

DETERMINACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO Y DE LA CAPACIDAD DE CARGA DEL EMBALSE CASA DE PIEDRA

Echaniz, Santiago y Alicia Vignatti

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam. Avenida Uruguay 151. 6300. Santa Rosa, La Pampa.
sechaniz@cpenet.com.ar

Resumen

El monitoreo de la calidad del agua de un embalse es fundamental para planificar su gestión y los usos que se puedan realizar. Entre los factores a considerar están las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), principales responsables del estado trófico. El cultivo de peces en un ecosistema acuático aporta nutrientes, por lo que repercute en su nivel trófico. La capacidad de carga es la biomasa íctica que puede ser mantenida sin sobrepasar el estado trófico. Dado que desde fines de 2005 se introdujeron jaulas para cría de truchas arco iris en el embalse Casa de Piedra, los objetivos de esta contribución son presentar resultados del análisis del estado trófico, comparándolos con información previa y el cálculo de la capacidad de carga, en base a datos tomados en el río y el embalse en octubre de 2007. Tanto las cantidades de nutrientes que llegan por el río y las del embalse, la retención de éstos, el estado trófico y la transparencia, no han variado desde el año 2000. Dado que la masa de fósforo registrada en el embalse fue 48,8 toneladas, se estimó que para pasar a un estado eutrófico, sería necesario que ascendiera a 174,78 toneladas. De esta manera, la capacidad de carga calculada de 9874,7 toneladas de truchas arco iris eutrofizarían el embalse en un año. Para minimizar el impacto se debería repartir esta biomasa en un lapso mayor de tiempo.

Palabras clave: Embalses, Casa de Piedra, estado trófico, capacidad de carga

Abstract

Monitoring a reservoir water quality is fundamental to plan its administration and management. For this planning, nutrient concentrations (phosphorus and nitrogen) are some of the factors to consider because they are responsible of the trophic state. Fish culture releases nutrients, so it might increase the trophic state. The carrying capacity is the fish biomass that can be maintained without surpassing certain trophic state. Since 2005, rainbow trout breeding cages were introduced in Casa de Piedra reservoir. The objectives of this contribution are to present the trophic state of this oligo-mesotrophic reservoir and to compare it with previous years. We also calculated the carrying capacity based on data taken from the river and the reservoir in October of 2007. The amount of nutrients in the river and the reservoir, nutrient retention, trophic state and water transparency in the reservoir have not changed since the year 2000. Since the phosphorus mass in the water was 48,8 tons, we estimated that an increase to 174,78 tons would be necessary to enter an eutrophic state. Therefore, a carrying capacity of 9874,5 tons of trouts would be necessary to eutrophy the reservoir in only one year. We suggest that in order to minimize the impact, this trout biomass should be distributed in a bigger time frame.

Key words: Reservoirs, Casa de Piedra, trophic state, carrying capacity

INTRODUCCIÓN

Los embalses son cuerpos de agua originados a partir de la construcción de algún obstáculo en un curso de agua. En el caso de los de origen antrópico, generalmente provienen de la edificación de un dique en algún valle o depresión que permita el almacenamiento de agua proveniente de un río o arroyo, para ser empleada en la generación de electricidad, riego, suministro humano o ganadero o la regulación de los caudales de los ríos atenuando crecidas, mejorando la navegación o permitiendo el cultivo de peces o la recreación (Kalff 2002).

Si bien se parecen a lagos naturales en algunos aspectos, estos cuencos artificiales presentan características que los diferencian (Kalff 2002), tales como su antigüedad, ya que son de construcción más o menos reciente, generalmente las dimensiones de su cuenca de captación son mayores y tienen gradientes longitudinales en varios factores ambientales tales como la velocidad del agua, turbidez ocasionada por partículas en suspensión, disponibilidad de nutrientes y cantidad de materia orgánica alóctona (Marzolf 1990, Wetzel 2001), que ocasionan una marcada asimetría entre la zona cercana a la entrada del río (cola) y la cercana al dique (Margalef 1983), al punto que es común diferenciar tres zonas, la fluvial, una zona de transición y una zona lacustre (Kalff 2002).

La gestión y el monitoreo de la calidad del agua de un embalse son fundamentales para determinar los usos que se puedan realizar de ese recurso, tanto *in situ* como aguas abajo. Entre los principales factores a considerar están las concentraciones de fósforo y nitrógeno, principales nutrientes para los organismos vivos ya que su concentración en el agua es la principal responsable del estado trófico de un ambiente, aunque este estado se determina además mediante el análisis de otros parámetros como la transparencia del agua y la concentración de clorofila *a* (Wetzel 2001, Kalff 2002). Concentraciones bajas de nutrientes determinan ambientes oligotróficos

(Wetzel 2001, Kalff 2002 y OECD 2006), normalmente denominados “de agua de buena calidad” que se caracterizan por ser poco productivos (albergan bajas densidades de fito y zooplancton) y por ende tienen alta transparencia del agua. A la inversa, cantidades grandes de nutrientes, particularmente de fósforo, están presentes en ambientes eutróficos “de agua de baja calidad”, en los que la alta productividad biológica, sobre todo de fitoplancton produce reducida transparencia del agua.

El proceso de incorporación de concentraciones excesivas de nutrientes a un cuerpo de agua, que lleva a su enriquecimiento, se denomina eutrofización y dado que frecuentemente ocasiona efectos indeseables, hace que sea de importancia conocer las concentraciones de fósforo y nitrógeno presentes en un cuerpo de agua y su dinámica (entradas, salidas y almacenamiento), a efectos de evitar el ascenso del nivel trófico y el consecuente descenso de la calidad del agua.

Además de la categorización dada por OECD (2006), para el diagnóstico del estado trófico también es de uso corriente el empleo de algunos índices (TSI), tales como propuestos por Carlson y Simpson (1996), que se determinan mediante fórmulas que contemplan las concentraciones de fósforo total, clorofila *a* y la transparencia del agua, medida con disco de Secchi.

