



Latin American Journal of Aquatic
Research

E-ISSN: 0718-560X

lajar@ucv.cl

Pontificia Universidad Católica de
Valparaíso
Chile

Almanza-Marroquín, Viviana; Figueroa, Ricardo; Parra, Oscar; Fernández, Ximena;
Baeza, Carolina; Yañez, Jesús; Urrutia, Roberto
Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile.
Latin American Journal of Aquatic Research, vol. 44, núm. 2, mayo, 2016, pp. 313-326
Pontificia Universidad Católica de Valparaíso
Valparaíso, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=175046298012>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

redalyc.org

Sistema de Información Científica
Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

Research Article

Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile

**Viviana Almanza-Marroquín^{1,2}, Ricardo Figueroa^{1,3}, Oscar Parra^{1,3}, Ximena Fernández¹
Carolina Baeza¹, Jesús Yañez⁴ & Roberto Urrutia^{1,3}**

¹Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción, Concepción, Chile

²Doctorado en Ciencias Ambientales, Facultad de Ciencias Ambientales
Universidad de Concepción, Concepción, Chile

³Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería
Universidad de Concepción, Concepción, Chile

⁴Municipalidad de Concepción, Concepción, Chile

Corresponding author: Viviana Almanza-Marroquín (valmanza@udec.cl)

RESUMEN. Se estudiaron las características morfológicas y las variables físicas y químicas de cuatro lagos urbanos de Concepción (Chile) durante un periodo de tres años (2011-2013). Los resultados muestran que los lagos se encuentran en un proceso de eutrofización avanzada, por la excesiva carga de nutrientes (principalmente fósforo y nitrógeno), además de presentar altas concentraciones de coliformes fecales y totales en la columna de agua y metales pesados en los sedimentos. El análisis de componentes principales, indica que el fósforo total, amonio, pH, transparencia conductividad y clorofila-*a* son las variables que mejor explican las condiciones del agua de todos los lagos estudiados. Se recomienda orientar las acciones de gestión de los lagos en disminuir la concentración de fósforo total, sin embargo y dependiendo de las particularidades de cada lago deben ser aplicadas otra serie de medidas complementarias que ayuden a revertir la situación actual de estos sistemas acuáticos. Este trabajo contribuye a la generación de conocimiento limnológico que facilita la toma de decisiones en materia del uso y gestión ambiental de los lagos urbanos de Concepción.

Palabras clave: lagos urbanos, eutrofización, limnología, gestión ambiental, Concepción, Chile.

Limnological bases for the management of urban lakes in Concepción, Chile

ABSTRACT. Morphological, physical and chemical characteristics of urban lakes of Concepcion were studied. The results indicate that these lakes are in an advanced process of eutrophication caused by excessive anthropogenic nutrient loads (mainly phosphorus and nitrogen). Furthermore, high concentrations of faecal and total coliforms in the water column and heavy metals in the sediments of these lakes were recorded. The principal component analyses showed that total phosphorus, ammonia, pH, conductivity, transparency and chlorophyll-*a*, are the variables that best explain the water conditions of all the lakes studied. It is recommended to orientate the lake management actions to decrease total phosphorus. Considering the particular situation of each lake, a series of complementary measures for reversing the current situation should be applied. This study provides new limnological information for the decision-making process focussed on the recovery of urban lakes of the City of Concepción.

Keywords: urban lakes, eutrophication, limnology, environmental management, Concepción, Chile.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales usos del suelo que transforman el ambiente de forma drástica e irreversible es la construcción de ciudades. La urbanización modifica la mayoría de los componentes de la cuenca hidrográfica de los ecosistemas acuáticos, alterando especialmente

su hidrología, calidad del agua, calidad del hábitat físico, conectividad hidrológica, procesos ecológicos y la biodiversidad (Chin, 2006; Hughes *et al.*, 2014).

Los sistemas lénticos presentes en las ciudades denominados, “ponds” y/o lagos urbanos, pueden ser de origen natural o artificial, de pequeño tamaño (con una superficie <10 km²) y escasa profundidad promedio

(<5 m) (Brich & McCaskie, 1999; Novoa *et al.*, 2006). En menor cantidad se presentan lagos profundos y de gran tamaño que fueron rodeados por las ciudades al expandirse. Dada la complejidad de su cuenca son estructural y funcionalmente diferentes al común de los lagos (Novoa *et al.*, 2006). Estos lagos constituyen un importante elemento paisajístico en las ciudades, incrementan la calidad de vida de los habitantes y prestan diferentes servicios ecosistémicos como regular el clima urbano, servir de sumideros de aguas lluvias, zonas de pesca y acuicultura, así como fuentes de agua potable y hábitat para una variedad de especies de flora y fauna (Kung & Ying, 1991; Bolund & Hunhammar, 1999; Meerhoff *et al.*, 2002; Robitu *et al.*, 2006; Martínez *et al.*, 2008; Oertli *et al.*, 2009). También proporcionan otros beneficios para la sociedad, entre los que se incluyen valores recreacionales y culturales (Bolund & Hunhammar, 1999; Gledhill & James, 2012), además de aportar plusvalía a sectores aledaños y a la ciudad. Por lo anterior, la presencia de lagos en las ciudades hoy se considera un indicador de sustentabilidad y de salud de la ciudad (Barica, 1992).

Debido a que la cuenca de los lagos urbanos hace parte de la ciudad, los problemas ambientales de las áreas metropolitanas los afectan y hacen vulnerables a cambios en el litoral, la columna de agua y los sedimentos. Principalmente, la calidad del agua se ve afectada a través de la acumulación de nutrientes y otros contaminantes, por lo que en su mayoría se encuentran eutrofizados (Brich & McCaskie, 1999; Verma *et al.*, 2011), siendo un problema en varias ciudades del mundo debido a que pueden llegar a convertirse en un riesgo para la salud humana por la presencia de floraciones tóxicas, así como por altas concentraciones de bacterias y metales pesados (Flores, 2008; Verma *et al.*, 2011).

En la ciudad de Concepción (Centro Sur de Chile), se encuentra un sistema de cinco lagos separados entre sí por una distancia inferior a 2 km (Valdovinos, 2006). Estos lagos son importantes componentes del paisaje urbano y patrimonio de la ciudad, al ser utilizados por los habitantes para realizar actividades de recreación principalmente en sus riberas. En los últimos años el agua de los lagos se ha utilizado para suplir situaciones de emergencia en la ciudad, tanto para la extinción de incendios en época de verano, como para consumo. Se estima que el 70% de los habitantes de Concepción se abastecieron de agua de los lagos urbanos posterior al terremoto y tsunami del 2010, para suplir diversas necesidades básicas, hasta que el servicio de distribución de agua en la ciudad fue restablecido. Los lagos se utilizan también como reservorio de aguas lluvias de la ciudad, descargas de aguas residuales, botaderos de basura y de escombros post-terremoto,

entre otros. Actualmente no existen directrices claras sobre los usos del recurso agua y de los sistemas en general para la ciudad. De acuerdo con lo anterior, se requiere conocer el estado actual de los lagos urbanos de Concepción, generando información base para establecer sus usos (actuales y futuros) y acciones (procedimientos, métodos) para su gestión ambiental. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el estado actual de los lagos urbanos y realizar una caracterización limnológica de cada uno.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio corresponde a cuatro lagos urbanos localizados en la ciudad de Concepción, Chile (36°46'-36°51'S, 72°56'-73°05'W): Laguna Redonda (LR), Laguna Tres Pascualas (LTP), Laguna Lo Galindo (LG) y Laguna Lo Méndez (LM) (Fig. 1). LTP, LG y LM son de origen fluvial, relictos de meandros y paleocanales del Río Biobío, LR presenta un origen diferente, asociado a procesos tectónicos que generaron el hundimiento de la superficie terrestre (Parra, 2009). Al estar separados del mar son clasificados como lagos, a pesar de su pequeño tamaño y profundidad (Strahler & Strahler, 1989). Todos estos sistemas han sido denominados comúnmente por los habitantes de la ciudad como lagunas adquiriendo este nombre para referirse a cada uno de ellos. Sin embargo, en este estudio consideramos como laguna a un sistema semi-cerrado, transicional entre ambientes dulce-acuícolas y marinos, y generalmente separados del mar por una barra de arena (Strahler & Strahler, 1989), definición que no corresponde a los sistemas estudiados.

