura ( $p$ ) y de supervivencia ( $\phi$ ). De este conjunto de modelos se seleccionó el "mejor modelo" entre los diversos modelos considerados basándose en el criterio de información de Akaike con correcciones por muestra pequeña (AICc, Burharm y Anderson 2.002). Por si mismo, el valor de la AICc de un modelo para un conjunto de datos dado no tiene sentido, pero se vuelve valioso cuando se compara con el AICc de una serie de modelos especificados a priori. El modelo con menor AIC es el "mejor modelo" entre todos los modelos especificados para los datos dados. Una forma simple de comparar y evaluar los modelos es a partir del Delta AICc, el cual es una medida de cada modelo en relación con el mejor modelo (el de menor AICc), y se calcula como:

$$Delta AICc = AICc_i - AICc_{min}$$



donde,  $AICc_i$  es el valor de AICc para el modelo  $i$ , y  $AICc_{min}$  es el valor de AICc del mejor modelo. Como regla general, se considera que los modelos con  $\Delta AICc < 2$  poseen un gran apoyo de los datos y se los considera para estar dentro de la gama de modelos plausibles (Burnham y Anderson 2.002).

Por último, las estimaciones obtenidas en este trabajo fueron comparadas con las realizadas por el FLBS (O'Neal y Stanford 2.006, O'Neal et. al. 2.007, Malison et al. 2.008), las cuales utilizaron el mismo set de datos de este informe para estimar estimando el tamaño poblacional mediante el estimador de Schnabel (1938).

### Resultados y Discusión

La tasa de recaptura, es decir de peces capturados previamente marcados fue relativamente baja siendo la tasa promedio para las temporadas de pesca del 3,6% (Tabla 1). Este patrón en las recapturas es similar al observado en pesquerías deportivas de salmones del atlántico (*Salmo salar*), donde rara vez un pez es capturado más de una vez dentro de la misma temporada y con bajas tasas de recaptura, entre el 4% y 10% (Whoriskey et al. 2.000, Thorstad et al. 2.003).

**Tabla 1:** Número total de peces marcados y liberados, Número de peces recapturados en repetidas ocasiones y duración del muestreo por temporada de pesca.

Temporada	Duración en días (Fechas de inicio y fin)	Peces Marcados y Liberados	Peces Recapturados en número de ocasiones		
			1	2	3
2.006	95 (19/12/05 - 24/05/06)	1.031	10	0	0
2.007	149 (31/12/06 - 04/05/07)	2.774	149	7	1
2.008	115 (21/12/07 - 14/04/08)	4.656	185	9	0



En base a los resultados obtenidos utilizando el criterio de información de Akaike de los ocho modelos considerados a priori para ambas temporadas analizadas (Temporada 2.007 y Temporada 2.008), el modelo más plausible incluyó probabilidades de captura ( $p$ ) y de entrada al río ( $pent$ ) variables en el tiempo y una probabilidad de permanencia en el río ( $\phi$ ) constante en el tiempo (Modelo N° 2, Tabla 2). Este modelo fue utilizado para estimación de parámetros para cada una de las temporadas de pesca analizadas. La Tabla 3 muestra los valores de los parámetros estimados.

**Tabla 2:** Resumen de los modelos POPAN considerados. En algunos modelos se incluyeron probabilidades (parámetros) constantes o variables en el tiempo que se denotan con el subíndice (·) y (t) respectivamente.