La abundancia de nutrientes en un cuerpo de agua depende de muchos factores entre los que se destacan las dimensiones del mismo, tasa de renovación, interacciones con los sedimentos del lecho, el tipo de suelo que exista en la cuenca de captación y las acciones que se realizan en la misma, ya que la cantidad de estos elementos es mayor en ambientes situados en regiones en las que la actividad humana produce descargas de sustancias ricas en ellos, como las industriales, agropecuarias y domésticas. Otras actividades tales como la introducción del cultivo de peces en jaulas o corrales en una masa de agua tienen diversas repercusiones en el medio ambiente, valoradas de acuerdo a los

usos que se hagan del cuerpo de agua (Beveridge 1986, Bureau y Cho 1999). Los recintos en donde se crían los animales pueden afectar a los ecosistemas acuáticos, dado que suelen inducir cambios en las características físicas, químicas y biológicas del agua de acuerdo al método de cultivo y a las especies criadas (Beveridge 1986).

Para los animales los elementos químicos fósforo y nitrógeno son importantes ya que son constituyentes de numerosas sustancias orgánicas (proteínas, ácidos nucleicos). El fósforo es un nutriente esencial que todos los peces necesitan para crecer normalmente, para el desarrollo de huesos, mantenimiento de la regulación ácido-base y el metabolismo de lípidos y carbohidratos, al punto que dietas deficientes en fósforo pueden reducir la conversión normal de alimentos, el crecimiento y en casos extremos, afectar a la formación del esqueleto y causar la muerte (Beveridge 1986).

Pero, simultáneamente, debido al efecto que estos elementos tienen en el estado trófico de un cuerpo de agua (Kalf 2002), uno de los factores que mayores cambios pueden producir en los ecosistemas afectados por cultivos de peces en jaulas o corrales, es el aporte de estos nutrientes, presentes tanto en los alimentos que deben suministrarse a los animales como en sus excretas (Beveridge 1986), aunque en el caso de peces que estén recibiendo las cantidades adecuadas de alimento la mayor parte del fósforo pasará a formar parte de huesos, escamas o tejidos blandos y sólo una pequeña porción será excretada (Rodehutschord *et al.* 2000; Bureau 2004).

Teniendo en cuenta lo anterior, se considera que algunas actividades de acuicultura, pueden constituir un factor eutrofizante de los cuerpos de agua donde se realizan, por lo que resulta de importancia el monitoreo de la concentración de estos nutrientes y la determinación de la cantidad de peces que pueden cultivarse minimizando su impacto sobre el ecosistema que los alberga. Así, la capacidad de carga de un ecosistema acuático es la biomasa de peces que puede ser mantenida en un ambiente, sin sobrepasar el estado trófico

que presenta en un momento dado (Cañete 2001, Arenas Morales 2001). La definición reconoce el impacto producido por la producción acuícola, sólo que procura mantenerlo dentro de los límites de la categoría de estado trófico que los gestores se hayan propuesto. Para determinar la capacidad de carga de un ecosistema, debe conocerse el balance de nutrientes (sobre todo de fósforo), la cantidad de este elemento que requeriría ese ambiente para dejar su estado trófico actual y pasar al siguiente, cuántos peces cultivados producirían la cantidad de nutrientes necesaria y en que lapso de tiempo lo harían (Beveridge 1986, Cañete 2001, Arenas Morales 2001).

El Embalse Casa de Piedra, ubicado en el Río Colorado, reviste gran importancia regional, dada por un conjunto de factores entre los que se cuentan: generación eléctrica, regulación de caudales del río, aguas debajo de su salida está la toma del acueducto que abastece a la mayor parte de la provincia de La Pampa, los emprendimientos de cultivo bajo riego que se realizan aguas abajo y ha sido realizada recientemente por la construcción de la localidad turística de Casa de Piedra en sus orillas y la cría de truchas arco iris en jaulas en sus aguas. Un cambio en el nivel trófico del Embalse Casa de Piedra, tendría algunas probables consecuencias como la disminución de la calidad del agua para consumo humano, tal lo que ha ocurrido en algunos embalses de la provincia de Córdoba (Villa Carlos Paz, La Falda), localidades que consumen agua con olor y sabor desagradables por las sustancias producidas por las cianobacterias que las habitan, disminución de la calidad del agua con fines recreacionales por disminución de transparencia y pérdida de especies ícticas de alto valor turístico tal el caso de las poblaciones silvestres de truchas que habitan actualmente el embalse Casa de Piedra.

Teniendo en cuenta que desde fines de 2005 se introdujeron en Casa de Piedra jaulas para la cría de truchas arco iris (*Oncorhynchus mykiss* -Walbaum, 1792-), los objetivos de la presente contribución son, por un lado, presentar los resultados del análisis del estado

tráfico del lago y compararlos con información existente previamente (Alcalde *et al.* 1997, Alcalde 2000) a efectos de evaluar la evolución del nivel trófico y por otro analizar los resultados del cálculo de la capacidad de carga del Embalse para el cultivo en jaulas de truchas arco iris.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El río Colorado (módulo: $147 \text{ m}^3 \cdot \text{seg}^{-1}$) nace en la confluencia de los ríos Grande y Barrancas y desemboca en el Océano Atlántico. Tiene una longitud de 922 km y desde el norte, es el primer río netamente patagónico (Tourn 1998), que por tener un régimen nival, con grandes crecidas en primavera y verano ha hecho necesaria la construcción de obras que

permitan la regulación de sus caudales para la atenuación de crecidas aguas abajo y la generación de energía eléctrica.

El embalse Casa de Piedra (Fig. 1) se encuentra en el curso superior del río, a 387 km de su nacimiento, en una región de clima continental árido, con una temperatura media anual de $15,4 \text{ }^\circ\text{C}$ y precipitaciones de alrededor de 200 mm anuales, rodeado de estepa arbustiva. El dique es de materiales sueltos graduados, tiene 10700 metros de longitud, con una altura máxima de 57 metros sobre el cauce del río. El embalse tiene una superficie de 360 km^2 , un volumen de 4000 hm^3 y una profundidad media de 11,1 m (Sistema Nacional de Información Hídrica: www.hidricosargentina.gov.ar/). El llenado del mismo comenzó en 1990.

