

Estado trófico, balance de nutrimentos y capacidad de carga ecológica para el cultivo de tilapia en jaulas flotantes en la presa hidroeléctrica Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Querétaro-Hidalgo, México

Trophic state, nutrient balance and tilapia cage culture ecological carrying capacity in Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán” hydroelectric reservoir, Querétaro-Hidalgo, México

Emilio Romero-Beltrán*✉, J. Ramón Rendón-Martínez*, Ma. Teresa Gaspar-Dillanes**, Diego Armando Osuna-Bernal*, Ahtziri Romero-Correa*, J. Antonio Mauricio-Payán* y Pedro Valdés-Ledón*

Resumen

Debido a la importancia que tienen los ciclos biogeoquímicos en la dinámica de los cuerpos de agua continentales, y particularmente para la acuicultura no convencional, se realizó la estimación del balance hidrológico y la capacidad de carga ecológica de la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, un embalse ubicado en los límites de los estados de Querétaro-Hidalgo. Los principales resultados indican que la presa se comporta como sistema monomítico y la principal fuente de aportes a la presa son los afluentes (ríos San Juan y Tula) y desde sus sedimentos. También es posible inferir que en la presa se presenta el fósforo como el nutrimento limitante y que es, de acuerdo con el índice de Carlson, un cuerpo de agua eutrófico. Dado que la presa está eutrofizada, se estimó la capacidad de carga ecológica necesaria para pasar de un estado eutrófico a uno hipereutrófico, y se obtuvo una biomasa de 12 795 t para pasar de un estado trófico a otro en un año de cultivo. Con este resultado se concluye que la capacidad de carga está sobrepasada (>200%) de acuerdo con el límite establecido en este estudio, por lo que es necesario reducir la producción de peces actual, o bien, mejorar los procesos de producción empleados en este sistema.

Palabras clave: Capacidad de carga ecológica, balance hidrológico, acuicultura, embalses.

Abstract

Biogeochemical cycles in the inland water bodies dynamic represent important processes, particularly for unconventional aquaculture. In that sense, hydrological balance and ecological carrying capacity of “Zimapán” hydroelectric reservoir, a system located in the limits of the states of Queretaro and Hidalgo, Mexico, was carried out. The main results indicate that the dam behaves as a monomictic system and the main sources of nutrient inputs to the system are the tributaries (San Juan and Tula rivers) and its sediments. It was also found that phosphorus was the limiting nutrient in the reservoir, as well as the system, was in eutrophic conditions according to Carlson’s Index. Since the system is eutrophied, the ecological carrying capacity to move from eutrophic to hypereutrophic state was estimated, results showed that a biomass of cultivated fish of 12 795 t in a year is necessary to achieve such change. In conclusion, the carrying capacity of this reservoir is exceeded (>200%) according to limits calculated in this study, so it is necessary to reduce the production of fish or improve production processes used in this system.

Key words: Ecological carrying capacity, hydrological balance, aquaculture, reservoirs.

* Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura, Centro Regional de Investigación Acuícola y Pesquera-Mazatlán. ✉ Responsable de la correspondencia: emilio.romero@inapesca.gob.mx

** Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura. Dirección General Adjunta de Investigación Pesquera en el Pacífico. Ave. México núm. 190, Col. Del Carmen, Coyoacán, 04100 Ciudad de México.

Introducción

La pesca en aguas continentales presenta grandes diferencias con respecto a otras pesquerías, debido a que ésta mantiene estrecha relación con otros usuarios del recurso hídrico. Gran parte de las aguas continentales se utiliza para otros fines distintos a la pesca, como, por ejemplo, la generación de energía eléctrica, la navegación, el saneamiento de marismas para la agricultura, la urbanización, la extracción de agua y la evacuación de residuos (Kalff 2002, Pérez-Velázquez *et al.* 2002), lo que implica que las políticas para asignar recursos acuáticos y su contexto físico estén sujetos a decisiones que se toman sin considerar las cuestiones pesqueras. De tal forma que la ordenación pesquera debe realizarse en torno a las medidas impuestas por estos sectores externos, observando las técnicas aplicables para reducir o contrarrestar los efectos provenientes del exterior (FAO 1998).

En la actualidad, las pesquerías de aguas continentales constituyen parte integral del desarrollo socioeconómico; sin embargo, desde hace varias décadas, se ha observado que la gran mayoría de las pesquerías muestra signos de sobreexplotación, modificación de ecosistemas y considerables conflictos sociales que representan una amenaza para la sostenibilidad de la actividad pesquera y el suministro de alimentos (Welcomme y Bartley 2003, Ross *et al.* 2011).

La presión sobre los recursos pesqueros y el efecto de ello en el ecosistema, así como la demanda significativa de alimentos provenientes de la pesca, han provocado un espectro de crecimiento e innovación en la industria acuícola (Tacon y Halwath 2007, Ross *et al.* 2011), y ello ha propiciado la expansión de este sector hacia nuevos sitios (Halwath *et al.* 2007).

Una buena alternativa para aumentar la producción de peces en reservorios es la acuicultura en jaulas flotantes, ya que utiliza cuerpos de agua existentes, requiere un gasto de capital comparativamente bajo y usa tecnología simple (Beveridge 1984, 1996). Sin embargo, esta actividad emergente implica la introducción de cargas adicionales de nutrientes, principalmente nitrógeno (N) y fósforo (P), a través del alimento artificial no consumido y las excretas, lo que ocasiona alteraciones en las condiciones natu-

rales de estos cuerpos de agua (Weston 1990, Karakassis *et al.* 2000, Carroll *et al.* 2003, Guo *et al.* 2009, Rendón-Martínez *et al.* 2014). Dichas alteraciones consisten en bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Hamblin y Gale 2002), ocurrencia de florecimientos algales nocivos (Sowles 2009¹), así como el incremento en el contenido de materia orgánica y metales en el sedimento (Xia *et al.* 2016), lo que puede resultar en agravamiento del estrés, enfermedades, mortalidad, reducción de la eficiencia de conversión de alimento, tasa de crecimiento, supervivencia y reducción de ganancias. Por todo ello es necesario conocer la capacidad de carga que pueden soportar estos sistemas sin que se alteren sus condiciones ambientales originales.

En ese sentido, el presente estudio está orientado a obtener la información necesaria para instrumentar modelos de estimación de capacidad de carga, el balance de nutrientes y la identificación del nutriente limitante para determinar el techo disponible, a fin de no deteriorar el ambiente, la caracterización estacional y espacial de variables de importancia como la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, pH, conductividad, índice de estado trófico del embalse y el índice morfoedáfico. El establecimiento de estudios de esta naturaleza en el presente embalse surge de la necesidad de aumentar la producción de peces y expandir la producción acuícola, así como las políticas de las autoridades para instrumentar nuevas formas de acuicultura.

Materiales y métodos

presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama, también llamada Zimapán, se localiza en los municipios de Zimapán, Tecozautla y Tasquillo, en el estado de Hidalgo y Cadereyta en el estado de Querétaro, entre las coordenadas 20.5-20.8° N y 99.4-99.7° O a una altitud de 1 870 msnm (Fig. 1). Se ubica en el cañón del Infiernillo, constituido por los estrechos valles que forman los ríos Tula

1. Sowles J. 2009. Aquaculture task force discussion paper on bio-physical carrying capacity. Maine Government. Maine, EUA. Recuperado de: <https://www1.maine.gov/dmr/aquaculture/reports/documents/carryingcapacity.pdf>

y San Juan en los límites de Hidalgo y Querétaro. La presa se ubica en la cuenca del río Moctezuma que, junto con las cuencas de los ríos San Juan y Tula, forman parte de la Región Hidrológica 26 del Alto Pánuco. El área drenada por el río Tula se estima en 9 551 km² y la del río San Juan en 5 427 km² (Hernández-Montaña y Orbe-Mendoza 2002).

Calidad del agua

Para la caracterización de la presa Zimapán se establecieron siete puntos de recolecta de datos y muestras de agua (Fig. 1). Para cada punto se registraron los datos *in situ* de profundidad (m), temperatura (°C), visibilidad del disco de Secchi (m), oxígeno disuelto (mg/l) y saturación (%), pH, conductividad (mS/cm), así como su comportamiento vertical utilizando un multiparámetros marca YSI, modelo 2030. Además, se colectaron muestras de agua con una botella tipo Van Dorn, cada cinco metros hasta una profundidad de 30 m y a partir de ésta, se tomaron cada 10 m hasta el fondo del embalse; dichas muestras fueron

filtradas en campo con una bomba de vacío eléctrica y filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C. La dureza total se determinó por titulación con EDTA con el indicador Eriocromo negro T. clorhidrato de hidroxilamina y solución amortiguadora de NH₄CL-NH₄OH. Los nitritos se midieron según el método de Bendschneider y Robinson (1952), los ortofosfatos mediante la metodología propuesta por Morris y Riley (1963), mientras que para la determinación de nitratos se utilizó el método descrito en Strickland y Parsons (1972). La concentración de clorofila α (Chl α), sólidos suspendidos totales (SST) y materia orgánica particulada (MO) se determinaron mediante los métodos descritos en el *Manual de Métodos Estándar* (APHA-AWWA-WPCF 1992). El nitrógeno total (NT) y el fósforo total (PT), mediante los métodos descritos por Rosales-Hoz (1979).