Temporada	N° de Modelo	Modelo	AICc	Delta AICc	N° de Parámetros
2.007	2	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(t)}, pent_{(t)}, N]$	1.315,78	0,00	31
	6	$[\phi_{(t)}, p_{(t)}, pent_{(\cdot)}, N]$	1.321,54	5,75	30
	1	$[\phi_{(t)}, p_{(t)}, pent_{(t)}, N]$	1.328,05	12,26	43
	3	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(t)}, pent_{(\cdot)}, N]$	1.403,84	88,05	17
	5	$[\phi_{(t)}, p_{(\cdot)}, pent_{(\cdot)}, N]$	1.571,24	255,45	17
	8	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(\cdot)}, pent_{(\cdot)}, N]$	2.169,28	853,49	3
	7	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(\cdot)}, pent_{(t)}, N]$	2.825,82	1.510,03	16
	4	$[\phi_{(t)}, p_{(\cdot)}, pent_{(t)}, N]$	3.308,31	1.992,52	32
2.008	2	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(t)}, pent_{(t)}, N]$	2.291,86	0,00	29
	3	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(t)}, pent_{(\cdot)}, N]$	2.296,38	4,52	17
	1	$[\phi_{(t)}, p_{(t)}, pent_{(t)}, N]$	2.304,41	12,56	40
	6	$[\phi_{(t)}, p_{(t)}, pent_{(\cdot)}, N]$	2.314,59	22,73	27
	4	$[\phi_{(t)}, p_{(\cdot)}, pent_{(t)}, N]$	2.316,39	24,54	28
	5	$[\phi_{(t)}, p_{(\cdot)}, pent_{(\cdot)}, N]$	2.407,33	115,47	16
	7	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(\cdot)}, pent_{(t)}, N]$	2.419,94	128,08	16
	8	$[\phi_{(\cdot)}, p_{(\cdot)}, pent_{(\cdot)}, N]$	3.162,72	870,86	3