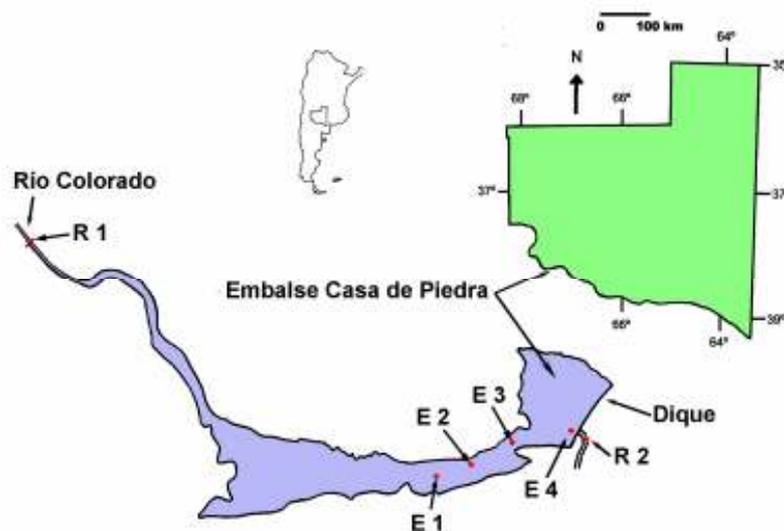


Figura 1: Localización geográfica del embalse Casa de Piedra y de las estaciones de muestreo

Parámetros físico químicos

En octubre de 2007 se realizó un muestreo en dos sitios del río y cuatro sitios del Embalse (Tabla 2 y Fig. 1). En cada estación se determinaron la temperatura del agua y la concentración de oxígeno disuelto mediante un oxímetro digital Lutron OD 5510 y la transparencia del agua empleando un disco de Secchi de 22 cm de diámetro. En cada estación del embalse se tomaron cuatro muestras de 2 l de agua, dos de ellas a 1 m de profundidad (Superficie) y las otras dos a

0,5 m del fondo (Fondo), con botellas de Van Dorn, para la determinación de la concentración de clorofila *a*, mediante filtrado con filtros Microclar FFG047WPH, extracción con acetona acuosa y determinación por el método espectrofotométrico con un espectrofotómetro Metrolab 1700 y para el análisis del contenido de sólidos suspendidos totales, orgánicos e inorgánicos, mediante el filtrado de un volumen de agua conocido, a través de filtros Microclar FFG047WPH,

previamente lavados y pesados, secados en estufa a 103 - 105 °C hasta peso constante y posteriormente calcinados a 550°C (EPA 1993; APHA, 1999).

Simultáneamente, en cada estación se tomaron muestras de agua de 1 l y 0,5 l, a 1 m de profundidad (Superficie) y a 0,5 m del fondo (Fondo), con botellas de Van Dorn, para la determinación de las concentraciones de nitrógeno total mediante el método de Kjeldahl y la de fósforo total mediante la digestión de la muestra con persulfato de potasio en medio ácido y espectrofotometría y para determinación del pH mediante un pehachímetro digital Corning PS 15 y de la conductividad eléctrica con un conductímetro Oakton TDSTestr 20.

En las estaciones ubicadas en el río, todas las muestras se tomaron con botellas de Van Dorn a 1 m de profundidad, dos de 2 l de agua para la determinación de la concentración de clorofila a y para el análisis del contenido de sólidos suspendidos y muestras de agua de 1 l y 0,5 l para la determinación de las concentraciones de nutrientes y para determinación del pH y la conductividad eléctrica respectivamente.

En todos los casos, las botellas empleadas para el almacenamiento de agua fueron tratadas previamente con el mismo proceso de limpieza empleado por Alcalde (2000) y en todos los casos fueron refrigeradas durante su almacenamiento y transporte.

Determinación del estado trófico

Para su determinación se aplicaron los índices del estado trófico (TSI) de Carlson y Simpson (1996), calculados mediante las siguientes fórmulas:

$$\begin{aligned} \text{TSI (TP)} &= 14.42 \ln (\text{TP}) + 4.15 \\ \text{TSI (CHL)} &= 9.81 \ln (\text{CHL}) + 30.6 \\ \text{TSI (SD)} &= 60 - 14.41 \ln (\text{SD}) \end{aligned}$$

donde:

TP: concentración de fósforo total

CHL: concentración de clorofila a

SD: profundidad de lectura del disco de Secchi

Los resultados de los cálculos fueron contrastados con las categorías propuestas por los mencionados autores (Tabla 1):

Tabla 1: Índices y categorías de estado trófico (Carlson y Simpson, 1996)

	Valor de TSI
Oligotrófico	< 40
Mesotrófico	40-50
Eutrófico	50-70
Hipereutrófico	> 70

Estimación de la capacidad de carga

Para la estimación de la capacidad de carga del embalse Casa de Piedra se siguieron los lineamientos propuestos por Beveridge (1986) y los aplicados por el Fondo de Investigación Pesquera, la Secretaría de Pesca y el Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción de Chile, en sus convenios con la Universidad Austral de Chile y Universidad de Magallanes, para el estudio de la capacidad de carga de diversos lagos chilenos para el cultivo de salmónidos (Campos Cereceda 1997, 1998 y 1999, Prado Friedler 1999, Cañete 2001 y Arenas Morales 2001).

Tabla 2: Ubicación de las estaciones de muestreo

Ubicación de las estaciones	Río Col. Pasarela Medanito		Embalse			Río Col. Salida embalse
	R 1	E 1	E 2	E 3	E 4	R 2
Denomin. estación						
Posición geográfica	38° 01'33" S 67° 52'51" O	38°14' 44" S 67° 22'48" O	38°14'25" S 67°19'49" O	38° 13'40" S 67° 17'17" O	38° 12'43" S 67° 12'21" O	38° 13' 26" S 67° 11' 00 O
Profundidad	1,5 m	18 m	19,4 m	24,5 m	27,6 m	2,2 m

RESULTADOS

Parámetros físico - químicos

La conductividad del agua registrada en la estación R1, ubicada en el río, antes de la entrada al embalse fue de $789 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ mientras que en el embalse fue ligeramente superior, registrándose un valor medio entre estaciones de $942,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Una situación similar se verificó con el pH, ya que en R1 fue de 7,2, pero en el embalse y aguas abajo de él, fue ligeramente superior, alcanzando un valor medio de 8,2.