Alimento, peces y desechos

En lo que se refiere al alimento y peces, éstos fueron recolectados directamente en los sistemas de cultivo, mientras que los desechos se extrajeron

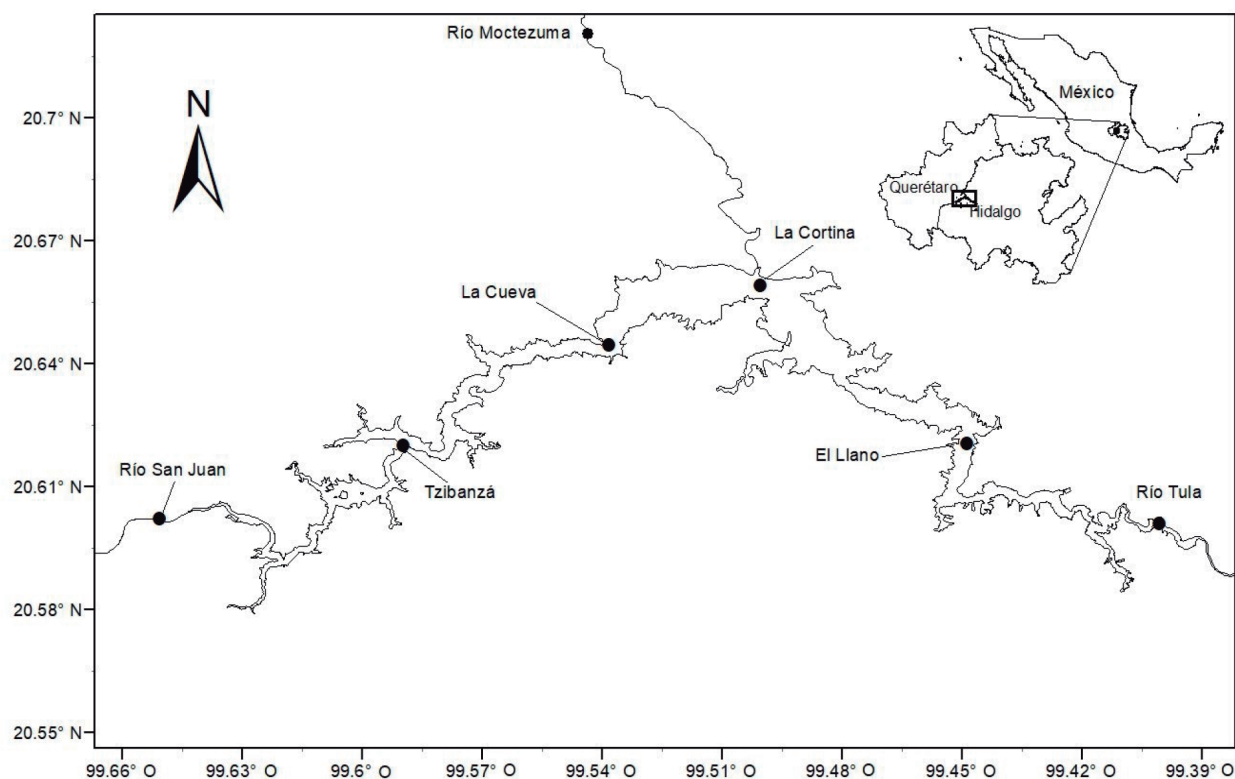


Fig. 1. Presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán". Los puntos indican la localización de los sitios de muestreo.

mediante trampas que fueron sumergidas por 24 horas. El contenido de nitrógeno y de fósforo total de dichas muestras fue obtenido mediante el método macro Kjeldahl (Horwitz y Latimer 2005) y la técnica propuesta por Aspila *et al.* (1976).

Balance hídrico

La estimación del balance hídrico es un antecedente indispensable para calcular el balance de nutrientes y la capacidad de carga; para poder establecer el balance hídrico se tiene que cuantificar cada uno de los componentes del ciclo hídrico contenido en la siguiente ecuación:

$$P + Q_a - Q_e + \Delta W - E_v = 0 \quad \text{Ec. 1}$$

Donde: P = aportes de agua por precipitación, Q_a = caudal del afluente, Q_e = caudal del efluente, E_v = evaporación de la superficie del embalse y ΔW = variación del contenido de agua del embalse.

Balance de nutrientes

Para la carga de nitrógeno y fósforo se utilizó la metodología propuesta por Vollenweider (1975) adaptada por Dillon y Rigler (1975), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$L_{[P]} = \frac{Q_1 \cdot [P]_1 + Q_2 \cdot [P]_2 + Q_n \cdot [P]_n}{A_0} \quad \text{Ec. 2}$$

Donde: L_[P] = carga de fósforo (nitrógeno) en mg/m²· año, Q₁ = caudal del afluente anual. Los números de cada uno de los valores de Q corresponden a un afluente; P = concentración de fósforo (nitrógeno), que corresponde al afluente del que se ha medido el caudal, y A₀ = área del lago.

La carga de P o N del agua de lluvia se estimó por medio de la siguiente ecuación:

$$L_{[P]} = P_p \left(\frac{[P]}{A_0} \right) \quad \text{Ec. 3}$$

Donde: L_[P] = carga de P o N en mg/m²· año, P_p = precipitación anual sobre el embalse, [P] = concentración promedio de P o N en el agua de lluvia y A₀ = Área superficial del embalse.

Para calcular el balance de masas (N y P) se utilizó el modelo propuesto por Janus *et al.* (1990), que estima los valores de forma simple con la fórmula:

$$N_\alpha = N_j - N_w \quad \text{Ec. 4}$$

Donde: N_α = contenido de P o N anual en el embalse, N_j = carga de P/N (entrada) anual al embalse y N_w = salida de P/N anual al lago.

Por otro lado, para estimar el tiempo de residencia se aplicó la ecuación:

$$T_w = \left(\frac{V}{Q} \right) \quad \text{Ec. 5}$$

Donde: T_w = tiempo de residencia, V = volumen del embalse en km³ y Q = caudal medio anual del efluente (km³/año).

Nutrimiento limitante

El nutrimento limitante se determinó mediante los contenidos de nitrógeno y fósforo en las formas de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (PID), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) a nivel molar en el embalse. La proporción entre las fracciones de nitrógeno y de fósforo fue propuesta por Redfield (1934) para determinar limitación por alguno de estos nutrientes; considera que las proporciones menores de 7:1 es indicativo de limitación por nitrógeno, mientras que las proporciones mayores de 10:1 es indicativo de limitación por fósforo.

Índice de estado trófico

Para la estimación del estado trófico del cuerpo de agua se utilizó el método propuesto por Carlson (1977), modificado por Aizaki *et al.* (1981). La metodología consiste en la aplicación de las siguientes ecuaciones:

$$TSI_{Cla} = 9.81 \cdot \ln(Cla) + 30.6 \quad \text{Ec. 6}$$

Donde: TSI_{Cla} = índice de estado trófico para clorofilas; Cla = concentración de clorofilas (μg/l).

$$TSI_{Ds} = 60 - \ln(14.41 \cdot Ds) \quad \text{Ec. 7}$$

Donde: TSI_{Ds} = índice de estado trófico para la profundidad del disco de Secchi; Ds = profundidad del disco de Secchi (m).

$$TSI_{Pt} = 14.42 \cdot (\ln(Pt) + 4.15) \quad \text{Ec. 8}$$

Donde: TSI_{Pt} = índice de estado trófico para el fósforo total; Pt = concentración de fósforo total (mg/m^3). Posteriormente, una vez que se han calculado las ecuaciones anteriores, se realiza la ecuación general para el índice de estado trófico:

$$TSI = \frac{TSI_{Cla} + TSI_{Ds} + TSI_{Pt}}{3} \quad \text{Ec. 9}$$

Para obtener un resultado que es comparativo con la *tabla 1*.

Tabla 1

Escala del índice de estado trófico (TSI) y ejemplos de valores medidos de transparencia, fósforo y clorofila correspondientes a un valor puntual del índice de estado trófico (TSI)

Clasificación TSI	TSI	Disco de Secchi (m)	Fósforo total (mg/ m^3)	Clorofila α ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Oligotrófico	0	64.00	0.75	0.04
	10	32.00	1.50	0.12
	20	16.00	3.00	0.34
	30	8.00	6.00	0.94
Mesotrófico	40	4.00	12.00	2.60
	50	2.00	24.00	6.40
	60	1.00	48.00	20.00
Eutrófico	70	0.50	96.00	56.00
	80	0.25	192.00	154.00
	90	0.12	384.00	427.00
Hipereutrófico	100	0.062	768.00	1 183.00

Índice morfoedáfico

Se estimó el índice morfoedáfico (IME) (Ryder 1982) de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$IME = \frac{\text{Conductividad} \left(\frac{\mu\text{S}}{\text{cm}} \right)}{\text{Profundidad (m)}} \quad \text{Ec. 10}$$

Dado que la profundidad media está inversamente relacionada con el rendimiento, y el factor edáfico tiene una relación directa, su estimación se presenta de la siguiente manera:

$$Y = aX^b \quad \text{Ec. 11}$$

Donde: Y = rendimiento (kg/ha), X = IME, a = constante, ordenada al origen, b = pendiente. Tomando en cuenta lo anterior, se utilizó la propuesta de rendimiento pesquero de Wijeyaratne y Costa (1981), que está ajustada para embalses cuya superficie apenas alcanza los miles de hectáreas y cuyos resultados se expresan en kilogramo de producción por hectárea por año:

$$Y = 19.0677 (IME)^{0.7050} \quad \text{Ec. 12}$$

Capacidad de carga

Partiendo de la base de que en la relación nitrógeno-fósforo (N:P), el nutrimento menos disponible, considerando la ley del mínimo de Liebig (Redfield 1934, Baar 1994), puede ser limitante de las condiciones tróficas en los cuerpos de agua, entonces introducir aportes extra al embalse podría alterar las condiciones tróficas propias del cuerpo de agua. Tomando en cuenta esto, Beveridge (1984) construyó una metodología basada en el modelo de Dillon y Rigler (1975) para estimar la capacidad de carga de cultivos de peces en jaulas, de manera tal que no se afecte la calidad del agua para ese fin.