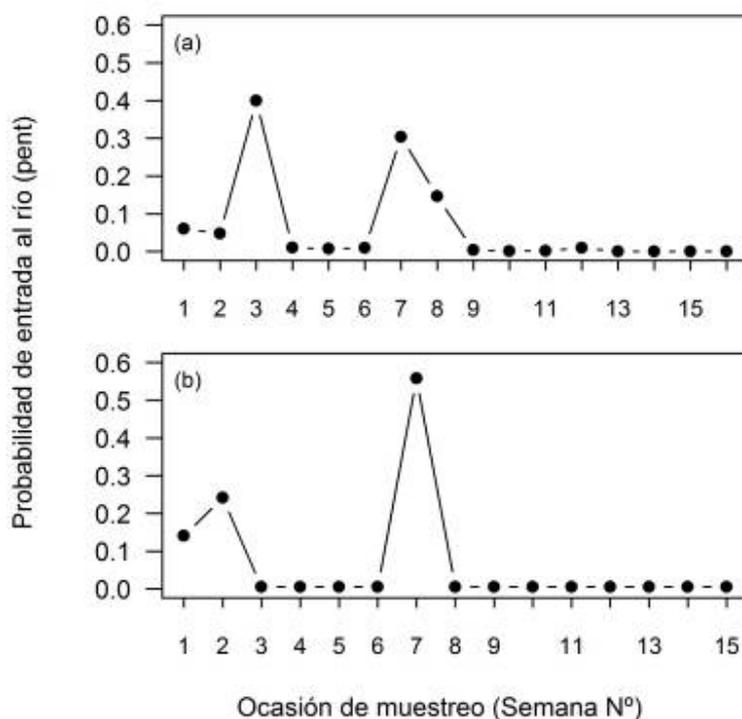


**Tabla 3:** Valores de los parámetros del modelo seleccionado por temporada de muestreo. ( $\pm$ Error Estándar)

Temporada	Ocasión de Muestreo (N° Semana)	Probabilidad de permanencia en el río ( $\phi$ )	Probabilidad de entrada al río ( $pent$ )	Probabilidades de captura ( $p$ )
2.007	1	0,8726 ( $\pm$ 0,0390)	0,0592 ( $\pm$ 0,0674)	0,0272 ( $\pm$ 0,0195)
	2		0,0475 ( $\pm$ 0,0343)	0,0272 ( $\pm$ 0,0195)
	3		0,4000 ( $\pm$ 0,1135)	0,0112 ( $\pm$ 0,0026)
	4		0,0101 ( $\pm$ 0,0679)	0,0181 ( $\pm$ 0,0032)
	5		0,0069 ( $\pm$ 0,0000)	0,0121 ( $\pm$ 0,0026)
	6		0,0093 ( $\pm$ 0,0000)	0,0095 ( $\pm$ 0,0022)
	7		0,3040 ( $\pm$ 0,1808)	0,0095 ( $\pm$ 0,0030)
	8		0,1461 ( $\pm$ 0,1776)	0,0102 ( $\pm$ 0,0018)
	9		0,0034 ( $\pm$ 0,0218)	0,0081 ( $\pm$ 0,0016)
	10		0,0012 ( $\pm$ 0,0124)	0,0072 ( $\pm$ 0,0016)
	11		0,0016 ( $\pm$ 0,0653)	0,0074 ( $\pm$ 0,0017)
	12		0,0095 ( $\pm$ 0,0000)	0,0094 ( $\pm$ 0,0026)
	13		0,0000 ( $\pm$ 0,0000)	0,0031 ( $\pm$ 0,0010)
	14		0,0005 ( $\pm$ 0,0000)	0,0051 ( $\pm$ 0,0019)
	15		0,0008 ( $\pm$ 0,0000)	0,0040 ( $\pm$ 0,0016)
			16	5,91e <sup>-306</sup> ( $\pm$ 0,0000)
2.008	1	0,9078 ( $\pm$ 0,0279)	0,1405 ( $\pm$ 0,0309)	0,0078 ( $\pm$ 0,0019)
	2		0,2416 ( $\pm$ 0,0713)	0,0083 ( $\pm$ 0,0016)
	3		0,0051 ( $\pm$ 0,0178)	0,0133 ( $\pm$ 0,0021)
	4		0,0050 ( $\pm$ 0,0161)	0,0166 ( $\pm$ 0,0028)
	5		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0161 ( $\pm$ 0,0031)
	6		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0169 ( $\pm$ 0,0037)
	7		0,5578 ( $\pm$ 0,1705)	0,0047 ( $\pm$ 0,0011)
	8		0,0050 ( $\pm$ 0,0159)	0,0066 ( $\pm$ 0,0011)
	9		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0089 ( $\pm$ 0,0013)
	10		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0089 ( $\pm$ 0,0013)
	11		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0114 ( $\pm$ 0,0018)
	12		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0063 ( $\pm$ 0,0012)
	13		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0069 ( $\pm$ 0,0015)
	14		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0058 ( $\pm$ 0,0015)
	15		0,0050 ( $\pm$ 0,0157)	0,0019 ( $\pm$ 0,0006)



Independientemente de los distintos valores de los parámetros del modelo para cada temporada analizada y de las fechas particulares, se observa para ambas temporadas el mismo patrón de entrada de los peces al río (Figura 1); el cual es producto de la variación temporal en la probabilidad de entrada al río (*pent*). Para la temporada 2.007, se observan dos picos de entrada, correspondientes a los valores *pent* estimados para las semanas 3 (del 21 al 26 de Enero) y 7 (del 11 al 16 de Febrero), con valores de *pent* de 0,400 y 0,304 respectivamente (Figura 1a). Paralelamente para la Temporada 2008, se observan dos picos de entradas en las semanas 2 (del 04 al 10 de Enero) y 7 (del 08 al 14 de Febrero), con valores estimados de *pent* de 0,2416 y 0,5578 para las semana 2 y 7 respectivamente (Figura 1b). Este comportamiento migratorio es similar al reportado por Giese (2.010), quien observó el mismo patrón temporal al analizar los datos de capturas para la Temporada 2008, con dos picos en los cuales se incrementa el número de capturas por día, el primero alrededor del 20 de enero y el segundo aproximadamente el 15 de marzo. A pesar de las diferencias en las fechas de los picos, es sugestivo el hecho que el modelado de marcado y recaptura de ambas temporadas haya arrojado el mismo patrón y este se corresponda con el encontrado a partir de un análisis diferente. Las diferencias en las fechas podrían deberse a que Giese analizó las capturas obtenidas en los sectores del río más cercanos a la desembocadura en el mar, mientras que nuestro análisis incluye además las capturas en obtenidas en otros sectores río arriba, lo cual podría estar provocando este desfase en las fechas debido a las diferentes distancias de la boca de cada sector de pesca, lo que determina tiempos de remonta diferentes.