La temperatura del agua registrada a 1 m de profundidad fue más elevada en R1, donde alcanzó $16,9 \text{ }^\circ\text{C}$, que en el embalse. En éste, hubo diferencias entre la temperatura registrada a 1 m de profundidad y la tomada a 0,5 m del fondo, ya que en el primer caso, los valores oscilaron entre $15,7$ y $16,4 \text{ }^\circ\text{C}$, mientras que cerca del fondo los valores fueron inferiores, rondando $14,2 \text{ }^\circ\text{C}$. En el río, aguas abajo del embalse, la temperatura fue tomada a 1 m de profundidad, pero fue similar a la cercana al fondo, con $14,3 \text{ }^\circ\text{C}$ (Fig. 2).

La concentración de oxígeno disuelto (Fig. 2) fue más elevada en el río, antes de la entrada, donde se registraron $12,9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, contra $7,1 - 8,75 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ verificados en el embalse. El valor registrado a la salida fue $8,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, similar al del cuerpo de embalse.

La transparencia del agua registrada en el Río Colorado, aguas arriba del embalse fue muy reducida, apenas $0,13 \text{ m}$ (Fig. 3), pero tanto en el lago como en el río aguas abajo fue más elevada, entre $1,2 \text{ m}$ en la estación E1, la más alejada del dique, hasta $2,05 \text{ m}$ en E4, ubicada en cercanías de la presa. La concentración de clorofila *a* (Fig. 3) fue nula en la estación R1, ubicada en el río, pero varió entre $0,705 - 2,2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ en el embalse. A excepción de la estación E2, la concentración de clorofila *a* fue siempre más elevada en profundidad, a $0,5 \text{ m}$ del fondo, al punto que el valor medio hallado en este caso fue $1,45 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ contra la media de $0,93 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, correspondiente a las muestras tomadas a 1 m de profundidad.

La concentración de sólidos suspendidos totales fue muy elevada en R1 (Fig. 4) donde alcanzaron $196,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, con el predominio de los de origen inorgánico, que representaron el $87,7 \%$ del total. En el lago, la concentración media de sólidos suspendidos totales fue $5,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, y también se verificó el predominio de los sólidos inorgánicos, que siempre superaron el 50% (Fig. 5).

Con respecto a los nutrientes, la concentración de fósforo total determinada en la estación R1 fue muy elevada, alcanzando $1150 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Fig. 6), pero en las estaciones ubicadas en el embalse no superó $17,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Figs. 6 y 7). En el caso del nitrógeno (Fig. 8), la situación fue parecida, ya que la concentración también fue más elevada en R1, donde alcanzó $1125 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, y en las estaciones del embalse osciló entre $93,8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (E2 fdo) y $468,8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (E1 sup).

Comparando las concentraciones de nutrientes determinados en el muestreo realizado en octubre de 2007 con los valores medios calculados para los muestreos hechos durante 2000 (Alcalde 2000) (Tabla 3), en la estación R1 (Fig. 9), la concentración de fósforo registrada resultó ligeramente superior en 2007, $1150 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ contra $881,3 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. En el caso del nitrógeno resultaron similares, $1125 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en octubre de 2007 contra $1094,9 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ durante el año 2000.

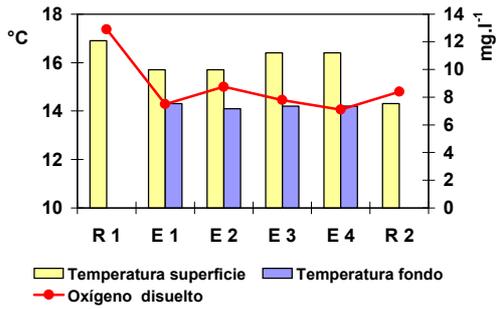


Figura 2: Concentración de oxígeno disuelto y temperatura del agua

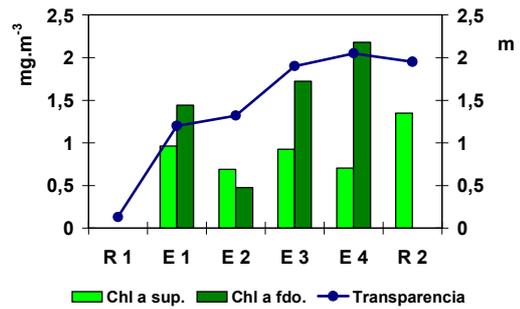


Figura 3: Concentración de clorofila a y transparencia del agua (2007)

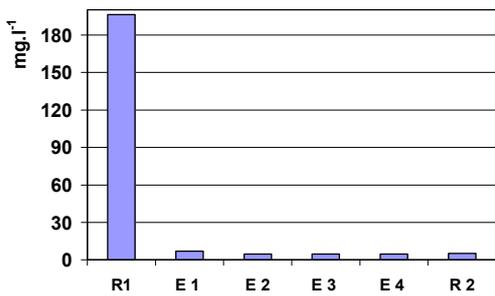


Figura 4: concentración de sólidos suspendidos totales

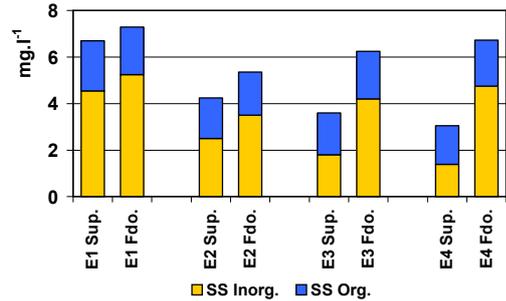


Figura 5: concentración de sólidos suspendidos orgánicos e inorgánicos en las estaciones del embalse

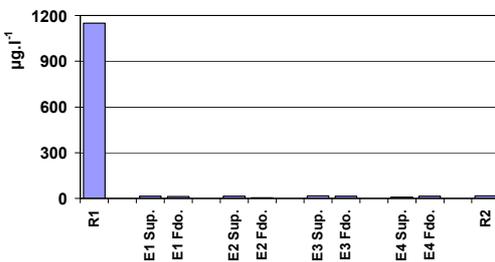


Figura 6: concentración de fósforo total en la totalidad de las estaciones

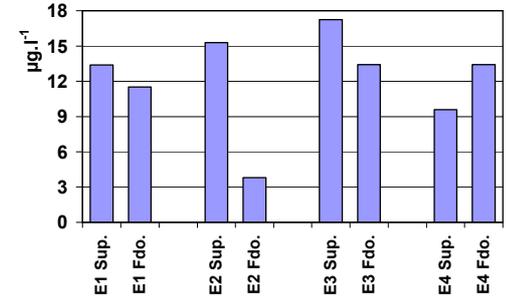


Figura 7: concentración de fósforo total en las estaciones ubicadas en el embalse