Morfometría y batimetría

En todos los cuerpos de agua se realizaron levantamientos batimétricos mediante un Ecosonda Garmin modelo GPS map 178C y un Perfilador Acústico (Acoustic Doppler Current Profiler, ADCP) que permite capturar la señal del fondo mediante el efecto Doppler, registrando mediciones cada segundo. Se acoplaron las profundidades medidas con las cotas del terreno con un DGPS-RTK con corrección diferencial. Las interpolaciones espaciales se realizaron con el software ArcGIS. Los mapas batimétricos fueron digitalizados mediante una tablilla HIPAD Plus (Houston Instrument Inc.), utilizando el programa AutoCAD 12 (Autodesk Inc.). La determinación de los principales parámetros morfométricos se realizó siguiendo a Hutchinson (1957) y Wetzel & Likens (1991).

Caracterización limnológica y estado actual

Columna de agua: para realizar una caracterización limnológica y determinar el estado actual de los lagos

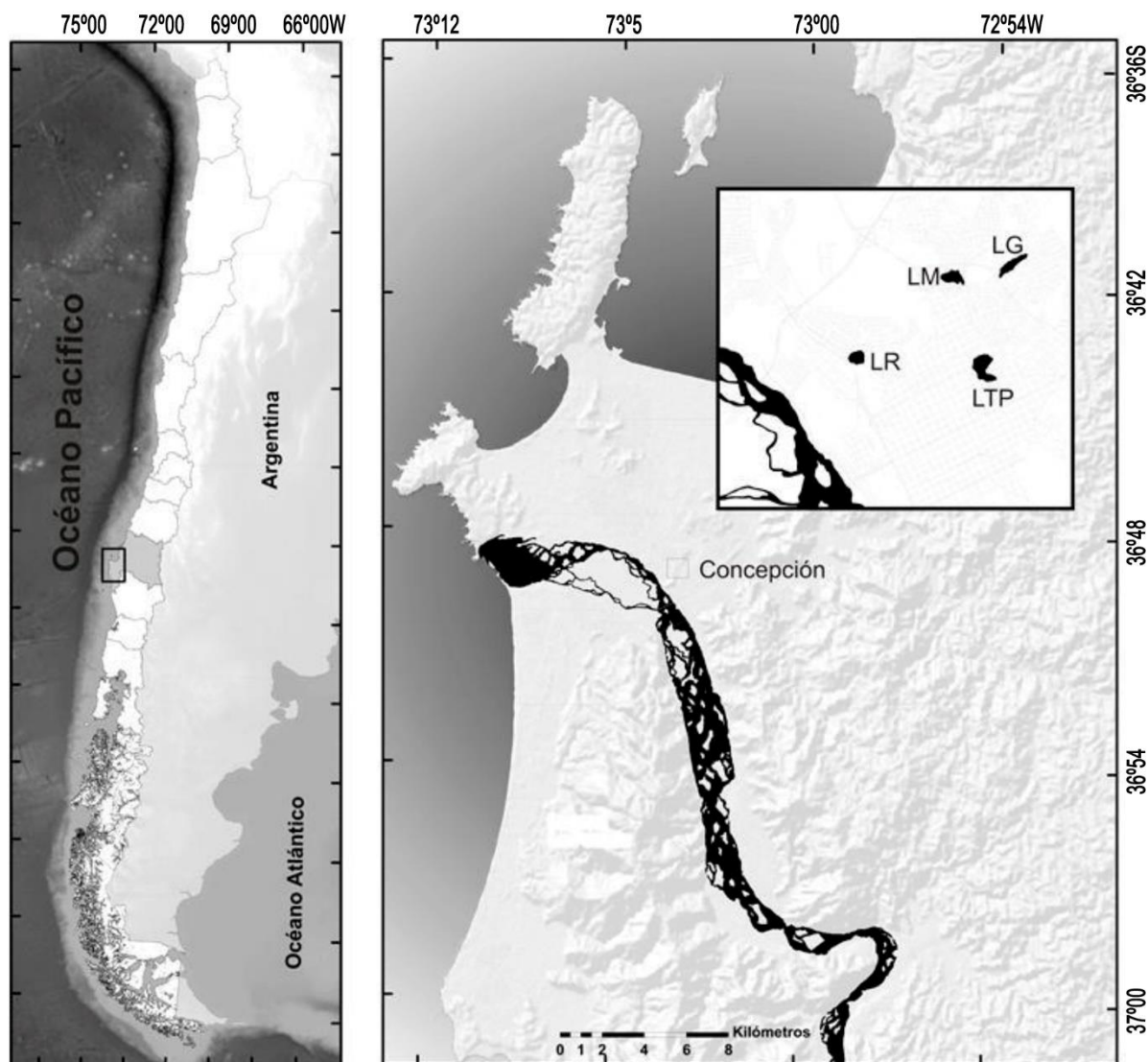


Figura 1. Ubicación de los lagos urbanos de Concepción.

se realizaron muestreos mensuales de la columna de agua durante un periodo de tres años (2011-2013). Se tomaron muestras integradas de la columna de agua a partir de muestras puntuales tomadas a dos o tres profundidades dependiendo del lago, en los someros (entre 20 cm y 1 m muestras superficiales, entre 1,5-2,5 m aproximadamente del medio y ≥ 3 m del fondo), en LR las muestras superficiales se tomaron entre 20 cm y 1 m, entre 7-9 m del medio y a 13 m del fondo. Las muestras fueron colectadas con una botella Niskin (Hydro-Bioss 5 L). Se estableció un sitio de muestreo en LM, LR y dos en LG y LTP. Variables como temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, conductividad (μScm^{-1}), oxígeno disuelto (mg L^{-1}) fueron medidos *in situ* con una sonda multiparamétrica (Hydrolab Quanta) y la transparencia (m) con disco Secchi.

Las muestras de agua para las variables fósforo total (PT) y ortofosfato (PO_4) (mg L^{-1}) y los compuestos de nitrógeno (N-total, nitrato, nitrito y amonio) (mg L^{-1}), se recolectaron en frascos adecuados al análisis y se trasladaron en frío (4°C) para su posterior análisis, según los métodos descritos en Standard Methods. (APHA, 2012): PT (4500 P), PO_4 (4500 P), NT (4500-N C), NO_3 (4500- NO_3), NO_2 (4500- NO_2) y NH_4 (4500- NH_3). La determinación de la clorofila-*a* como una medida indirecta de la biomasa fitoplanctónica, se realizó filtrando 250 mL de muestra. El filtro fue incorporado en un frasco plástico oscuro con 20 mL de acetona al 90%, la lectura se realizó 24 h después para la extracción total del compuesto. La determinación se realizó mediante filtración por membrana, con un fluorómetro 10-AU Turner Designs.