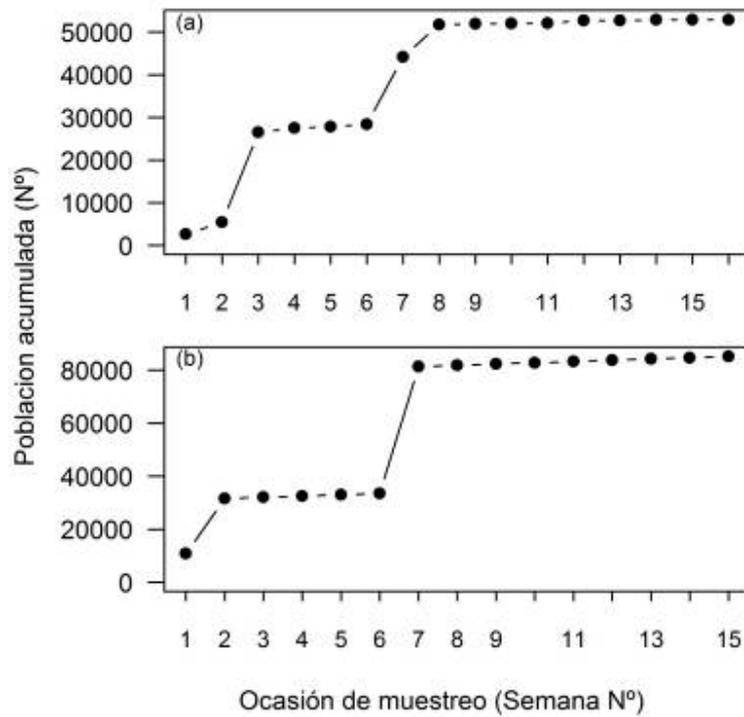
**Figura 1:** Variación temporal en la probabilidad de entrada al río (*pent*). Panel a = Temporada 2007, Panel b = Temporada 2008.

La estimación del tamaño del run de la Trucha Marrón en el Río Grande para la Temporada 2.007 fue de 52.877 individuos con un intervalo de confianza del 95 % de 47.669 – 58.084. Mientras que la estimación del tamaño del run para la Temporada 2.008 fue de 85.166 individuos con un intervalo de confianza del 95 % de 79.569 – 90.763. Estas estimaciones representan la totalidad de los peces que entran a la pesquería a lo largo de las respectivas ventanas temporales analizadas para cada temporada, las cuales muy probablemente abarquen la casi la totalidad de la fracción migrante de la población.

Si bien el patrón de migración observado causa que casi la totalidad de la fracción migrante de la población ingrese al río aproximadamente entre la segunda y octava semana de cada temporada (Figura 2). El modelo seleccionado indicó que la probabilidad que un individuo se mantenga en el área de muestreo, o lo que es equivalente quede disponible a la pesca fue de 0,8726 y de 0,9078 para la Temporada 2.007 y para la Temporada 2.008 respectivamente. Esto significa que el 13% y 9%, dependiendo de la temporada de pesca, de los individuos que entraron en el río dejaron de estar disponibles a la pesca en cada semana. Esta disminución en la disponibilidad de peces se encuentra



contrarrestada por la entrada al río de de nuevos individuos provenientes del mar. Cuando todos estos factores son tomados en cuenta, se obtiene la variación temporal del número de individuos disponibles a la pesca en el Río Grande para cada temporada de pesca (Figura 3).