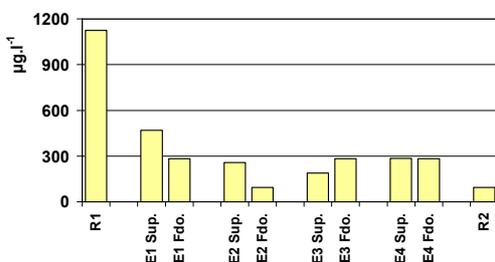


Figura 8: concentración de nitrógeno total en la totalidad de las estaciones

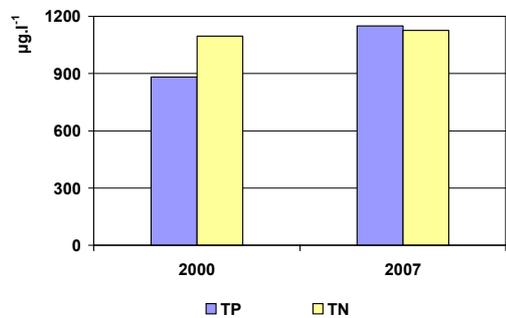


Figura 9: Comparación de la concentración de nutrientes registrados en Pasarela Medanita (R1)

Tabla 3: Comparación de los principales parámetros registrados durante el año 2000 (Alcalde) y 2007, en el río Colorado y en el embalse

Ubicación	Río Colorado (Pasarela Medanito)		Embalse (cercañas de la toma)		Río Colorado (después salida)	
	ECL 1**	R1	ECL 4**	E 4	ECL 5**	R2
Año	2000	2007	2000	2007	2000	2007
TP ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	881,3	1150	20,4	11,51*	24,0	17,25
TN ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	1094,9	1125	369,7	282,5*	103,6	93,75
Chl a (mg.m^{-3})	-	0	1,25	1,44*	1,88	1,35
Transparencia (m)	-	0,13	2,76	2,05*	-	1,95
SST (mg.l^{-1})	86,8 1762,5	196,2	< 20,6	4,9*	< 20,6	5,25
pH	8,1	7,2	8,3	8,3*	8,2	8,2
Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1066,5	789	1042,8	921,5*	1051,3	941
Oxígeno (mg.l^{-1})	-	12,9	8,5	7,05*	-	8,4

*Valores promedio entre superficie y fondo

**Valores promedio del año 2000

Considerando la estación ubicada en cercañas de la presa (E4) y la localizada aguas abajo de la salida del embalse (R2) (Fig. 10), las concentraciones de ambos nutrientes registrados en 2007 resultaron inferiores a las registradas en 2000 (Tabla 3), ya que en el caso de la estación E4 durante 2007 se registraron $9,6 \mu\text{g.l}^{-1}$ de fósforo contra $20,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ del año 2000. En el caso del nitrógeno, en octubre de 2007 se verificó una concentración de $283,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ contra $369,7 \mu\text{g.l}^{-1}$ registrados en 2000 (Tabla 3). En la estación R2 (Fig. 10), la concentración de fósforo determinada durante octubre de 2007 también fue inferior a la de 2000, $17,25 \mu\text{g.l}^{-1}$ contra $20,4 \mu\text{g.l}^{-1}$, pero las concentraciones de nitrógeno fueron relativamente similares, $93,8$ contra $103,6 \mu\text{g.l}^{-1}$.

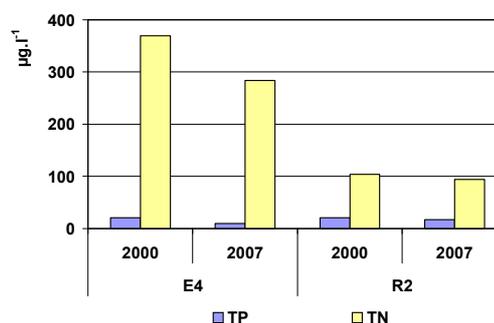


Figura 10: concentraciones de nutrientes registrados en el embalse (E4) y aguas abajo (R2)

Balance de fósforo

El cálculo de la masa total de P, presente en el agua del embalse en octubre de 2007, considerando una concentración media de $12,2 \mu\text{g.l}^{-1}$ y un volumen de 4000 hm^3 arrojó un valor de 48800 kg .

La determinación del balance de fósforo del embalse Casa de Piedra, incluye los aportes tanto por carga externa (entradas desde el Río Colorado) como por carga interna (entradas desde sedimentos), así:

Carga externa P (L_{ent}) = 5331,2
ton.a⁻¹/ 360 km² = 14808,9 mg.m⁻².a⁻¹

Carga de salida de P (L_{sal}) = 79,97
ton.a⁻¹/ 360 km² = 222,14 mg.m⁻².a⁻¹

A efectos de determinar si existen aportes desde los sedimentos (carga interna) se calculó el balance entre las cargas de fósforo de entrada y de salida del embalse:

$$L_{int} = L_{sal} - L_{ent}$$

$$L_{int} = 222,14 \text{ mg.m}^{-2}.\text{a}^{-1} - 14808,9 \text{ mg.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$$

$$L_{int} = - 14586,76 \text{ mg.m}^{-2}.\text{a}^{-1}$$

El signo negativo del resultado de la ecuación indica que no hay aportes desde los sedimentos.

Capacidad de carga

Considerando que la concentración actual de fósforo del embalse es de 12,2 µg.l⁻¹, indicadora de condiciones de oligo mesotrofia y que la concentración, de fósforo que lo llevaría a la condición de eutrofia es de 35 µg.l⁻¹, para que cambie de estado trófico debería producirse un incremento de 22,78 µg.l⁻¹.