Este modelo establece un $\Delta[P]$ entre lo existente y lo máximo permisible, asumiendo que el cuerpo de agua no está contaminado, para estimar la producción permisible equivalente; en otras palabras, la capacidad de carga (Rojas-Carrillo y Aguilar-Ibarra 2012).

Para desarrollar el modelo en la presa hidroeléctrica Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, se obtuvo información del monitoreo de presas de la Comisión Nacional del Agua

(CONAGUA 2018a², b³), y en los casos en que fue necesario se estimó información sobre la morfometría de la presa, precipitación y evaporación de la cuenca asociada al sistema y el coeficiente de descarga.

Asimismo, se obtuvieron la carga externa y la exportación de fósforo (mg/m²/año), ya que la diferencia de ambos (p. ej. balance de masas) permite conocer si existen aportes desde los sedimentos, al indicar, cuando es negativo, que no hay aportes.

Por otro lado, considerando el valor promedio de fósforo total (mg/m³) y el valor de concentración que llevaría al embalse a una condición de eutrofia, se estimó el $\Delta[P]$ (mg/m³). Para obtener la capacidad de carga del embalse se calculó la carga de fósforo de los peces mediante la siguiente ecuación:

$$L[P]_{\text{peces}} = \frac{\Delta[P] \cdot Z \cdot p}{1 - R[P]_{\text{peces}}} \quad \text{Ec. 13}$$

Donde: $L[P]_{\text{peces}}$ = aporte de fósforo de los peces (mg.m⁻²); $\Delta[P]$ = incremento en el fósforo necesario para alcanzar eutrofia; Z = profundidad media del embalse (m); p = tasa de descarga de agua por año; y $R[P]_{\text{peces}}$ = coeficiente de retención en el embalse del fósforo aportado por los peces, el cual se calcula de la siguiente forma:

$$R[P]_{\text{peces}} = x + [(1 - x)R] \quad \text{Ec. 14}$$

Donde: x = constante de la proporción de P total que se pierde permanentemente a los sedimentos como resultado de la deposición de sólidos (0.45-0.55) y R que está representada por $R = \frac{1}{1 + 0.747\rho^{0.59}}$ en la que ρ equivale a la tasa de descarga del embalse (Larsen y Mercier 1976, Beveridge 1984). El resultado final se multiplicó por el área analizada o total del embalse y se obtuvo la carga total para el área.

Por otro lado, para conocer la cantidad de peces que podrían provocar ese cambio, Beveridge (1984) sugiere el empleo del aporte promedio al ambiente de fósforo total por tonelada de pesca-

do producido, que incluye el fósforo perdido por lixiviación, por alimento producido o por excretas de los organismos, de tal forma que se divida:

Carga total por área/aporte P por tonelada de pescado = cantidad de peces que se pueden sembrar para cambiar el estado trófico del lago en un año, expresado en toneladas.

Resultados

Variables físico-químicas

La dureza varió de 228 a 534 mg/l con un promedio de 311.22 mg/l. Los valores medios más bajos se presentaron en la estación La Cueva, mientras que los más altos fueron en La Cortina. Los sólidos suspendidos totales (SST mg/l) variaron entre 2.8 y 92 mg/l, con un promedio para todo el sistema de 43.5 mg/l.

La materia orgánica particulada varió entre 10.3 y 20.8 mg/l con promedio general de 12.34 mg/l. Con respecto a la clorofila, los valores de concentración oscilaron entre 0 y 31 $\mu\text{g/l}$, con promedio general para todo el embalse de 6.43 $\mu\text{g/l}$. Los promedios por estación indican que El Llano presentó las mayores concentraciones, mientras que la estación La Cortina obtuvo las medias más bajas.

La temperatura del sistema presentó una variación de 18 a 26 °C, con un promedio general de 20.5 °C para toda la presa. Los valores medios por estación indican poca variación, apenas décimas de grado en todos los casos. Con respecto a la variación vertical, en el primer mes de muestreo se presenta una estratificación con una termoclina marcada hasta 10 m de profundidad que se reduce a lo largo del tiempo de la investigación, hasta hacerse una mezcla en el último mes analizado (noviembre) (Fig. 2).

Los valores de oxígeno disuelto estuvieron entre 0-17.2 mg/l y el promedio para todo el embalse fue de 1.4 mg/l. La variación del oxígeno disuelto en la columna de agua de la presa muestra una estratificación importante en la mayoría de los meses analizados en el presente estudio, con las concentraciones más altas en la superficie y hasta 20 m donde se encuentra una oxiclina, excepto en el mes de noviembre en las estaciones de El Llano y La Cortina, donde se

2. CONAGUA. 2018a. Monitoreo de presas de México. <http://conagua.presas.mx/>. Consultado el 8 de octubre del 2018.
3. CONAGUA. 2018b. Información de las estaciones climatológicas de México. México. Recuperado de: <http://smn.cna.gob.mx/tools/GUI/ENCS.php>. Consultado el 8 de octubre del 2018.

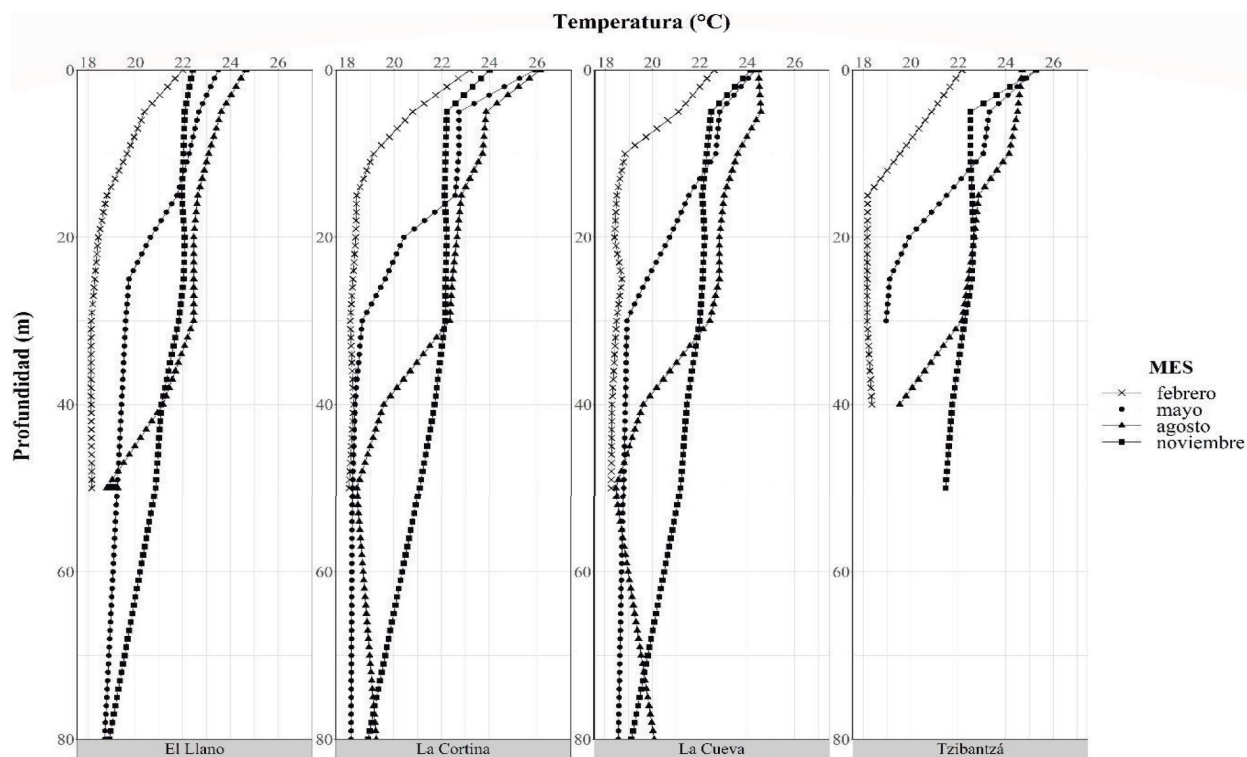


Fig. 2. Perfiles de temperatura (°C) mensuales en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Qro.-Hgo.