Descargas puntuales: se identificaron las fuentes puntuales de aportes a los lagos que fueron catastradas en terreno con un GPS. Durante la temporada de lluvias (otoño e invierno) del primer año de estudio, se tomaron muestras de agua en cada entrada puntual y se evaluaron parámetros físicos y químicos como: pH, conductividad, NT, PT, aceites y grasas (gravimetría NCh 2312/6), coliformes fecales (filtración por membrana 9222 D Standard Methods) y totales (filtración por membrana 9222 B Standard Methods).

Sedimentos: durante el primer año se obtuvieron muestras de sedimentos mediante una draga Van Veen. Las muestras fueron refrigeradas en bolsas plásticas y trasladadas al laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA-Chile, para la determinación de materia orgánica (por gravimetría), nitrógeno orgánico y fósforo total (por espectroscopía de absorción molecular) y la concentración de metales pesados en sedimentos superficiales medida con espectrofotometría de absorción atómica, cadmio (Cd) (digestión ácida según método EPA 3050-B), plomo (Pb) (digestión según método EPA 3050-B), mercurio (Hg) (digestión según método EPA 3050-B), zinc (Zn) y cobre (Cu) (3111 B Standard Methods).

Además se estimó la composición del tamaño de las partículas mediante un tubo de decantación digital. El diámetro medio y los parámetros de dispersión (selección y asimetría) se estimaron utilizando el método de Folk & Ward (1957). El potencial oxidoreducción fue medido *in situ* con un medidor potencial redox Hanna HI-8424, calibrado con una solución patrón de +220 mV.

Análisis estadístico

Los datos tomados durante los tres años de estudio en la columna de agua fueron analizados por lago, entre lagos y a escala temporal. Diferencias y similitudes entre las características de la columna de agua de cada lago estudiado se establecieron a través de métodos multivariados de ordenación y clasificación. Se utilizó el análisis ANOSIM de dos vías para establecer las diferencias estadísticamente significativas entre los lagos, estaciones del año y años muestreados. A partir de estos resultados se realizaron promedios estacionales anuales de cada variable para cada lago, y se aplicó el análisis de componentes principales (PCA), para determinar las variables que explican mejor las características de cada cuerpo de agua. Para estos análisis se obtuvo una matriz de coeficientes de correlación r y se empleó el test de esfericidad de Bartlett.

El estado trófico de cada uno de los lagos se determinó mediante la aplicación del índice de estado

trófico, TSI (Trophic State Index TSI, Carlson, 1977), que se basa en los parámetros de clorofila- a ,

$$TSI (CLa) = 9,81 \ln(CL_a) + 30,6$$

fósforo total

$$TSI (PT) = 14,42 \ln(PT) + 4,15$$

y transparencia con disco Secchi

$$TSI (DS) = 60 - 4,41 \ln(DS)$$

Las concentraciones obtenidas de estos parámetros también fueron comparadas con la clasificación trófica propuesta por la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE) (Vollenweider & Kerekes, 1982), donde determinan un cuerpo de agua como eutrófico cuando el PT está en concentraciones entre 35 y 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, la clorofila- a entre 8 y 25 $\mu\text{g L}^{-1}$ y la transparencia entre 3 y 1,5 m. Cuando un cuerpo de agua supera estos valores es considerado hipereutrófico.

Para observar asociaciones entre los sedimentos, las descargas puntuales y la columna de agua, se realizaron correlaciones de Pearson (r). Se realizó un modelo de regresión lineal múltiple para obtener la relación entre las variables que influyen en las condiciones de la columna de agua (dependientes o de respuesta) en función de otras variables predictoras. El modelo se realizó con el fósforo total como variable dependiente, debido a que esta variable cumplió con todos los supuestos de un modelo de regresión lineal. Para la construcción se utilizó un $n = 74$ y se seleccionaron las variables mediante el método de eliminación descendente (Backward elimination), donde el intercepto resultó no significativo con un P -valor = 0,58. Una vez que se definieron las variables con mayor influencia en el fósforo total, se obtuvieron los parámetros de regresión, coeficientes de determinación múltiple, desviación típica de la variable dependiente y de regresión. Obteniendo el siguiente modelo:

$$Y = \beta_1 * \ln X_{i1} + \beta_2 * \ln X_{i2} + \beta_3 * X_{i3} + \beta_4 * X_{i4} + \varepsilon$$

Los parámetros estructurales (β) fueron estimados a partir del método de mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Se trabajó a un nivel de 5% de significancia estadística. El modelo fue validado a partir de los siguientes supuestos: contraste de normalidad de los residuos (hipótesis nula (H_0): el error se distribuye normal, (con $P = 0,31$), contraste de no autocorrelación (Durbin-Watson) (H_0 : la autocorrelación es cero, con $P = 0,35$), contraste de heterocedasticidad de Breusch-Pagan (H_0 : no hay heterocedasticidad, con $P = 0,43$), factores de inflación de varianza (FIV) para las variables predictoras. Todo lo anterior se realizó con el software Primer, R-Project y SPSS.

RESULTADOS

Morfometría y batimetría

Los lagos LM, LG y LTP tienen una profundidad promedio <5 m por lo que se clasifican como someros o poco profundos, mientras que LR constituye el único lago profundo de este sistema de lagos, con 14 m de profundidad máxima (Fig. 2). Este lago tiene forma circular y está compuesto por una cubeta de fondo plano y pendientes similares. LG y LM presentan características batimétricas similares conformadas por una planicie que ocupa la mayor extensión de sus respectivas cubetas, LTP tiene forma arriñonada, con dos cubetas de fondo plano. Las cuencas de mayor tamaño corresponden a los lagos LG y LTP, esta última presentó el mayor tamaño y volumen, y las de menor tamaño a LM y LR (Tabla 1).

La relación área cuenca/área lago de todos los sistemas estudiados presentaron valores que oscilan entre 1,3 y 1,6 indicando que la interacción entre los distintos cuerpos de agua y su cuenca de drenaje es similar. En LG los aportes correspondientes a los colectores de aguas lluvias de la ciudad (cuenca indirecta), generó un aumento de esta relación hasta diez veces. En este lago la relación área cuenca/volumen también fue mayor, mientras que en LTP, LM y LR presentaron valores bajos de este índice.

Caracterización limnológica y estado actual

Los parámetros medidos en la columna de agua, las descargas puntuales y los sedimentos se muestran en la Tabla 2. La LR presentó un periodo de estratificación térmica durante el verano con variaciones en temperatura y concentración de oxígeno disuelto, mostrando condiciones anóxicas en el hipolimnion.

Los lagos LG, LM y LTP, presentaron una mezcla completa de la columna durante todo el año. En verano LM y LTP pueden presentar una variación térmica $< 2^{\circ}\text{C}$ entre la superficie y la zona profunda, que es insuficiente para mantener el cuerpo de agua estratificado (Fig. 2). Durante las siguientes estaciones del año la temperatura promedio varió con respecto a la temperatura ambiente en el ciclo anual típico de ecosistemas acuáticos de zonas templadas (Fig. 3). Estas variaciones en la temperatura y otras variables físicas y químicas como clorofila-*a*, NT, NH_4 , PT, generaron diferencias significativas en las características de la columna de agua entre las estaciones del año ($R_{\text{global}} = 0,36$; $P < 0,05$), causadas principalmente por su disminución durante el periodo de invierno ($R_{(\text{I-O})} = 0,52$; $P < 0,05$), ($R_{(\text{I-P})} = 0,45$; $P < 0,05$), ($R_{(\text{I-V})} = 0,68$; $P < 0,05$).