A efectos de determinar la cantidad de peces que podrían criarse en el embalse, en primer lugar se calculó el aporte de fósforo que éstos deberían producir, mediante la expresión:

$$L[P]_{(peces)} = \Delta [P]. z.p / 1 - R [P]_{(peces)}$$

donde:

$L[P]_{(peces)}$: carga de fósforo que tendrían que aportar los peces para que el Embalse pase a un nivel trófico superior
z: profundidad media del cuerpo de agua
p: tasa de descarga de agua por año
 $R[P]_{(peces)}$: coeficiente de retención en el embalse del fósforo aportado por los peces y se considera igual al R [P] del cuerpo de agua, calculado mediante:

$$R [P] = \sqrt{tw} / 1 + \sqrt{tw} \text{ (Larsen y Mercier, 1976)}$$

tw: tiempo de residencia del agua

$$R [P] = 0,5$$

por lo tanto:

$$L[P]_{(peces)} = 22,78 \text{ mg.m}^{-3} \cdot 11,1 \text{ m} \cdot 0,96 / 1 - 0,5$$

$$L[P]_{(peces)} = 485,49 \text{ mg.m}^{-2}$$

Calculando la carga para la totalidad del Embalse:

$$0,48549 \text{ g.m}^{-2} \cdot 360000000 \text{ m}^2 = 174776400 \text{ g (174,8 ton)}$$

Este valor (174,8 toneladas) es la cantidad total de fósforo que habría que agregar a las aguas del Embalse para que pase de oligo-mesotrófico a eutrófico. Para conocer la cantidad de peces que podrían provocar ese cambio, en el caso de la trucha arco iris, Beveridge (1986) sugiere el empleo durante los cálculos de un aporte medio al ambiente de 17,7 kg de fósforo total por tonelada de pescado producido, que incluye el fósforo perdido por lixiviación, por alimento no consumido o por excretas de los animales. De esta forma:

$$174,8 \text{ ton} / 0,0177 \text{ ton} = 9875,7 \text{ toneladas de trucha arco iris}$$

DISCUSIÓN

Las aguas del Embalse Casa de Piedra son bicarbonatadas sulfatadas sódicas. Su concentración de sólidos disueltos totales, expresada mediante la conductividad eléctrica es reducida. El valor de este parámetro medido en 2000, tomando la media entre la totalidad de las estaciones consideradas en esa oportunidad fue de 1056,14 µS.cm⁻¹ y en octubre de 2007, también considerando la totalidad de las estaciones fue de 927,4 µS.cm⁻¹. El análisis de varianza (ANOVA) realizado (F = 26,227; p = 0,000196), indica que este parámetro fue significativamente diferente en ambos períodos.

Si bien se verificaron diferencias en la temperatura del agua registrada a 1

m de profundidad y a 1 m del fondo en octubre de 2007, ANOVA ($F = 3,835$; $p = 0,097912$) indicó que estas diferencias no fueron significativas.

La reducida transparencia del agua registrada en el Río Colorado, aguas arriba del embalse, se debe a la alta carga de sólidos en suspensión que éste arrastra ($r = -0,387988$), sobre todo los de origen inorgánico, ya que representan más del 87% del total. Estos sufren un proceso de depositación luego de su entrada al embalse, lo que se verificó por el valor creciente de la transparencia desde la entrada hasta el dique, desde poco más de 1 m en la estación más alejada hasta más de 2 m en la más cercana a la presa, mostrando la típica zonación de los embalses que ocasiona la marcada asimetría entre la zona de entrada del río y la cercana al dique (Margalef 1983, Marzolf 1990, Wetzel 2001 y Kalff 2002), asimetría que también fue verificada con algunos parámetros biológicos tales como la abundancia y la biomasa de la comunidad zooplanctónica (Vignatti y Echaniz 2008). Al comparar la transparencia media del agua medida en las estaciones ubicadas en el embalse durante el año 2000 y octubre de 2007, el resultado de ANOVA ($F = 0,26716$; $p = 0,623737$) permite afirmar que no hubo diferencias significativas entre ellas.

La concentración de nutrientes, sobre todo fósforo total fue muy elevada en el río, en la estación R1, pero descendió en el embalse, acompañando la depositación de los sólidos suspendidos, de forma que en la estación más cercana a la entrada (E1) la concentración apenas alcanzó el 1,2% de la registrada en el río. En el caso del nitrógeno total la diferencia no fue tan marcada, aunque en E1 la concentración también fue sensiblemente menor, del orden del 42% del nitrógeno ingresado.

Al calcular la relación TN:TP, propuesta como un índice para determinar si el crecimiento del fitoplancton de los lagos está limitado por algunos de los nutrientes (Canfield 1983; Florida LAKEWATCH 2000, Wetzel 2001, Kalff 2002, OECD 2006, Wang *et al.* 2008), el valor medio calculado, considerando la totalidad de las estaciones, fue 22,9, indicativo de que al menos durante

octubre de 2007 el embalse presentó una limitación por fósforo para el desarrollo algal.

Al comparar las cantidades de nutrientes determinadas en octubre de 2007 con las registradas durante 2000 (Alcalde 2000), en la estación R1 la concentración de fósforo de 2007 resultó ligeramente superior y a la inversa, las registradas ese año en el embalse y a la salida de éste (R2), resultaron inferiores a las registradas en 2000. Sin embargo, al realizar el análisis de varianza (ANOVA) considerando todas las estaciones de ambos periodos estudiados, incluso la ubicada en el río antes de la entrada, el resultado ($F = 0,436482$; $p = 0,520362$) indica que no se verificaron diferencias significativas entre ellas, lo que tampoco ocurrió cuando se consideraron en el cálculo sólo las estaciones ubicadas en el embalse ($F = 3,268609$; $p = 0,098010$). Una situación similar se verificó en el caso de nitrógeno total, ya que tanto considerando la totalidad de las estaciones ($F = 0,50893$; $p = 0,488210$) como sólo las del embalse ($F = 0,39767$; $p = 0,541176$), no se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones determinadas en ambos periodos. La similitud en las concentraciones de nutrientes indica una cierta estabilidad del embalse a pesar del lapso de siete años transcurridos entre ambos estudios.