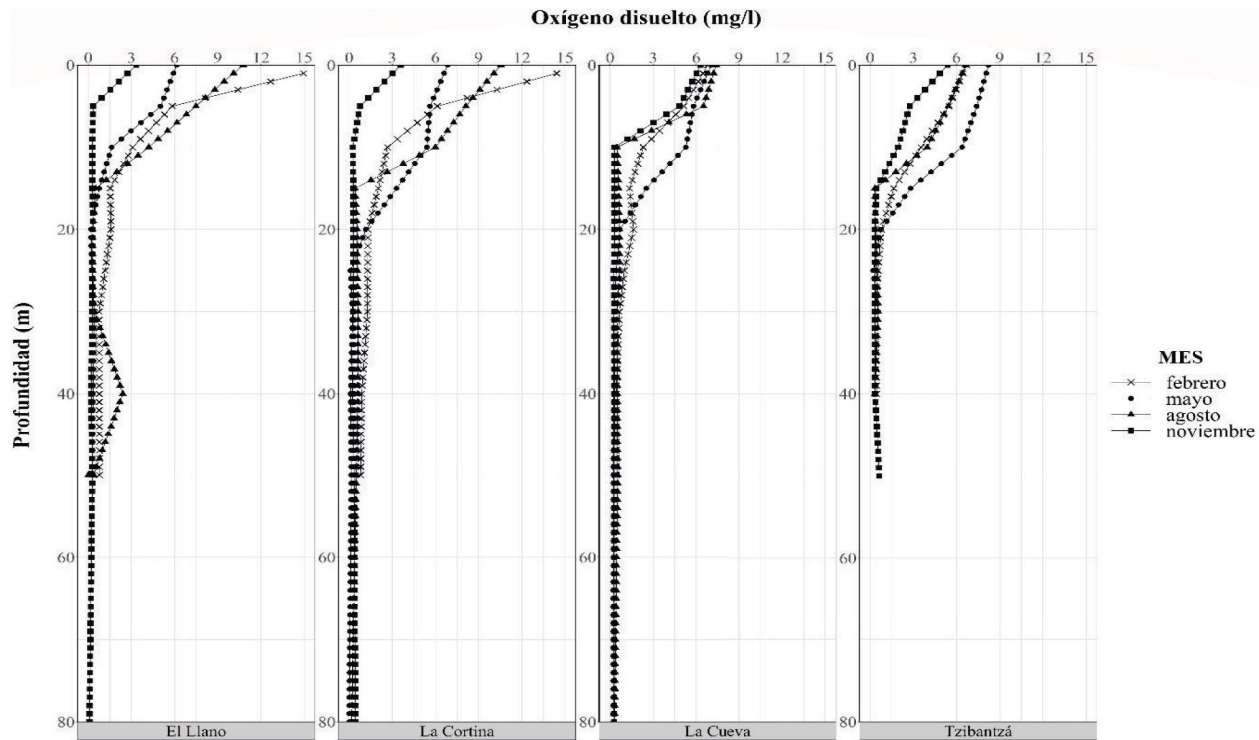


Fig. 3. Perfiles de oxígeno disuelto (mg/l) mensuales en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Qro.-Hgo.

nota una reducción de la estratificación de hasta aproximadamente 5 m de profundidad llegando a mezclarse el agua casi completamente (Fig. 3).

Los valores de pH oscilaron entre 7.1 y 9.1 con media general para todo el sistema de 8.14. La variación espacial y vertical no mostró cambios importantes entre estaciones. La conductividad, por su parte, presenta variación de entre 1.0001 y 2.4110 mS/cm con promedio de 1.5693 obtenido para todas las estaciones. El valor promedio más bajo se encontró en la estación Tzibantzá y el más alto en la estación El Llano. La concentración de nitritos presentó un intervalo entre 0.001 y 0.887 mg/l con media de 0.151 mg/l. Las concentraciones más bajas de este nutrimento se presentaron en Tzibantzá, mientras que las más altas se presentaron en El Llano. Asimismo, los nitratos obtuvieron un valor mínimo de 0.01 mg/l y un máximo de 1.03 mg/l, así como un promedio de toda la presa de 0.69 mg/l. Para esta forma química del nitrógeno, se encontró una tendencia espacial inversa a la de los nitritos, ya que los valores más altos se presentaron en Tzibantzá, mientras que los más bajos en la estación El Llano.

En lo respectivo al amonio, se encontró una concentración promedio para todo el sistema de 0.142 mg/l, con una variación entre 0 y 1.69 mg/l. Los promedios más bajos se asociaron a la estación de Tzibantzá y los más altos estuvieron presentes en El Llano. Los fosfatos presentaron valores de entre 0.04 y 0.20 mg/l con media de 0.11 mg/l.

En cuanto al nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), se encontraron valores medios de 2.18 y 0.10 mg/l, respectivamente. La variación espacial del NT muestra que las mayores concentraciones estuvieron presentes en La Cortina y las más bajas se presentaron en La Cueva, mientras que para PT las más altas se obtuvieron en El Llano y las más bajas en Tzibantzá.

Balance hídrico

Aportes por precipitaciones

De acuerdo con la información obtenida, las precipitaciones en la presa oscilan entre 2.2 y 72.6 mm por mes, con valor medio de 31.7 mm (Fig.

4). El valor promedio anual total medido de la información histórica fue de 380.8 mm. Este valor representa un aporte de las precipitaciones total de 8 449 952 m³/año para todo el embalse.

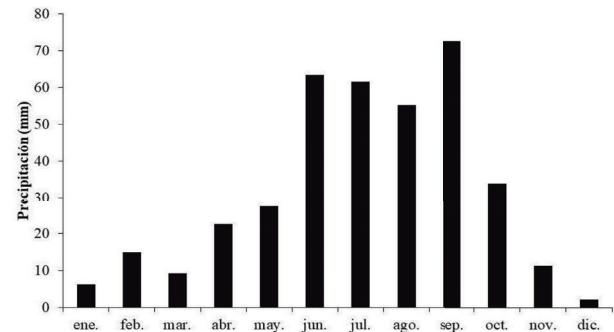


Fig. 4. Variación mensual de precipitación (mm) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo.

Caudal del afluente

El volumen del afluente varió entre 1.14 y 89.54 millones de m³ (Mm³) con un promedio de 30.11 Mm³ por mes (Fig. 5). El promedio anual para la presa Zimapán —proveniente de las dos entradas de agua más importantes, que son el río San Juan y el río Tula— se estimó en alrededor de 331 238 333 m³ por año, de los cuales 54.7% lo aporta el río Tula y 45.3% el río San Juan.

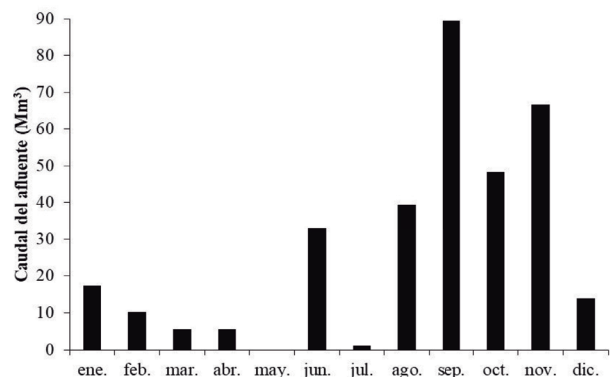


Fig. 5. Variación mensual del caudal del afluente (Mm³/mes) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo.

Caudal del efluente

El río Moctezuma, donde se realiza la mayor descarga de agua del embalse desde la cortina en la planta hidroeléctrica, obtuvo una variación del caudal del efluente entre 3.73 y 48.43 Mm³/mes,

con una media de 24.44 Mm³/mes (Fig. 6), con valor anual de 293 288 333 m³.

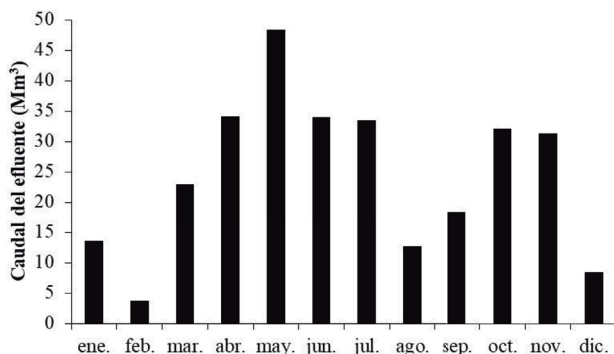


Fig. 6. Variación mensual del caudal del efluente (Mm³/mes) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Qro.-Hgo.

Evaporación en el embalse

Los valores de evaporación oscilaron entre 106.5 y 179.9 mm, con una media mensual de 134.6 mm y un promedio anual de 1 615.7 mm (Fig. 7). La evaporación estimada para la superficie del embalse fue de 35 852 383 m³/año.