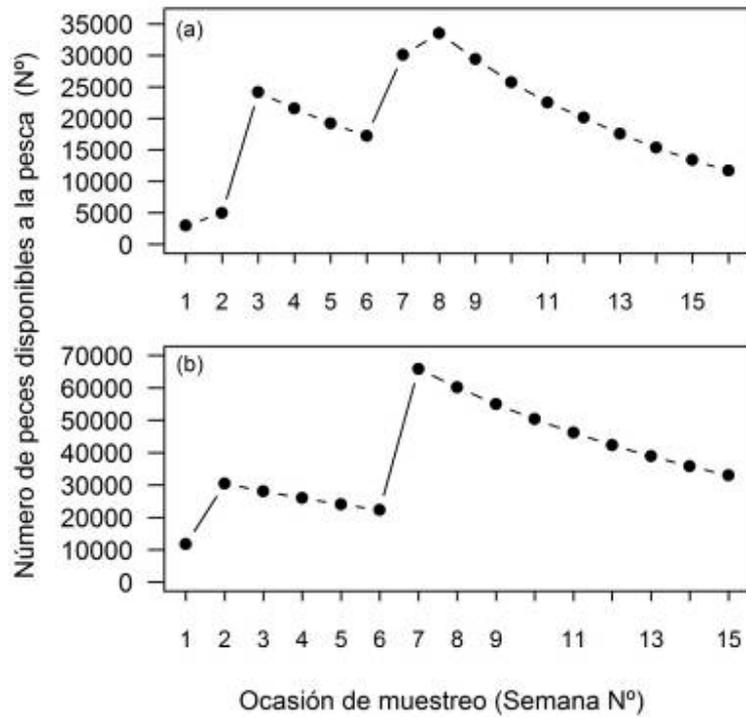


**Figura 2:** Variación temporal del número acumulado de individuos que ingresa al río a lo largo de la temporada. Panel a = Temporada 20.07, Panel b = Temporada 2.008.

En la Temporada 2.007, durante las tres primeras semanas se observó un crecimiento en el número de individuos debido al ingreso de individuos desde el mar al río (Figura 3a). A continuación se observó una caída en los valores de la población disponible debido a que el número de individuos que deja el área de muestreo es mayor al número de individuos que entra al río. Inmediatamente, se observó un segundo incremento en el número de individuos disponible alcanzando el máximo valor en la semana 8 para luego nuevamente descender paulatinamente hasta la última semana de la temporada (Figura 3a). Mientras tanto para la Temporada 2.008, se observó un crecimiento en las dos primeras semanas debido al aporte de los individuos que ingresan



desde el mar al río, seguido de un descenso y un posterior incremento del número de individuos disponibles, alcanzando el máximo valor en la semana 7, para luego nuevamente descender paulatinamente hasta la última semana de la temporada (Figura 3b).



**Figura 3:** Variación temporal del número de individuos disponibles a la pesca en la zona de muestreo a lo largo de la temporada. Panel a = Temporada 2.007, Panel b = Temporada 2.008.

Como puede observarse en la Tabla 4 ambos modelos producen estimaciones del tamaño del run similares para la Temporada 2.007, mientras que el método POPAN estima un tamaño de run mayor para la Temporada 2.008. Para ambas temporadas, el método utilizado en este informe produce una estimación más precisa, al presentar intervalos de confianza más pequeños (Tabla 4).



**Tabla 4:** Tamaño del estimado por temporada y sus respectivos intervalos de confianza del 95% (IC Inferior y IC Superior) obtenidos mediante el estimador de Schnabel y POPAN respectivamente.