Considerando el balance calculado entre las cargas de entrada y de salida de fósforo del embalse, los valores negativos que resultan son indicadores de que no existen aportes al agua desde los sedimentos (desde la carga interna), sino que por el contrario, en Casa de Piedra se producen procesos de sedimentación de fósforo de magnitud relativamente elevada, ya que la entrada anual total de fósforo por el Río Colorado calculada para el año 2000, fue de 4541 toneladas anuales y la salida anual fue de 91 toneladas y la entrada calculada en base a los datos de octubre de 2007 fue de 5331,2 toneladas anuales de fósforo y la salida fue de 79,97 toneladas anuales de fósforo, por lo que se puede afirmar que, de igual forma que lo verificado en el año 2000 (Alcalde 2000), el Embalse continúa

reteniendo aproximadamente el 98 % del fósforo ingresante desde el río.

La nula concentración de clorofila *a* que se registró en la estación R1, ubicada en el río, indica las desfavorables condiciones ambientales para el desarrollo de la comunidad fitoplanctónica, la que sí aparece al reducirse la velocidad de la corriente en el embalse. Al realizar análisis de varianza a efectos de determinar posibles diferencias entre las concentraciones de clorofila *a* registradas en el período 2000 y octubre de 2007, considerando las estaciones del embalse el resultado ($F = 0,65052$; $p = 0,437018$) permite afirmar que no existieron diferencias significativas entre ellas, lo que también es un indicador de estabilidad en el ambiente.

Para la determinación del estado trófico de un cuerpo de agua se emplean principalmente tres variables, la concentración de fósforo total, la concentración de clorofila *a* y la transparencia del agua, determinada por la profundidad de lectura del disco de Secchi (Wetzel 2001, Kalff 2002) y se aplican índices calculados en base a ellas (Carlson y Simpson 1996). En el caso del embalse Casa de Piedra, el estado trófico determinado durante octubre de 2007, considerando, por un lado las concentraciones de fósforo total medidas en el lago y el valor del índice que emplea este parámetro (41,25), indican que puede categorizarse como oligo – mesotrófico. Al considerar la concentración de clorofila *a* y el índice respectivo (31,88), el embalse resulta oligotrófico.

Con respecto a la categorización en función de la profundidad de lectura del disco de Secchi, la baja transparencia media del agua (1,62 m) lo ubicaría en la categoría de eutrófico. Sin embargo, esta categoría no se corresponde con las determinadas en función de las concentraciones de fósforo y clorofila *a*, hecho que ya fuera descrito por Alcalde en el año 2000. La baja transparencia del agua del Embalse se debe a la turbidez generada por sólidos suspendidos, principalmente de origen inorgánico ($r = -0,388013$) y no a elevadas concentraciones de clorofila *a* (0,403525). Dado que el coeficiente de correlación

calculado entre la transparencia del agua y la concentración de clorofila *a* arroja un valor positivo, permite descartar una relación entre estos parámetros, por lo que la aplicación de la transparencia del agua como indicador de estado trófico en el caso de Casa de Piedra es de poca utilidad.

Teniendo en cuenta el estudio de estado trófico desarrollado por Alcalde (2000), que arrojó resultados similares a los registrados durante octubre de 2007, puede inferirse que el embalse no ha cambiado su estado trófico en el lapso transcurrido entre ambos estudios, a pesar de las grandes cantidades de fósforo que ingresan por el río Colorado, pero que se depositan en los sedimentos y que hacen que de igual forma que fuera verificado en el estudio anterior, el embalse continúe reteniendo la mayor parte de los nutrientes que ingresan a él. Si bien fueron medidas en una sola ocasión, las concentraciones de fósforo total registradas en el embalse en 2007 son inferiores a las del año 2000, lo que implicaría una mejora en su estado trófico, pero esto debería verificarse con determinaciones que abarquen un período mayor.

Como se mencionó más arriba, la capacidad de carga de un ecosistema acuático es la biomasa de peces que puede ser mantenida en un ambiente, sin sobrepasar el estado trófico que presenta en la actualidad o sobrepasarlo y llegar al nivel que los gestores determinen (Cañete 2001, Arenas Morales 2001). En el Embalse Casa de Piedra, la masa total de fósforo en el agua durante octubre de 2007 fue de 48,8 toneladas, cantidad que lo mantiene en una situación de oligo – mesotrofia. El ascenso de la cantidad de fósforo total presente en el agua del embalse hasta alcanzar 174,78 toneladas provocaría el paso al estado eutrófico.

Al analizar el impacto sobre el embalse Casa de Piedra de las actividades de acuicultura que se realizan, tal la cría de truchas arco iris, si bien la cantidad de fósforo total introducido al ecosistema varía según el contenido en los alimentos balanceados utilizados, su digestibilidad y la forma de dosificación, considerando la cantidad de fósforo

aportado por tonelada de truchas arco iris propuesta por Beveridge (1986), el cultivo simultáneo en las jaulas o corrales de 9874,5 toneladas de trucha arco iris en un ciclo anual producirían el cambio de estado trófico de Casa de Piedra, llevándolo a la eutrofia, en un solo año. Una forma de minimizar el impacto de la acuicultura sobre un ecosistema acuático es repartir la biomasa máxima de peces que podría producir el cambio de estado trófico en un lapso de tiempo suficientemente prolongado. Así, reduciendo la carga animal a la mitad, 4937,2 toneladas, el paso a la eutrofia se produciría en 2 años y criando la cuarta parte (2468,6 toneladas) se produciría en 4 años (Fig. 11). Si se empleara el criterio de la legislación chilena, que limita la producción de salmónidos a 1 ton cada 35 has de superficie de cuerpo de agua (Arenas Morales 2001) y considerando la totalidad de la superficie del Embalse Casa de Piedra, podría producirse un máximo de 1028 toneladas anuales de trucha arco iris, pero, la carga de fósforo producida por esa cantidad de animales provocaría el paso a la condición de eutrofia en un periodo muy breve de tan sólo 9,6 años. Por otro lado, el cultivo de 100 toneladas de trucha arco iris produciría la eutrofización del embalse en 99 años y la de 19,3 toneladas lo haría en 512 años (Fig. 11).