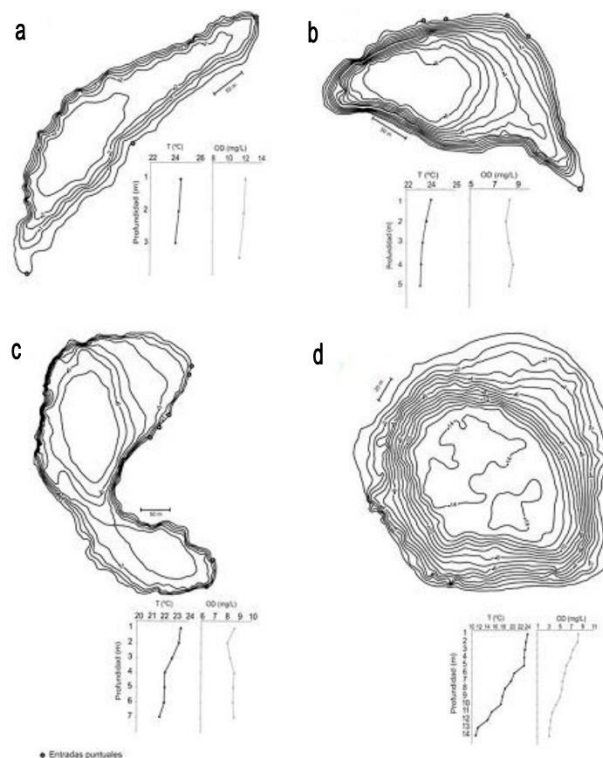
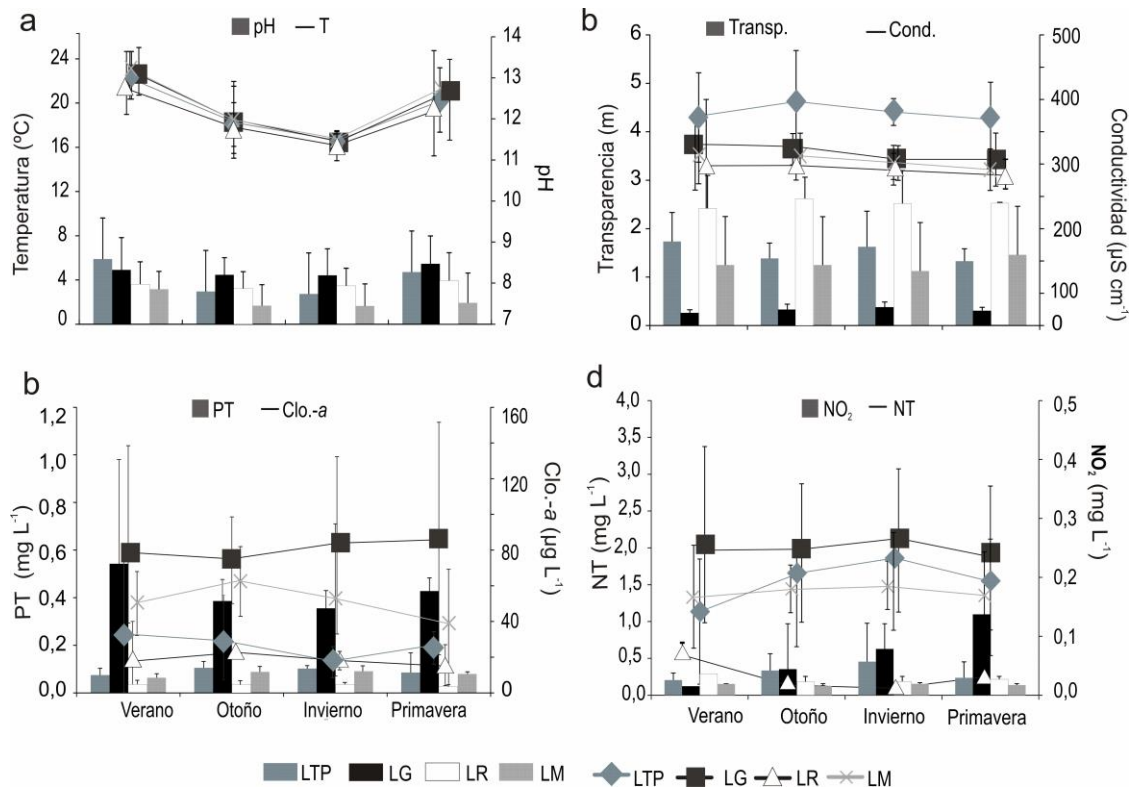


Figura 2. Batimetría y perfiles de temperatura y oxígeno disuelto en verano. a) Lo Galindo (LG), b) Lo Méndez (LM), c) Laguna Tres Pascualas (LTP), d) Laguna Redonda (LR).

En la LR las diferencias entre el epilimnion y el hipolimnion se hicieron cada vez menores hasta la ruptura de la estratificación térmica durante el otoño y la mezcla completa de la columna, generando que durante esta época, invierno e inicios de la primavera las condiciones físicas y químicas del lago sean similares a las determinadas en LM y LTP. El Análisis de Componentes Principales (ACP) (Fig. 4a) identificó un grupo conformado por la LR en verano de los tres años estudiados, asociado a la temperatura y transparencia del agua. También se diferenció un grupo determinado por LG asociado principalmente a las concentraciones de NO_2 , PT, OD y clorofila-*a*. Este lago presentó condiciones significativamente diferentes con respecto los otros ($R_{\text{global}} = 0,5$; $P < 0,05$), generadas por las mayores concentraciones promedio de nutrientes como PT y NT. El ACP indicó que el PT, clorofila-*a*, la transparencia, explican el 28,9% de la varianza de los datos relacionados con el eje 1 y el NH_4 , pH y la conductividad (18,7 en el eje 2), son las variables que mejor explican las condiciones del agua de todos los lagos estudiados. Estas variables cambian en importancia en cada lago generando particularidades para cada uno de ellos.

Tabla 1. Características morfométricas de los lagos urbanos de Concepción. Lo Galindo (LG), Laguna Tres Pascualas (LTP), Lo Méndez (LM), Laguna Redonda (LR).

Lagos /parámetros	LG	LTP	LM	LR
Longitud máxima (l_m) (m)	519,1	549,2	379,2	209,4
Ancho medio (b) (m)	129,4	148,9	190,4	200,9
Ancho máximo (b_m) (m)	140,9	323,3	195,7	206,5
Perímetro o longitud de línea de costa (L) (m)	1.142,7	1.490,8	942,6	666,7
Área superficial (A_o) (m^2)	49,5	77,6	42,1	36,0
Profundidad media (Z)	1,3	4,4	3,7	7,3
Profundidad máxima (Z_m)	3,4	7,9	6,5	14,6
Relación profundidad media/profundidad máxima ($Z:Z_m$)	0,4	0,6	0,6	0,5
Volumen (V) (m^3)	62.500,0	344.500,0	157.800,0	261.900,0
Desarrollo de la línea de costa (D_L)	1,4	1,5	1,3	1,0
Cuenca directa (km^2)	0,183	0,441	0,253	0,115
Cuenca indirecta (km^2)	1,551	0,885	0,622	0,0342
Relación área cuenca/área lago	1,4	1,6	1,6	1,3
Relación área cuenca/volumen lago	1,1	0,4	0,4	0,2

**Figura 3.** Variación en la concentración de nutrientes y otras variables físicas y químicas de la columna de agua en los lagos estudiados durante las estaciones del año (datos promedio 2011-2013). a) pH y temperatura (T), b) transparencia (Transp.) y conductividad eléctrica (Cond.), c) fósforo total (PT) y clorofila-a (Clo.-a), d) nitrógeno total (NT) y nitrato (NO_2). Barras de error basadas en la desviación estándar.