Fuente	Método	Estimación	IC Inferior	IC Superior
FLBS 2007	Schnabel	55.058	44.784	71.448
Este trabajo 2007	POPAN	52.877	47.669	58.084
FLBS 2008	Schnabel	75.576	64.933	90.391
Este trabajo 2008	POPAN	85.166	79.569	90.763

El método de Schnabel fue pensado para poblaciones cerradas, es decir la población no cambia de tamaño durante el periodo de estudio (Schnabel 1.938), este sería la principal razón por la cual no sería el más adecuado para el caso de la TAM del río Grande. Sin embargo creemos que al combinarse ciertas características migratorias de la especie con la forma en que el método fue utilizado, permitieron obtener una estimación razonable del tamaño del run. Ya que se utilizó el recuento de peces marcados y no marcados al final de cada temporada, combinado con las altas probabilidades de supervivencias o permanencias ( $\phi$ ) estimadas para ambas temporadas, junto con la circunstancia de que la mayoría de los peces ingresan al río al comienzo de la temporada, se combinaron para actuar en forma similar a una población cerrada. Es de esperar que a valores más bajo de probabilidades de supervivencias o permanencias, las estimaciones por ambos métodos sean más disímiles.

Otra razón a favor de utilizar el método de POPAN, es que este permite la posibilidad de estudiar otros procesos dinámicos que son de importancia a la hora de generar pautas de manejo pesquero sobre el recurso, tales como la variación temporal de las capturas y de entradas al río. Un claro ejemplo de esto es el presente trabajo, donde se demostró la potencialidad de los datos de captura recaptura a la hora de estimar abundancia, su variación temporal y parámetros de la dinámica poblacional de la pesquería de TMA del río Grande.



## **Bibliografía**

- Burnham, K.P. y D.R. Anderson. 2002. Model Selection and Multi-Model Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. Editorial Springer, New York. 488pp
- Malison, R.L., J.A. Stanford, y S.L. O'Neal. 2008. Population Status and Ecology of Brown Trout: Rio Grande, Tierra Del Fuego, Argentina, 2008 Season. FLBS Report 201-08. Prepared for Nervous Waters of Argentina and Estancia María Behety by Flathead Lake Biological Station, The University of Montana. Polson, Montana. 15pp.
- O'Neal, S.L., J.A. Stanford y A.L. Liberoff. 2007. Population Status And Ecology Of Brown Trout: Rio Grande, Tierra Del Fuego, Argentina, 2007 Season. FLBS Report 198-07. Prepared for Nervous Waters of Argentina and Estancia María Behety by Flathead Lake Biological Station, The University of Montana. Polson, Montana. 30pp.
- O'Neal, S. L. y J. A. Stanford. 2006. Population Status And Ecology Of Brown Trout Rio Grande, Tierra Del Fuego, Argentina. FLBS Report 193-06. Prepared for Nervous Waters of Argentina and Estancia Maria Behety, by Flathead Lake Biological Station, The University of Montana. Polson, Montana. 18pp
- O'Neal, S.L., y J.A. Stanford. 2011. Partial Migration in a Robust Brown Trout Population of a Patagonian River. Transactions of the American Fisheries Society 140: 623–635
- Schnabel, Z.E. 1938. The estimation of total fish populations of a lake. Am. Math. Monthly 45: 348–352.
- Schwarz, C.J. y A.N. Arnason. 1996. A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. Biometrics 52: 860–873.
- Schwarz, C.J., Bailey, R.E., Irvine, J.R. y F.C. Dalziel. 1993. Estimating salmon spawning escapement using capture-recapture methods. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 50: 1181–1191.
- Whoriskey, F.G, S. Prusov y S. Crabbe. 2000. Evaluation of the effects of catch-and-release angling on the Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Ponoï River, Kola Peninsula, Russian Federation. Ecology of Freshwater Fish 9 (1-2): 118–125
- Thorstad, E.B., T.F. Næsje, P. Fiske y B. Finstad. 2003. Effects of hook and release on Atlantic salmon in the River Alta, northern Norway. Fisheries Research 60 : 293–307