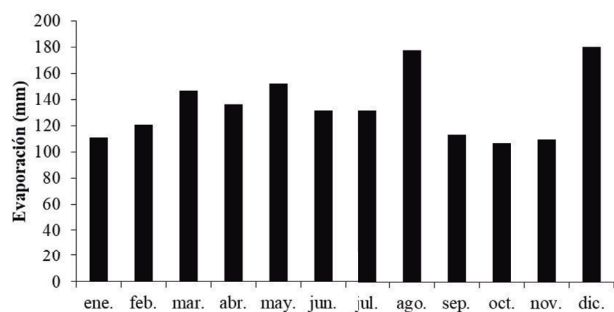


Fig. 7. Variación mensual de evaporación (mm) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Qro.-Hgo.

Variación de agua en el embalse

La variación del contenido de agua del embalse se resume en la tabla 2, que muestra una periodicidad muy marcada con las mayores pérdidas en la mitad del año, lo que coincide con el periodo de mayores temperaturas y las mayores ganancias en los meses del segundo semestre del año, cuando hay los mayores aportes por precipitaciones y las menores temperaturas en el ambiente. Estos valores oscilaron entre -10.76 y 20.85 Mm³, con un promedio general para todo el embalse de 0.48 Mm³.

Tabla 2

Variación mensual del contenido de agua (Mm³) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Qro.-Hgo.

Mes	ΔW
Enero	-0.99
Febrero	1.64
Marzo	-4.95
Abril	-7.82
Mayo	-10.76
Junio	-6.91
Julio	-7.64
Agosto	6.17
Septiembre	20.85
Octubre	10.28
Noviembre	4.42
Diciembre	1.40

El balance hídrico general de la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán” muestra que el volumen aportado por los ríos Tula y San Juan es muy semejante al volumen que se desagua a través de la cortina hacia el río Mochtezuma. Otro aspecto importante que revela el balance, es que las pérdidas por evaporación son mucho mayores que los aportes por precipitación en el área del embalse (Tabla 3).

Tabla 3

Balance hídrico de la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, Qro.-Hgo.

P	8 449 952
+ Qa	+ 331 238 333
- Qe	- 293 288 333
+ ΔW	+ 480 000
- Ev	- 35 852 383
= $Evtr + \Delta Ws$	= 11 027 567

Tasa de descarga y tiempo de residencia

Para obtener la tasa de descarga, fue necesario el volumen total de agua promedio que sale de la presa, que presenta un valor total de 293 288 333 m³/año y asociarlo al volumen total de la presa, que se estimó en 1 095 000 000 m³. Dicha relación arrojó como resultado una tasa de descarga de 0.2678.

Por otro lado, para obtener el tiempo de residencia fue necesario utilizar la relación, pero esta vez inversa, de los valores que se ocuparon

para estimar la tasa de descarga. La estimación dio como resultado un tiempo de residencia de 3.7 años.

Balace de nitrógeno y fósforo

Para el balance de nutrimentos se utilizó un valor de concentración de fósforo de 176.68 mg/m³ y de nitrógeno de 1 563.47 mg/m³, como la suma de las concentraciones obtenidas en los ríos que descargan en la presa. El caudal del afluente estimado para ambos ríos fue de 331 238 333 m³/año y el área de la presa que se estableció en 22 190 000 m², para obtener un resultado de carga de fósforo ($L_{(P)}$) y nitrógeno ($L_{(N)}$) desde los afluentes de 2 637 y 23 338 mg/m²/año, respectivamente.

Dado que no fue posible tomar muestras de lluvia porque los muestreos no coincidieron con registros de precipitaciones, se recurrió a la propuesta de Jørgensen y Vollenweider (1989) (0.07 mg/m³ para fósforo y 0.95 mg/m³ para nitrógeno), de considerar la precipitación anual sobre el embalse, para lo que se tomó el valor estimado en el balance de hídrico (8 449 952 m³/año), así como el área total del embalse (22 190 000 m²). Los aportes de N y P de las lluvias fueron de 0.03 y 0.38 mg/m²/año, respectivamente.

Por otro lado, para obtener el aporte desde los sedimentos, se estimó un caudal del efluente en 293 288 333 m³/año, así como una concentración de nitrógeno de 867.86 mg/m³ y de 114.91 mg/m³ de fósforo en la salida del embalse (río Moctezuma). Los resultados indican una pérdida de fósforo y nitrógeno total por salida de 1 518.8 y 11 470.6 mg/m²/año. Una vez obtenida la pérdida de nutrimentos se aplicó un balance de masas y se obtuvieron valores de 1 119 y 11 868 mg/m²/año, resultado que se considera la carga interna o carga de nutrimentos desde los sedimentos del embalse. Finalmente, se estimó la carga total de N y P hacia el embalse en 35 207 y 3 756 mg/m²/año, respectivamente.

Nutrimento limitante

La relación nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto (NID:PID) mostró valores que oscilaron entre 0.8 y 64.5 con un promedio general para todo el sistema de 22.1. La variación temporal muestra valores medios de

entre 18 y 30, con muchas oscilaciones entre los meses analizados. En todos los casos, los valores medios superan el valor límite de 10:1, característico de cuerpos de agua dulce, como embalses, lagos, ríos (Fig. 8).

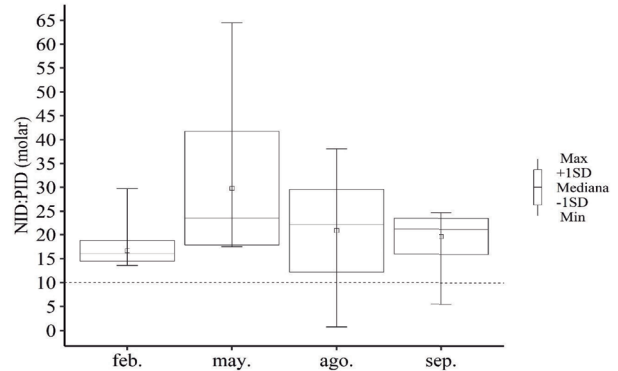


Fig. 8. Variación mensual de la relación molar NID:PID en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo. Los cuadros pequeños en el centro de la caja indican los promedios.

Los resultados espaciales muestran que el promedio más bajo estuvo asociado a la estación del río Moctezuma, mientras que el más alto se asoció a la estación El Llano. Además, la variación espacial presentó la misma tendencia que la de los resultados a lo largo del tiempo, con los promedios muy por encima del valor umbral en todos los sitios (Fig. 9).

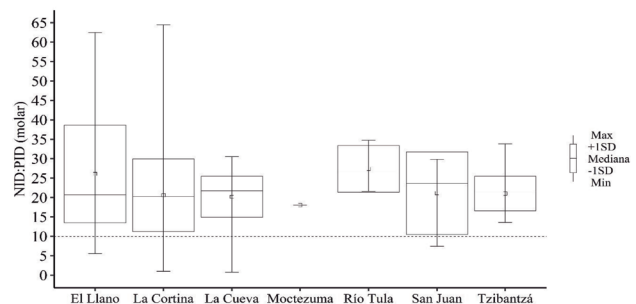


Fig. 9. Variación espacial de la relación molar NID:PID en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo. Los cuadros pequeños en el centro de la caja indican los promedios.

En lo que se refiere a la relación nitrógeno total:fósforo total (NT:PT), se obtuvieron resultados que son coherentes con los asociados a la relación NID:PID, ya que la mayoría de los valores medios estuvo muy por encima del valor de 10:1. Los resultados oscilaron entre 17.2 y 90.5

con una media para todo el embalse de 49.4. Asimismo, la variación mensual de los promedios muestra una tendencia a la baja al tiempo que avanzan los meses del año (Fig. 10).

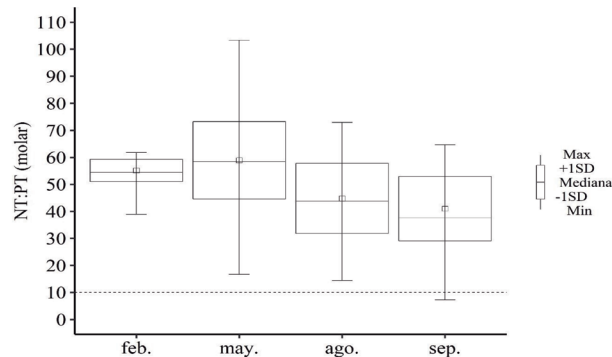


Fig. 10. Variación mensual de la relación molar NT:PT en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo. Los cuadros pequeños en el centro de la caja indican los promedios.

Por su parte, los resultados espaciales muestran que las estaciones de muestreo con los resultados más bajos fueron el río San Juan y el río Moctezuma, mientras que los más altos se obtuvieron en Tzibantzá y el río Tula (Fig. 11).

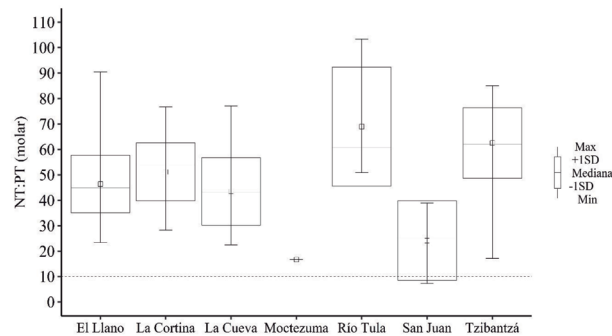


Fig. 11. Variación espacial de la relación molar NT:PT en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo. Los cuadros pequeños en el centro de la caja indican los promedios.