La concentración de coliformes fecales y totales en LM, LTP y LG indicaron contaminación fecal en estos lagos (Tabla 2). Las mayores concentraciones se registraron durante la estación de invierno. En la LR se

registraron menores concentraciones de coliformes totales (promedio 49.010,82 NMP 100 mL^{-1}) y fecales (promedio 39.483,25 NMP 100 mL^{-1}) y las mayores en LTP 364.186,67 NMP 100 mL^{-1} y 197.602,22 NMP

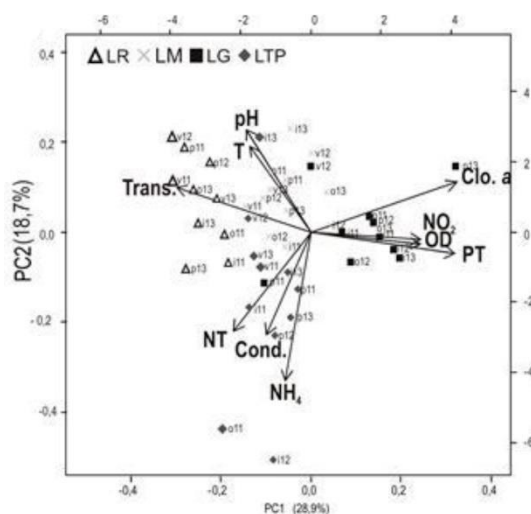


Figura 4a

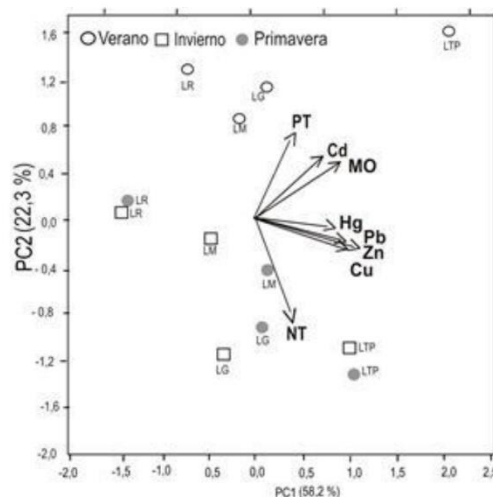


Figura 4b

Figura 4a. Análisis de componentes principales de los parámetros fisicoquímicos de la columna de agua en los lagos estudiados. a) Temperatura (T), Transparencia (Trans.), Conductividad eléctrica (Cond.), pH, Nitrógeno total (NT), Amonio (NH_4), Fósforo total (PT), Oxígeno disuelto (OD), Clorofila-*a* (Clo-*a*). v (verano), o (otoño), i (invierno), p (primavera). Años 11(2011), 12 (2012), 13 (2013).

Figura 4b. Análisis de componentes principales de los parámetros químicos del sedimento en los lagos estudiados. Fósforo total (PT), Nitrógeno total (NT), Materia orgánica (MO), Cadmio (Cd), Cobre (Cu), Plomo (Pb), Zinc (Zn), Mercurio (Hg).

100 mL^{-1} respectivamente. Los coliformes totales se correlacionaron positivamente con la concentración de PT ($r = 0,86$; $P < 0,05$), nitrógeno total ($r = 0,75$; $P < 0,05$) y el oxígeno disuelto ($r = 0,81$; $P < 0,05$) en la columna de agua.

Los resultados del índice de Carlson y la comparación con las concentraciones determinadas por la OCDE, muestran que el estado trófico de LR es eutrófico y el de lagos someros (LTP, LG y LM) varió de eutrófico a hipereutrófico, LM permaneció hipereutrófico durante los tres años estudiados, LTP fue hipereutrófico solo durante el 2013, mientras que LG fue eutrófico durante el 2013 ($R_{\text{global}} = 0,02$; $P > 0,05$) (Tabla 3).

En todos los cuerpos de agua evaluados se identificaron entradas puntuales, principalmente en LTP y en menor medida LM, LG y LR (Fig. 2), los que constituyen colectores de aguas lluvias y descargas de efluentes domésticos. Por estas entradas, se vierten altas concentraciones de nutrientes y coliformes fecales y totales. Sin embargo, solamente se evidenció una correlación positiva entre la descarga del PT y la concentración de coliformes fecales y totales en la columna de agua ($r = 0,60$; $P < 0,05$).

Todos los lagos poseen un tamaño medio de las partículas que corresponde a texturas limosas. En LTP se encontraron dos tipos de tamaño medio de partículas:

limo fino (7,3 ϕ) y limo grueso (5,9 ϕ). En LG, LM y LR los tamaños fueron similares (entre 6,4 y 6,3 ϕ) por lo que se clasificaron como limo medio. De acuerdo al parámetro de selección se ubican en el rango de “pobremente seleccionados”, son positivamente asimétricos lo que indica tendencia a sedimentos finos. Los sedimentos tuvieron un alto contenido de nutrientes (PT y NT), materia orgánica y metales pesados, siendo la LTP la que presentó las mayores concentraciones y la LR las menores, sin embargo, estas diferencias no fueron significativas ($\text{ANOSIM } R_{\text{global}} = 0,11$; $P > 0,05$). El PCA indicó que el PT, NT y los metales pesados (Zn y Cu) son las variables que mejor explican las condiciones del sedimento de todos los lagos urbanos estudiados con un 80,5% de la explicación de la varianza entre los ejes 1 y 2 (Fig. 4b). La materia orgánica total se correlacionó positivamente con la concentración de Cd ($r = 0,91$; $P < 0,05$), Pb ($r = 0,50$; $P < 0,05$), Cu ($r = 0,51$; $P < 0,05$).

Se observaron valores de potencial redox reductor entre -160,6 mV en LG a -266,0 mV en LR. Valores ~ 200 mV, corresponden al límite determinado en sedimentos que separa de una condición de oxidación (Fe^{3+} y asociado a PO_4^{3-} ; insoluble) a una condición de reducción (Fe^{2+} y PO_4^{3-} ; soluble) (Kalf, 2002), indicando que el PO_4^{3-} y otros nutrientes son liberados del sedimento, condición típica de sedimentos de sistemas eutróficos.

Tabla 2. Variables físicas y químicas en agua, sedimento y colectores de entrada de los lagos urbanos de Concepción, considerando todas las estaciones del año y los tres años de estudio). (<) menor al límite de detección. Según OCDE: EU: eutrófico, HI: hipereutrófico, LG: Lo Galindo, LTP: Laguna Tres Pascualas, LM: Lo Méndez, LR: Laguna Redonda.