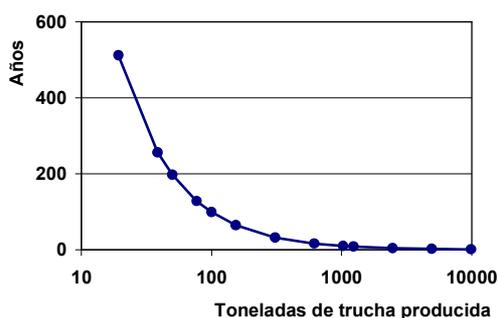


Figura 11: tiempo en que el embalse Casa de Piedra pasaría a ser eutrófico en función de la carga de truchas producida

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Enrique Schmidt, subsecretario de Asuntos Agrarios y a la Lic. Marisa Urioste de la Dirección de Recursos Naturales del Ministerio de la producción del Gobierno de la provincia de La Pampa, por el aporte financiero necesario para el desarrollo del estudio. Al Lic. Omar del Ponti y al Téc. en Acuic. Danilo Cavallero por su participación en las tareas de campo. Al Dr. Alberto Pilati por su colaboración en la confección del *abstract* y a un revisor anónimo que colaboró para mejorar esta contribución.

BIBLIOGRAFÍA

- Alcalde, R., 2000. *Programa Integral de calidad de aguas del Río Colorado. Subprograma Evaluación del estado trófico del Embalse Casa de Piedra*. Ed. Comité Interjurisdiccional del río Colorado (COIRCO), Bahía Blanca.
- Alcalde, R.; Daurade, L. y Gil, M.I., 1997, *Programa de relevamiento y monitoreo de calidad de aguas de/ sistema Río Colorado-Embalse Casa de Piedra*. Ed. Comité Interjurisdiccional del río Colorado (COIRCO), Bahía Blanca.
- APHA, 1999. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th edition. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Pollution Control Federation (WPCF), Washington, DC.
- Arenas Morales, J. (Dir.), 2001. Informe final: *Determinación de la capacidad de carga de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías en Chiloé Insular*. Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad Austral de Chile. <http://www.fip.cl>
- Beveridge, M.C., 1986. *Piscicultura en jaulas y corrales. Modelos para calcular la capacidad de carga y las repercusiones en el ambiente*. FAO, Documento técnico de pesca 255.

- Bureau, D.P. y C.Y. Cho, 1999. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture* 179 : 127 – 140.
- Bureau, D.P., 2004. Factors affecting metabolic waste outputs in Fish. In: Cruz Suarez, L., Ricque Marie, D., Nieto López, L., Villarreal, D., Scholz, U. y González, M. Avances en nutrición acuícola VII. Memorias del VII Simposium Internacional de Nutrición Acuícola. 16 - 19 Noviembre, 2004. Hermosillo, Sonora, México.
- Campos Cereceda, H. (Dir.), 1998. Informe final: *Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Riñihué*. Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad Austral de Chile. <http://www.fip.cl>.
- Campos Cereceda, H. (Dir.), 1997. Informe final: *Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del los lagos Natri, Cucao, Huillinco, Tepuhueico y Tarahuín*. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad Austral de Chile. <http://www.fip.cl>.
- Campos Cereceda, H. (Dir.), 1999. Informe final: *Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del los lagos Riesco, Los Palos y laguna Escondida en la XI Región*. Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad Austral de Chile. <http://www.fip.cl>.
- Canfield D.E. Jr., 1983. Prediction of chlorophyll *a* concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Researches Bulletin*, 19: 255–262.
- Cañete, J. (Dir.), 2001. Informe final: *Determinación de la capacidad de carga del lago Sofía el la XII Región*. Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad de Magallanes. <http://www.fip.cl>.
- Carlson, R.E. y J. Simpson, 1996. *A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*. North American Lake Management Society, Madison, Wisconsin
- EPA, 1993. ESS Method 340.2: Total Suspended Solids, Mass Balance (Dried at 103- 105 °C) Volatile Suspended Solids (Ignited at 550 °C). Environmental Protection Agency (EPA). <http://www.epa.gov/glnpo/lmmb/methods/methd340.pdf>.
- Florida LAKEWATCH, 2000. A Beginner's Guide to Water Management – Nutrients. Information Circular No. 102. Department of Fisheries and Aquatic Sciences and Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL.
- Kalff, J., 2002. *Limnology*. Inland Water System. Prentice Hall.
- Larsen, D.P. y H.T. Mercier, 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *J.Fish.Res.Board Can.* 33(8):1742–50
- Margalef. R., 1983. *Limnologia*. Ed. Omega. Barcelona.
- Marzolf, G.R., 1990. *Reservoirs as environments for zooplankton*. In Thornton, K.; Kimmel, B. & Payne, F. (eds.), *Reservoir limnology: ecological perspectives*. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- OECD, 2006. Eutrophication of Waters. Monitoring, Assessment and Control. Research of the Organization for

- Economic Co-operation and Development (OECD). Ed. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax (SWCSMH). <http://lakes.chebucto.org/TPMODELS/OECD/oecd.html>.
- Prado Friedler, R. (Dir.), 1999. Informe final: *Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del los lagos Chapo, Yelcho, Popetán y Laguna San Antonio en la X Región*. Ed. Fondo de Investigación Pesquera (FIP), Subsecretaría de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción y Universidad de Valparaíso. <http://www.fip.cl>.
- Rodehutschord, M., Z. Gregus y E. Pfeffer, 2000. Effect of phosphorus intake on faecal and non – faecal phosphorus excretion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the consequences for comparative phosphorus availability studies. *Aquaculture* 188 (3 – 4): 383 – 398
- Tourn, M., 1998. *El agua en la superficie*. Pp. 59 – 72. En Fondo Editorial Pampeano (eds.). *El agua en La Pampa*. Ed. Extra, Santa Rosa
- Vignatti, A. y S. Echaniz, 2008. El zooplancton del embalse Casa de Piedra (La Pampa, Argentina), distribución horizontal de abundancia y biomasa. *BioScriba* 1(2): 46-59
- Wang, H., X. Liang, P. Jiang, J. Wang, S. Wu, & H. Wang, 2008. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. *Freshwater Biology* 53: 935–944.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, London.

Recibido: 06.04.2009; Aceptado: 27.04.2009.