Índice de estado trófico

El índice de estado trófico de Carlson (TSI) presenta un valor promedio para todo el embalse de 53.1, con mínimos y máximos de 40.9 y 65.0, respectivamente. Por otro lado, la variación de los promedios mensuales indica que, en todo el periodo de muestreo, los valores estuvieron en el nivel típico de mesotrofia (Fig. 12).

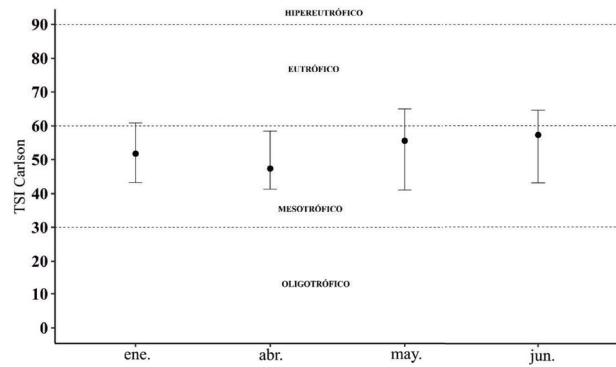


Fig. 12. Variación temporal del índice de estado trófico de Carlson (TSI) ($\bar{x} \pm DE$) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo.

Respecto a los valores de estado trófico (TSI) obtenidos por sitios de muestreo, en todos los casos se obtuvieron promedios que sitúan las diferentes áreas elegidas como mesotróficas, salvo los sitios de El Llano, río Moctezuma y río San Juan, que estuvieron muy cerca de pasar a condiciones eutróficas. También es importante destacar que las estaciones de La Cueva y Tzibantzá obtuvieron los valores más bajos para este índice (Fig. 13).

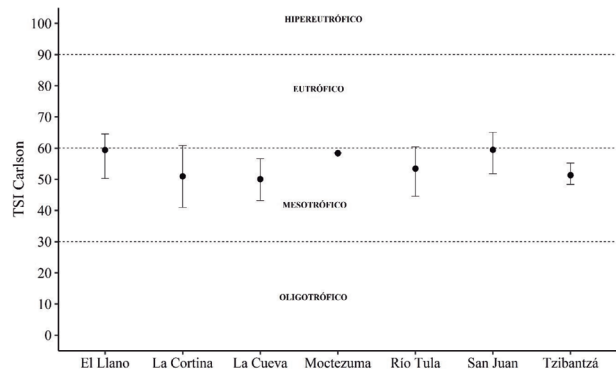


Fig. 13. Variación espacial del índice de estado trófico de Carlson (TSI) ($\bar{x} \pm DE$) en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama "Zimapán", Qro.-Hgo.

Los resultados obtenidos de este índice para fósforo, determinantes para conocer, con base en la concentración de fósforo disponible en el embalse, el estado de eutrofia en que se encuentra el cuerpo de agua, indicaron que el lago estaba eutrofizado, con valores de entre 60 y 80 con medias de 70 tanto espacial como temporalmente. Sin embargo, los valores promedio de TSI para la transparencia y la concentración de clorofilas son mucho menores (46 y 42, respectivamente;

característicos de condiciones mesotróficas), por lo que al conjuntar todos éstos en el índice general se obtienen valores en el embalse que son propios de ambientes mesotróficos.

Índice morfoedáfico

Se aplicó la ecuación del índice morfoedáfico (IME), con el promedio de conductividad para todo el embalse (1 566.4 $\mu\text{s}/\text{cm}$) y la profundidad promedio obtenida *in situ* (54.9 m), a partir de lo cual se obtuvo como resultado un valor de 28.55. Una vez que se sacó el IME, se utilizó la ecuación de rendimiento pesquero (Y) de Wijeyaratne y Costa (1981), que está ajustada para embalses cuyas superficies alcanzan el orden de los miles de hectáreas, que son condiciones propias de la presa Zimapán, y cuyos resultados se expresan en kilogramos de producción por hectárea por año, lo que, a su vez, multiplicado por el área del cuerpo de agua, da como resultado la producción anual, para este caso 449.4 t/año.

Capacidad de carga

La determinación de la capacidad de carga para este sistema se realizó en cuatro etapas, como un ejercicio para conocer la biomasa que se necesita cultivar para llevar el embalse de un estado eutrófico a uno hipereutrófico. En la primera etapa se determinó la concentración de P previa a la introducción de jaulas, para lo que se consideró el promedio para todo el embalse de 101.7 mg/m^3 . Para la segunda etapa se estableció el valor máximo aceptable después de la introducción de las jaulas; tomando como base el índice de Carlson se determinó una concentración de 385 mg/m^3 para tener condiciones hipereutróficas en embalses. En la tercera etapa se calculó el ΔP en 282.3 mg/m^3 , de acuerdo con lo explicado en la metodología. En la cuarta y última etapas, se calculó la concentración de P total aceptable ($L[\text{P}]_{\text{peces}}$), y se obtuvo un valor de 32 981 mg/m^2 , que se extrapoló para todo el embalse y se tuvo un resultado de 731 848 kilogramos.

Este valor representa la cantidad de fósforo (≈ 730 t) que se tendría que agregar a la presa Zimapán para que pase del estado eutrófico

a hipereutrófico; y con base en él se estimó la cantidad de peces que puede provocar dicho cambio, a partir de los valores de P del alimento, los peces, así como el factor de conversión alimenticia (FCR) obtenido *in situ*. Los resultados de los análisis del contenido de nitrógeno y fósforo en las tilapias muestran un promedio de $2.87 \pm 0.07\%$ y $0.58 \pm 0.05\%$, respectivamente; mientras que para el alimento se obtuvieron valores de N de $4.6 \pm 0.08\%$ y P de $2.1 \pm 0.03\%$. Asimismo, con base en las entrevistas realizadas *in situ* con los responsables de alimentar a los organismos, se llegó a la conclusión de que el factor de conversión alimenticia en la presa Zimapán fue de 3:1, con lo que se estimó un valor 57.2 kg de fósforo por tonelada de pescado producido.

Finalmente, para obtener la capacidad de carga total del embalse se dividieron las 731.8 t que se necesitan para cambiar el estado trófico del sistema, entre 0.057 t de P que aporta el cultivo, con sus características propias, lo que arrojó como resultado 12 795 t, que representa la biomasa de pescado que se debería cultivar para que el embalse cambie de eutrófico a hipereutrófico en un año.

Discusión

De acuerdo con los resultados obtenidos para las distintas variables, se encontró que el agua del embalse es dura y alcalina, dadas sus concentraciones de dureza y pH. Debido a las concentraciones de OD, se puede decir que en el fondo dominan los procesos de descomposición, puesto que se encuentran condiciones de anoxia. Otro aspecto importante que revelan las distintas variables físico-químicas y su distribución vertical es que el embalse pudiera ser considerado como monomítico, debido a que presenta una mezcla al año. Estos resultados son muy similares a los encontrados por Bravo-Inclán *et al.* (2012), quienes realizaron un estudio en esta misma presa y la clasificaron como monomítica.

Los principales afluentes de la presa Zimapán están representados por los ríos San Juan y Tula; el primero aporta aguas residuales municipales e industriales (principalmente del ramo textil, papelerero, químico y artesanal) y el segundo recibe aguas residuales de la Ciudad de México,

así como las de retorno agrícola de una gran extensión del estado de Hidalgo (Bravo-Inclán *et al.* 2012). De acuerdo con el balance hídrico, estos ríos en conjunto le aportan un volumen anual de 331 238 333 m³, además recibe un aporte de las lluvias de 8 449 952 m³; la suma de ambos es ligeramente superior a lo que la presa desagua a través del río Moctezuma y la evaporación (329 140 716 m³). Con estos resultados se corrobora que las principales entradas y salidas de agua de la presa se presentan en los ríos tributarios (San Juan y Tula), que le aportan cerca de 98%, y el de salida (Moctezuma), que retira cerca de 90% del agua.

Se determinó que 70.2% del fósforo que ingresa al embalse proviene de la carga de los afluentes: 29.8% de los sedimentos y sólo 0.0007% del aporte de las lluvias. En lo que se refiere al nitrógeno, 66.3% proviene de los afluentes, 33.7% de los sedimentos y sólo 0.001% se lo aportan las lluvias. Esta misma situación se ha observado en algunos trabajos donde han llevado a cabo un balance hídrico para determinar la capacidad de carga (Campos *et al.* 1998, Arenas *et al.* 2001), y es probable que esto se deba a los enormes volúmenes que transportan los afluentes como los ríos, que, además, sirven como destino final de grandes cantidades de residuos industriales y municipales (Bravo-Inclán *et al.* 2012).

La carga anual de nitrógeno y fósforo al sistema por las distintas fuentes indica que la presa recibe 83.3 t/año de fósforo y 781.2 t/año de nitrógeno. Estos valores son muy cercanos a los encontrados por Campos *et al.* (1998) y Arenas *et al.* (2001), probablemente debido a que las condiciones de los afluentes son muy similares, no así con respecto a los obtenidos por Echaniz y Vignatti (2009), quienes estimaron en alrededor de 5 000 t el aporte de fósforo al embalse. Esto es posiblemente porque el río que funciona como tributario nace de la confluencia de dos ríos con flujos muy altos de agua y, por ende, con alto aporte de nutrientes.