Variables/Lago		LG	LM	LTP	LR
Columna de agua					
Temperatura (°C)	n	81	67	54	40
	Promedio	19,26	19,04	17,20	17,95
	Mínimo	8,71	9,13	9,24	9,93
	Máximo	26,30	28,50	24,00	25,10
Transparencia (m)	n	81	67	54	40
	Promedio	0,34 (HI)	1,12 (HI)	1,49 (HI)	2,52 (EU)
	Mínimo	0,12	0,20	0,80	1,23
	Máximo	0,60	2,90	3,50	4,00
Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	n	81	67	54	40
	Promedio	259,75	258,08	329,09	247,28
	Mínimo	156,00	113,50	232,00	97,00
	Máximo	418,00	472,00	483,00	524,00
pH	n	81	67	54	40
	Promedio	8,29	7,73	8,18	8,07
	Mínimo	6,44	6,34	5,80	7,21
	Máximo	10,07	8,70	9,43	9,80
Oxígeno disuelto (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	8,34	8,02	8,02	6,64
	Mínimo	5,52	3,10	2,04	1,10
	Máximo	13,60	13,66	15,10	13,61
Nitrógeno total (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	2,11	1,41	1,66	0,71
	Mínimo	<0,01	0,02	0,45	0,26
	Máximo	6,00	5,22	2,92	5,22
Nitrato (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	1,28	0,73	1,71	0,19
	Mínimo	0,01	0,05	0,01	0,01
	Máximo	4,69	4,30	8,54	2,60
Nitrito (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	0,10	0,02	0,04	0,03
	Mínimo	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	Máximo	1,00	0,08	0,18	0,30
Amonio (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	0,10	0,21	0,35	0,21
	Mínimo	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	Máximo	0,58	1,82	1,33	2,61
Fósforo total (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	0,35 (HI)	0,08 (HI)	0,09 (HI)	0,03 (EU)
	Mínimo	0,09	0,03	0,03	<0,01
	Máximo	2,00	0,33	0,33	0,09
Ortofosfato (mg L^{-1})	n	81	67	54	40
	Promedio	0,32	0,31	0,08	0,33
	Mínimo	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
	Máximo	2,80	2,40	1,10	3,00
Clorofila-a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	n	81	67	54	40
	Promedio	85,15 (HI)	59,29 (HI)	25,30 (HI)	20,23 (EU)
	Mínimo	15,07	4,70	1,67	1,01
	Máximo	330,41	351,59	138,52	112,89

Continuación

Variables/Lago		LG	LM	LTP	LR
Columna de agua					
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	n	19	14	18	17
	Promedio	3.036,8	951,0	429,66	37,00
	Mínimo	13,0	5,0	13,0	2,0
	Máximo	17.000,0	9,20	3.500,0	200,0
Coliformes totales (NMP/100 mL)	n	19	14	18	17
	Promedio	7.442,1	1.985,0	1.691,1	152,0
	Mínimo	170,0	22,0	79,0	5,0
	Máximo	54.000,0	16.000,0	16.000,0	680,0
Sedimentos					
Materia orgánica total (%)	n	2	3	3	3
	Promedio	22,30	16,83	28,67	7,41
	Mínimo	16,20	14,31	18,00	6,12
	Máximo	28,10	20,21	48,00	8,81
Fósforo total (mg kg ⁻¹)	n	2	3	3	3
	Promedio	3132,41	2943,23	3796,37	666,41
	Mínimo	187,33	1102,82	2273,91	578,51
	Máximo	7.100,22	6.000,00	5.100,23	754,31
Nitrógeno orgánico (mg kg ⁻¹)	n	2	3	3	3
	Promedio	5781,70	3054,43	4879,53	1855,65
	Mínimo	2.500,00	2.000,12	2.200,00	1.852,00
	Máximo	7.773,50	4.199,60	6.812,70	1.859,30
Mercurio (µg kg ⁻¹)	n	2	3	3	3
	Promedio	158,27	202,18	239,92	79,62
	Mínimo	146,60	133,81	219,32	73,90
	Máximo	171,31	306,25	254,33	85,34
Cadmio (mg kg ⁻¹)	n	2	3	3	3
	Promedio	<0,05	<0,05	0,17	<0,05
	Mínimo	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	Máximo	<0,05	<0,05	0,42	<0,05
Plomo (mg kg ⁻¹)	n	2	3	3	3
	Promedio	48,88	53,56	134,4	16,97
	Mínimo	43,58	50,71	132,51	16,55
	Máximo	53,22	58,73	137,4	17,39
Zinc (mg kg ⁻¹)	n	2	2	2	2
	Promedio	331,78	292,07	638	96,07
	Mínimo	321,83	249,41	609,10	90,92
	Máximo	341,76	334,73	666,90	101,24
Cobre (mg kg ⁻¹)	n	2	2	2	2
	Promedio	76,72	71,41	127,36	31,56
	Mínimo	73,86	63,63	123,33	30,77
	Máximo	79,57	79,19	131,38	32,34
Potencial redox (mV)	n	13	13	9	14
	Promedio	-160,6	-197,2	-206,9	-266,0
	Mínimo	-130,0	-152,0	-131,0	-178,5
	Máximo	-184,0	-274,0	-345,0	-339,2
Entradas puntuales					
pH	n	1	3	7	4
	Promedio	6,62	6,15	7,34	5,43
	Mínimo	6,62	5,56	5,70	3,00
	Máximo	6,62	7,02	8,25	7,02

Continuación

Variables/Lago		LG	LM	LTP	LR
Columna de agua					
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	n	1	7	7	4
	Promedio	39,58	134,24	81,52	100,54
	Mínimo	39,58	71,70	63,44	7,00
	Máximo	39,58	189,20	114,70	189,20
Nitrógeno total (mg L^{-1})	n	3	8	9	4
	Promedio	2,30	2,05	3,76	3,60
	Mínimo	2,02	0,60	1,93	0,60
	Máximo	2,57	3,74	10,59	8,00
Fósforo total (mg L^{-1})	n	3	8	9	4
	Promedio	0,32	0,51	0,68	2,44
	Mínimo	0,11	0,21	0,30	0,21
	Máximo	0,51	1,03	1,24	8,00
Grasas y aceites (mg L^{-1})	n	3	8	9	4
	Promedio	<5,00	11,31	12,88	18,23
	Mínimo	<5,00	<5,00	<5,00	<5,00
	Máximo	<5,00	48,60	28,40	48,60
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	n	3	8	9	4
	Promedio	15.533,3	46.325,0	197.602,2	39.483,2
	Mínimo	1.600,0	1.600,0	220,0	8,0
	Máximo	28.000,0	110.000,0	1.300.000,0	110.000,0
Coliformes totales (NMP/100 mL)	n	3	8	9	4
	Promedio	42.866,7	358.825,0	364.186,7	49.010,8
	Mínimo	1.600,0	1.600,0	480,0	8,0
	Máximo	92.000,0	1.600.000,0	1.300.000,0	160.000,0

Bases para la gestión de los lagos urbanos

La relación entre las variables medidas en todos los lagos fue explorada mediante un modelo de regresión lineal múltiple con el que se determinó que la concentración de PT es modificada significativa y positivamente por la concentración de clorofila-*a* y NT y negativamente por el NO_2 y OD con una precisión de $R^2 = 0,90$ (Tabla 4).