El tiempo de residencia del embalse fue de 3.7 años, lo que difiere de lo encontrado por Bravo-Inclán *et al.* (2012) en este mismo embalse, quienes determinaron un valor de 1.16 años. Esta diferencia puede deberse a que estos autores utilizaron valores promedio de volumen de salida del embalse de años específicos (entre

2002 y 2006), mientras que en la presente investigación se utilizaron promedios históricos.

Algunos autores sugieren que los embalses pueden comportarse como ríos (ambiente lótico) cuando los tiempos de residencia son bajos, y como ambientes lacustres (lénticos) cuando el tiempo de residencia es alto (Meirinho 2010). Este parámetro es muy importante para el control de las condiciones físico-químicas del agua en las presas (Tundisi y Matsumura-Tundisi 2008), pero también es un factor determinante para conocer el estado trófico de los embalses (Vollenweider 1968, Dillon y Rigler 1975).

Las relaciones NID:PID y NT:PT mostraron valores medios de alrededor de 22 y 49, respectivamente. Estos resultados difieren por mucho de los encontrados por Bravo-Inclán *et al.* (2012) en este mismo embalse (Zimapán), quienes obtuvieron un promedio general de 4.35; al mismo tiempo, son coherentes con los encontrados por Echaniz y Vignatti (2009) quienes reportan un valor promedio cercano a 22 para un embalse de Argentina. En ese sentido, algunos autores sugieren que una relación superior a 10:1 es característica para cuerpos de agua en los que el crecimiento del fitoplancton está limitado por el fósforo (Redfield 1934, Canfield 1983, OECD 2006, Wang *et al.* 2008), por lo que, en el embalse de este estudio, podría considerarse la posibilidad de que el fósforo sea el nutriente limitante.

Los resultados del índice de estado trófico indican que el embalse se encuentra en condiciones mesotróficas; sin embargo, analizando las variables por separado, se encontró que tanto la concentración de clorofila como la visibilidad del disco de Secchi posicionan al cuerpo de agua como mesotrófico, mientras que el contenido de fósforo clasifica a la presa como eutrofizada (Carlson 1977). Estos resultados coinciden con los encontrados por Bravo-Inclán *et al.* (2012) en esta misma presa, quienes clasifican el embalse como un sistema eutrófico-hipereutrófico. Por otro lado, en una investigación realizada en el Lago de Pátzcuaro, Michoacán, cuyo objetivo fue obtener la capacidad de carga (Rojas-Carrillo y Aguilar-Ibarra 2012), se encontró que las concentraciones de las variables ambientales eran características de un sistema eutrofizado.

Los resultados indican que el embalse recibe un gran aporte de nutrimentos de los afluentes

que descargan en el sistema, además de cargas internas importantes desde el sedimento y aunado al tiempo de residencia tan alto obtenido, es posible corroborar su estado eutrófico (Vollenweider 1968). Dado que el embalse estaba eutrofizado, ya no sería posible llevar a cabo la estimación de la capacidad de carga porque tal condición indicaría que éste ya está en su máxima capacidad; sin embargo se procedió con la metodología desde otra perspectiva a partir de la siguiente pregunta: ¿Cuánto falta para que el embalse pase de eutrófico a hipereutrófico?

Los resultados de la concentración de fósforo en la presa Ing. Fernando Hiriart Balderrama “Zimapán”, multiplicados por su volumen total dan una masa total de fósforo de 420.5 t, con la que se mantienen condiciones de eutrofia. De acuerdo con el modelo de capacidad de carga se requiere alcanzar un total de 731.8 t de fósforo para provocar que la presa alcance un estado trófico más alto. Al analizar el impacto de las actividades de acuicultura que se realizan en el embalse Zimapán, tomando en cuenta la información propia de los cultivos ahí presentes, se obtuvo que el cultivo simultáneo de 12 795 t de tilapia en un ciclo anual provocará que la presa pase a un estado hipereutrófico.

El resultado obtenido en el presente estudio difiere de la mayoría de las estimaciones de capacidad de carga realizadas a escala internacional; por ejemplo, en el trabajo realizado por Pulatsü (2003), el embalse analizado no presenta signos de eutrofización, por lo que, con base en el resultado obtenido, se sugiere que la acuicultura puede realizarse en dicha presa. Por su parte, Echaniz y Vignatti (2009) encontraron en una presa no eutrofizada de Argentina, una capacidad de carga suficiente para desarrollar procesos acuícolas en ella. Warningsih *et al.* (2016) estimaron la capacidad de carga en un reservorio de Indonesia, y los resultados sugirieron que ésta era del doble de la producción actual del sistema, por lo que propusieron que la acuicultura en jaulas tiene potencial de desarrollo.

Por otro lado, los resultados de esta investigación fueron muy similares a los obtenidos por Rojas-Carrillo y Aguilar-Ibarra (2012), quienes estimaron la capacidad de carga en un lago mexicano que presentaba síntomas de eutrofización y

cuya conclusión principal es que no se deben realizar procesos acuícolas en dicho cuerpo de agua.

Un aspecto importante que se debe considerar es que la estimación de la capacidad de carga para acuicultura en un cuerpo de agua que se obtiene por medio de esta metodología es sólo indicativa, ya que no considera otra fuente de aportación de fósforo al medio (Rojas-Carrillo y Aguilar-Ibarra 2012), y tal como se observó en la presa Zimapán, existen grandes aportes al sistema tanto de los efluentes como desde los sedimentos, lo que reduciría de manera importante la biomasa estimada por el modelo de Beveridge (1984) y, a su vez, indicaría que este embalse está muy cercano a alcanzar la característica de hipereutrófico.

La eutrofización de cuerpos de agua puede causar alteración en la homeostasis del ecosistema, lo que se puede traducir en un desbalance entre la producción, el consumo y la descomposición de la materia orgánica (Estevez 2011), que puede provocar *blooms* (florecimientos) de productividad primaria, cambios ecológicos, entre los que se incluyen cambios de las características físicas y químicas, cambios en las comunidades biológicas y una pérdida drástica de la biodiversidad (Maberly *et al.* 2002, Callisto *et al.* 2004). Las causas de la eutrofización pueden ser naturales y se requieren siglos de procesos para que ésta ocurra (Carpenter 1981); sin embargo, las actividades antropogénicas han acelerado la velocidad y la magnitud de los procesos de eutrofización como resultado de la descarga de nutrientes, específicamente nitrógeno y fósforo, a los ecosistemas acuáticos por distintas vías (Carpenter 1998, Callisto *et al.* 2004). La presa Zimapán no es la excepción, dado que existe gran cantidad de fuentes de contaminación, tanto puntuales como no puntuales en toda la cuenca de drenaje, que tienen como destino final el cuerpo de agua, lo que, aunado al tiempo de residencia tan largo, hacen de este cuerpo de agua un potencial sitio de acumulación de contaminantes.

Los resultados más importantes encontrados en este estudio indican que la presa está eutrofizada y la capacidad de carga está rebasada, por lo que únicamente se requeriría una producción acuícola relativamente baja para provocar que se pase de un ambiente eutrófico a uno hipereutrófico. Si a esto se le suma que la presa cuenta

con afluentes que le aportan cantidades importantes de nutrimentos, se reduciría aún más su capacidad de carga, por lo que se requiere tomar acciones para aminorar el impacto y mejorar la calidad del agua.

Literatura citada

- Aizaki M, A Otsuki, T Fukushima, F Hosomi, K Muraoka. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 21(1): 675-681. DOI: 10.1080/03680770.1980.11897067
- APHA-AWWA-WPCF. 1992. *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos. Madrid, España. 1816p.
- Aspila KI, H Agemian, ASY Chau. 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst* 101: 187-197. DOI: 10.1039/AN9760100187
- Baar HJW. 1994. Von Liebig's law of the minimum and plankton ecology (1899-1991). *Progress in Oceanography* 33(4): 347-386. DOI: 10.1016/0079-6611(94)90022-1
- Bendschneider K, RJ Robinson. 1952. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. Technical Report no. 8. *Journal of Marine Research* 11: 87-96.
- Beveridge MCM. 1984. Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. *FAO Fisheries Technical Paper* 255.131p.
- Beveridge MCM. 1996. *Cage Aquaculture*. Second edition. Fishing News Books Ltd, Oxford. 346p.
- Bravo-Inclán L, MP Saldaña-Favela, JJ Sánchez-Chávez. 2012. Evaluación ambiental del estado trófico y toxicidad en el embalse Zimapán, México. En: Y Pica-Granados, P Ramírez-Romero (eds.). *Contribuciones al conocimiento de la ecotoxicología y química ambiental en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Jiutepec, Morelos, México, pp: 105-117.
- Callisto M, M Goulart, A Medeiros, P Moreno, CA Rosa. 2004. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64(4): 743-755. DOI: 10.1590/S1519-69842004000500003
- Campos H, A Huber, O Parra, L Villalobos, E Jaque, C Oyarzún, C Bertrán, A Bravo, M Grandjean, D Avilés, G Agüero, C Campusano. 1998. *Determinación de la capacidad de carga y balance de fósforo y nitrógeno del lago Riñihue*. Universidad Austral de Chile. Fondo de Investigación Pesquera del Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción de la Republica de Chile. Valdivia, Chile. 307p.
- Arenas MJ, O Parra, S Woleflf, M Grandjean, A Huber, C Oyarzún, L Villalobos, E Jaque, C Bertrán, A Bravo, G Agüero, D Avilés, C Campusano. 2001. *Determinación de la capacidad de carga de los lagos Auquilda, Yaldad y Tres Marías en Chiloé Insular*. Universidad Austral de Chile. Fondo de Investigación Pesquera del Ministerio de Fomento y Reconstrucción de la República de Chile. Valdivia, Chile. 256p.
- Canfield DE. 1983. Prediction of chlorophyll *a* concentrations in Florida lakes: the importance of phosphorus and nitrogen. *Water Researches Bulletin* 19(2): 255-262. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1983.tb05323.x
- Carlson RE. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2): 361-369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361
- Carpenter SR. 1981. Submersed vegetation: an internal factor in lake ecosystem succession. *The American Naturalist* 118(3): 372-383. DOI: 10.1086/283829
- Carpenter SR, NF Caraco, DL Correll, RW Howarth, AN Sharpley, VH Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568. DOI: 10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSW]2.0.CO;2
- Carroll ML, S Cochrane, R Fieler, R Velvin, P White. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* 226: 165-180. DOI: 10.1016/S0044-8486(03)00475-7
- Dillon PJ, FH Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32(9): 1519-1531.
- Echaniz S, A Vignatti. 2009. Determinación del estado trófico y la capacidad de carga del embalse Casa de Piedra. *BioScriba* 2(1): 41-51.
- Estevez FA. 2011. *Fundamentos de limnología*. Interciencia. Río de Janeiro, Brasil. 790p.
- FAO. 1998. La pesca continental. *FAO Orientaciones Técnicas Para la Pesca Responsable* 6: 49p.

- Guo L, Z Li, P Xie, L Ni. 2009. Assessment effects of cage culture on nitrogen and phosphorus dynamics in relation to fallowing in a shallow lake in China. *Aquaculture International* 17(3): 229-241. DOI: 10.1007/s10499-008-9195-5
- Halwath M, D Soto, JR Arthur (eds.). 2007. Cage aquaculture- regional reviews and global overview. *FAO Fisheries Technical Paper* 498: 241p.
- Hamblin PF, P Gale. 2002. Water quality modeling of caged aquaculture impacts in Lake Wolsey, North Channel of Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research* 28: 32-43. DOI: 10.1016/S0380-1330(02)70560-1
- Hernández-Montaña D, A Orbe-Mendoza. 2002. Presa Fernando Hiriart Balderrama (Zimapán) Hidalgo-Querétaro, México: opciones para su manejo. En: G De la Lanza-Espino, JL García Calderón (eds.). *Lagos y presas de México*. AGT Editor, S. A. México. pp: 437-457.
- Horwitz W, GW Latimer (eds.). 2005. Official methods of analysis of AOAC International. AOAC International. Gaithersburg, Md. EE. UU. 1018p.
- Janus LL, DM Soballe, BL Jones. 1990. Nutrient budget analyses and phosphorus loading goal for Lake Okeechobee, Florida. *Journal of SIL Proceedings Lakes North America* 24(1): 538-546. DOI: 10.1080/03680770.1989.11898795
- Jørgensen SE, RA Vollenweider (eds.). 1989. *Guidelines of lakes management: Principles of lake management*. International Lake Environment Committee. United Nations Environment Programme.
- Kalff J. 2002. *Limnology. Inland water ecosystems*. Second edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ. EE. UU. 592p.
- Karakassis I, M Tsapakis, E Hatziyanni, KN Papadopoulou, W Plaiti. 2000. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. *ICES Journal of Marine Science* 57(5): 1462-1471. DOI: 10.1006/jmsc.2000.0925
- Larsen DP, HT Mercier. 1976. Phosphorus retention capacity of lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 33(8): 1742-1750. DOI: 10.1139/f76-221
- Maberly SC, L King, MM Dent, RI Jones, CE Gibson. 2002. Nutrient limitation of phytoplankton and periphyton growth in the upland lakes. *Freshwater Biology* 47(11): 2136-2152. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2002.00962.x
- Meirinho PA 2010. Compartimentalização da comunidade zooplancônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (Braço Rio Grande, Complexo Billings, SP). Tesis de Maestría en Ecología: Ecosistemas terrestres y acuáticos. Instituto de Biociências. Universidad de São Paulo. Sao Pãulo, Brasil. 96p.
- Morris AW, JP Riley. 1963. The determination of nitrate in sea water. *Analytica Chemical Acta* 29: 272-279.
- OECD. 2006. Eutrophication of waters. Monitoring assessment and control. Research of the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). París, Francia. 154p.
- Pérez-Velázquez PA, LE Cruz-Suárez, EA Bermúdez-Rodríguez, E Cabrera-Mancilla, RM Gutiérrez-Zavala (comps.). 2002. *Pesquerías en tres cuerpos de aguas continentales de México*. Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA. México. 168p.
- Pulatsü S. 2003. The application of a phosphorus budget model estimating the carrying capacity of Kesikköprü Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Science* 27: 1127-1130.
- Redfield AC. 1934. *On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton*. James Johnstone Memorial Volume. University Press of Liverpool. UK. pp: 176-192.
- Rendón-Martínez JR, MG Frías-Espericueta, C Hernández, DA Osuna-Bernal, E Romero-Beltrán, D Voltolina. 2014. Efectos del cultivo de peces en jaulas flotantes sobre calidad del agua y de los sedimentos en el Pacífico mexicano. En: AV Botello, F Páez-Osuna, L Mendez-Rodríguez, M Betancourt-Lozano, S Álvarez-Borrego, R Lara-Lara (eds.). *Pacífico mexicano. Contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. UAC, UNAM-ICMYL, CIAD-Mazatlán, CIBNOR, CICESE. México. pp: 859-872.
- Rojas-Carrillo PM, A. Aguilar-Ibarra. 2012. Estimación de la capacidad de carga en el cultivo de peces en jaulas en el Lago de Pátzcuaro, México. *Ciencia Pesquera* 20(2): 23-34.
- Rosales-Hoz MLT. 1979. *Manual de laboratorio de oceanografía química*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México. 227p.
- Ross LG, LL Falconer, A Campos-Mendoza, CA Martínez-Palacios. 2011. Spatial modelling for freshwater cage location in the Presa Adolfo Lopez Mateos (El Infiernillo), Michoacán, México. *Aquaculture Research* 42(6): 797-807. DOI: 10.1111/j.1365-2109.2010.02689.x
- Ryder RA. 1982. The morphoedaphic index-use, abuse, and fundamental concepts. *Transactions of the American Fisheries Society* 111(2): 154-164. DOI: 10.1577/1548-8659(1982)111<154:TMIAAF>2.0.CO;2

- Strickland JDH, TR Parsons. 1972. *A practical handbook of water analysis*. Fisheries Research Board of Canada. 310p.
- Tacon GJ, M Halwath. 2007. Cage aquaculture: a global overview. In: M Halwath, D Soto, JR Arthur (eds.). *Cage aquaculture. Regional reviews and global overview*. FAO Fisheries Technical Paper 498: 1-16.
- Tundisi JG, T Matsumura-Tundisi. 2008. *Limnología*. Oficina de Textos de São Paulo. São Paulo, Brasil. 631p.
- Vollenweider RA. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Technical Report DAS/CSI/68.27. OECD. París. 250p.
- Vollenweider RA. 1975. Input-output models with special reference to phosphorus loading concept in limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 37(1): 53-84.
- Wang HJ, XM Liang, PH Jiang, J Wang, SK Wu, HZ Wang. 2008. TN:TP ratio and planktivorous fish do not affect nutrient-chlorophyll relationships in shallow lakes. *Freshwater Biology* 53: 935-944. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2007.01950.x
- Warningsih T, DD Setiyanto, A Fahrudin, L Adrianto. 2016. Carrying capacity of Koto Panjang reservoir's ecosystem provisioning services for floating net cage culture (FNC). *International Journal of Research in Earth and Environmental Sciences* 4(1): 30-35.
- Welcomme RL, DM Bartley. 2003. Current approaches to the enhancement of fisheries. *Fisheries Management and Ecology* 5(5): 351-382. DOI: 10.1046/j.1365-2400.1998.550351.x
- Weston DP. 1990. Quantitative examination of macrobenthic community change along an organic enrichment gradient. *Marine Ecology Progress Series* 61(3): 233-244.
- Wijeyaratne MJS, HH Costa. 1981. Stocking rate estimations of *Tilapia mossambica* fingerlings for some inland reservoirs of Sri Lanka. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*. 66(3): 327-333. DOI: 10.1002/iroh.19810660304
- Xia B, P Guo, Y Lei, T Zhang, R Qiu, KH Knorr. 2016. Investigating speciation and toxicity of heavy metals in anoxic marine sediments—a case study from a mariculture bay in Southern China. *Journal of Soils and Sediments* 16(2): 665-676. DOI: 10.1007/s11368-015-1267-3

Recibido: 18 de octubre de 2019

Aceptado: 8 de abril de 2020