DISCUSIÓN**Caracterización y estado actual de los lagos urbanos**

El sistema de lagos urbanos de Concepción está conformado por un lago profundo (LR) y tres lagos someros o poco profundos (LG, LM y LTP), estos lagos experimentan un proceso de eutrofización a hiper-eutrofización por el aporte de nutrientes desde la cuenca urbana y el sedimento. En los tres lagos someros el estado trófico varió durante los años estudiados presentando altas concentraciones de clorofila-*a* ($>25,3 \mu\text{g L}^{-1}$), PT y NT (en promedio $0,17 \text{ mg L}^{-1}$ y $1,72 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente) y escasa transparencia del agua ($<1,49 \text{ m}$). En contraste, el lago profundo de LR mantuvo un estado eutrófico durante todo el periodo de estu-

Tabla 3. Estado trófico de los lagos estudiados obtenido a través del Índice de Carlson (1977) (Eutrófico EU = 50-60, Hipereutrófico HI = >60).

Lago	2011	2012	2013
Lo Galindo (LG)	76,15 HI	77,49 HI	54,28 EU
Tres Pascualas (LTP)	58,28 EU	58,50 EU	61,79 HI
Lo Méndez (LM)	61,55 HI	64,65 HI	68,97 HI
Laguna Redonda (LR)	53,24 EU	51,18 EU	50,29 EU

dio, con menor clorofila-*a* ($20,23 \mu\text{g L}^{-1}$), mayor transparencia del agua ($2,52 \text{ m}$) y menor concentración de PT ($0,03 \text{ mg L}^{-1}$) y NT ($0,71 \text{ mg L}^{-1}$).

Durante el verano LR presentó una estratificación térmica (con 24°C de temperatura superficial y 10°C en el fondo), mientras que en los lagos someros de LG, LM y LTP la columna de agua se agüa se encontró mezclada. La profundidad de los lagos genera variaciones en el funcionamiento del sistema (Scheffer, 1998). Estudios previos han mostrado que la mezcla constante de la columna de agua se genera por la influencia del viento, que además influye en la resuspensión de los sedimentos y en el mantenimiento de los nutrientes en suspensión accesibles para los productores

Tabla 4. Modelo de regresión lineal múltiple con el fósforo total. $P < 0,001$.

Parámetro	Coficiente	Desviación típica	Estadístico t	Valor P
Ln nitratos	-0,012	0,002	-4,760	<0,0001
Ln clorofila- <i>a</i>	0,012	0,004	2,791	0,0068
Oxígeno disuelto	-0,008	0,002	-3,852	0,0003
Nitrógeno total	0,068	0,006	10,24	<0,0001

primarios, siendo más productivos que los lagos profundos (Wetzel, 2001; Padisak & Reynolds, 2003; Havens *et al.*, 2004; Ji & Jin, 2006).

El PT, el NH_4 , pH y la conductividad fueron determinados como las variables que explican las condiciones de la columna del agua en todos los lagos de Concepción, que a su vez se reflejan en la baja transparencia del agua y la alta productividad (clorofila-*a*). Cambios estacionales de estos parámetros influyeron en la variabilidad de las características limnológicas en cada lago principalmente durante el verano, con el aumento en la temperatura promedio del agua, la clorofila-*a* y la concentración de nutrientes, generando un efecto estacional en la dinámica de nutrientes y en su estado trófico. Estas variaciones están determinadas en gran medida por las características meteorológicas típicas de las estaciones en las zonas templadas (Zhen-Gang, 2007). En LR, la ruptura de la estratificación térmica en invierno, parte de otoño y primavera, que mezcla la columna de agua, genera características físicas y químicas similares a los lagos someros.

La presencia y abundancia de coliformes fecales y totales indicó la contaminación bacteriana en los lagos, principalmente en los someros. Durante las precipitaciones de invierno ingresan altas concentraciones a los cuerpos de agua. Sin embargo, no se encontró una correlación como se esperaba entre estos aportes y la concentración de bacterias en los sistemas, al parecer existe un efecto de dilución de las bacterias una vez ingresan al lago, lo que estaría determinado por la sobrevivencia en el medio, flujo de agua y tiempo de residencia de cada lago.

El aporte de nutrientes y coliformes desde cuencas urbanas ha sido determinado como uno de los principales generadores de la eutrofización y la contaminación fecal de los lagos urbanos, los que provienen del desbordamiento de aguas residuales y sistemas sépticos defectuosos de la ciudad, excrementos de las aves acuáticas y escorrentía de fertilizantes de jardines adyacentes (Schueler & Simpson, 2001; Flores, 2008; Hughes *et al.*, 2014). Las situaciones descritas coinciden con lo observado en los cuerpos de agua estudiados, donde las entradas puntuales evaluadas presentaron altas concentraciones de nutrientes y coliformes fecales. Otras posibles

fuentes de contaminación corresponden a aportes de aguas subterráneas ricas en metales pesados, partículas de combustión interurbana e incendios de bosques en las cuencas aledañas a la ciudad (González *et al.*, 2009).

El aporte interno de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua incrementa la eutrofización de estos sistemas constituyendo una fuente interna de contaminación (Søndergaard *et al.*, 1999). En los lagos someros de LG, LM y LTP, la relación entre el área expuesta de sedimento y el volumen, podría determinar los aportes de nutrientes a la columna de agua, debido a que se genera un mayor intercambio en comparación con los lagos profundos (Havens *et al.*, 2004; Ji & Jin, 2006; Zhen-Gang, 2007). El tamaño de las partículas de sedimento de limo también favorece su resuspensión (Horowitz & Elrick, 1987). En el caso de LG la remoción de sedimento desde el fondo está influenciada por otros factores externos como la presencia de “estatuas flotantes” adosadas a sistemas de fondeo que son arrastrados por el viento.

La presencia de metales pesados en los sedimentos de estos lagos urbanos fue estudiada por González *et al.* (2009), quienes determinaron que en los lagos someros de LM, LG y LTP habría un enriquecimiento no natural de Cu, Pb y Zn (comparado con otras matrices como referentes regionales), los que provendrían de contaminación difusa aportada desde la cuenca. En comparación a los resultados de González *et al.* (2009), se registró una mayor concentración de Zn y de materia orgánica y concentraciones de Cu y Pb iguales o menores. Al igual que los nutrientes, los metales podrían haber sido aportados desde las cuencas por diferentes actividades comerciales e industriales (*e.g.*, talleres mecánicos y de madera), así como por el ingreso de aguas lluvias que lavan las carreteras adyacentes.

El tamaño de la partícula y la composición del sedimento influyen en la concentración de metales pesados en los sedimentos (Horowitz & Elrick, 1987). Una correlación significativa y positiva entre el Cd, Pb, Cu y la materia orgánica fue observada en los lagos estudiados. Según Lin & Chen (1998), sedimentos con altos contenidos de materia orgánica pueden tener altas concentraciones de metales pesados, debido a que la materia orgánica presente aumenta la capacidad de adsorción de los metales.

En LR se encontró la menor concentración de metales pesados, nutrientes (tanto en la columna de agua como en el sedimento), coliformes fecales y totales. La condición de lago profundo pudo contribuir a su condición de menor eutrofización respecto a los lagos someros, debido a que durante la estratificación térmica, los nutrientes se encuentran atrapados en el sedimento, mientras que en los lagos someros some-

tidos a la mezcla vertical los sedimentos aportan nutrientes a la columna de agua que estarían disponibles durante todo el año. La fuente interna de nutrientes constituye uno de los mayores problemas de eutrofización de estos ecosistemas, razón por la que suelen presentar síntomas de eutrofización en mayor medida que los lagos profundos (Zhen-Gang, 2007).

La cuenca de los lagos urbanos de Concepción ha sido alterada por el progresivo cambio en los usos y coberturas del suelo producto del crecimiento urbano. Las intervenciones efectuadas en los márgenes han provocado la desaparición de la vegetación de ribera, siendo en su mayoría reemplazada por césped y estabilizaciones artificiales de la línea de costa. En todos los cuerpos de agua existen descargas de aguas lluvia de la ciudad y de aguas servidas no autorizadas, así como acopio de basura, todo lo anterior permite la entrada de sedimentos, nutrientes y demás contaminantes hacia los cuerpos de agua.

Los efectos de la contaminación por nutrientes en los lagos urbanos han sido observados desde décadas anteriores con la mortandad masiva de peces en LTP, LG y LR (Parra *et al.*, 1986; Parra, 2009), presencia de floraciones de cianobacterias y dinoflagelados en LG, LR, LM y LTP (Parra *et al.*, 1981; Neumann *et al.*, 2000; Campos *et al.*, 2005), disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua (Parra, 2009) y crecimiento masivo de macrófitas en LTP (Sotomayor, 1999). Lo que se ha traducido en una disminución del valor estético y recreativo de estos cuerpos de agua, restringiendo las alternativas de uso y limitando las actividades que los ciudadanos pueden hacer entorno a estos sistemas.

Bases para la gestión de los lagos urbanos

Los resultados muestran que la concentración de fósforo total se correlacionó con la concentración de NT, estos dos nutrientes pueden ser limitantes para el desarrollo de la biomasa de microalgas (clorofila-*a*) en un cuerpo de agua. El exceso de nutrientes registrado explica la alta concentración de clorofila-*a*. A su vez, el oxígeno disuelto, que aumenta como consecuencia de la fotosíntesis, se identificó como una variable importante que modifica la concentración del fósforo en la columna de agua y se relaciona a su vez con su liberación desde los sedimentos. Debido a que las variables determinadas mediante el modelo de regresión lineal, han sido consideradas como indicadores de eutrofización de los ecosistemas acuáticos (Carlson, 1977; Vollenweider & Kerekes, 1982; Carpenter, 2008), se recomienda concentrar los esfuerzos en reducir la concentración del fósforo total en la columna de agua y sedimentos, así como de las variables que modifican su concentración.

La reducción de las entradas de PT en los sistemas acuáticos se ha utilizado como un método efectivo de reducción de la eutrofización en lagos y embalses templados del hemisferio norte a largo plazo (Søndergaard *et al.*, 1999; Jeppesen *et al.*, 2007; Carpenter, 2008). Para la disminución de las cargas internas desde el sedimento, se pueden implementar diferentes medidas, como el sellado y/o remoción de los sedimentos, hasta la introducción controlada de macrófitas que además de contribuir con la reducción de la resuspensión, favorece la regeneración de hábitat y la reducción de los nutrientes en la columna del agua (Havens *et al.*, 2004; Hilt *et al.*, 2009). Mejoras en el flujo del agua, aireación de la columna de agua, recuperación de la ribera (arborización) y la implementación de humedales artificiales en las entradas puntuales (Scheffer *et al.*, 1993; Jeppesen *et al.*, 2007; Hilt *et al.*, 2009; Chua *et al.*, 2012) constituyen otra serie de medidas que podrían contribuir a disminuir el actual estado eutrófico de los lagos de Concepción. Para la implementación de procedimientos y/o métodos se deben considerar las particularidades de cada lago urbano en cuanto a su profundidad, variabilidad estacional y estado trófico.

Los usos actuales de los lagos urbanos deben ser definidos por las autoridades competentes, sobre la base de la información recopilada en este estudio, debido a que su actual estado de contaminación fecal y eutrofización podría constituir un riesgo para la salud de los habitantes cercanos a estos lagos, que hacen actividades recreativas con contacto directo y/o para el abastecimiento de agua ante eventuales casos de emergencia. Según Andrés (2012) la calidad del agua de los lagos de Concepción, cumple con los parámetros establecidos por la norma chilena de agua potable destinada al consumo humano (*i.e.*, NCh 409 y NCh 777/I), debido a que los parámetros que sobrepasan la norma, como los coliformes fecales y totales, pueden ser tratados por medio de tecnologías de potabilización para consumo humano durante al menos tres días sin afectar el cuerpo de agua y mientras se resuelve la emergencia. Los resultados obtenidos sugieren una aproximación de mayor cuidado al considerar estos cuerpos de agua como potenciales reservas de agua potable para la ciudad, pues su actual estado limita su uso en el caso de no contar con tecnologías de potabilización rápidas y eficaces que faciliten su utilización en caso de emergencia.

Los valores actuales del índice trófico pueden ser usados como una línea base, ante una eventual acción de manejo y/o rehabilitación. Estos lineamientos deben ser considerados por los planificadores urbanos y los tomadores de decisiones, especialmente cuando se espera un crecimiento acelerado de la ciudad en las próximas décadas. Un mejor estado de los lagos

urbanos en Concepción podría contribuir al uso eficiente y sustentable del paisaje urbano, del recurso agua, y a largo plazo contribuir a mejorar la calidad de vida de los habitantes.

AGRADECIMIENTOS

Estos datos fueron generados gracias al apoyo de las siguientes fuentes de financiamiento: FONIS SA13I20 211, VRID N°212.310.062.1.0e INNOVACHILE CORFO 10CREC-8453. A la beca CONICYT Doctorado Nacional N°21130171 y Centro CRHIAM /CONICYT/FONDAP/15130015. Agradecemos también a todo el equipo de muestreo y del laboratorio de Química Ambiental del Centro EULA, Universidad de Concepción.

REFERENCIAS

- Andrés, B. 2012. Lagunas urbanas en Concepción. ¿Una fuente de agua para enfrentar emergencias? *Aidis*, 42: 17-20.
- American Public Health Association (APHA). 2012. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, 541 pp.
- Barica, J. 1992. Sustainable management of urban lakes: a new environmental challenge. Central Canadian Symposium on Water Pollution Research, Burlington, Ontario, 211 pp.
- Bolund, P. & S. Hunhammar. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.*, 29: 293-301.
- Brich, S. & J. McCaskie. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 365-377.
- Campos, V., S. Lisperguer, J. Weckesser, A. Vera & D. Muñoz. 2005. Cyanobacteria and potential risks of toxicity in continental waters of Chile. *Bol. Micol.*, 20: 73-81.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22(2): 361-369.
- Carpenter, S.R. 2008. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*, 105(32): 11039-11040.
- Chin, A. 2006. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology*, 79: 460-487.
- Chua, H.C., B.K. Tanb, C.H. Simc & M.K. Goyald. 2012. Treatment of base flow from an urban catchment by a floating wetland system. *Ecol. Eng.*, 49: 170-180.
- Flores, N. 2008. Urban Lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care. *Proceedings of Taal 2007: The 12th. World lake Conference*, pp. 1333-1337.
- Folk, R.L. & W.C. Ward. 1957. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.*, 27: 3-26.
- Gledhill, D.G. & P. James. 2012. Socio-economic variables as indicators of pond conservation value in an urban landscape. *Urban Ecosyst.*, 15: 849-861.
- González, E., V. Retamal, M. Medina, R. Ahumada & J. Hinojosa. 2009. Enriquecimiento, disponibilidad y contaminación de metales traza (Cd, Cu, Pb y Zn) en sedimentos de lagunas urbanas de Concepción-Chile. *Quim. Nova.*, 32(4): 902-907.
- Havens, K., B. Sharfstein, M. Brady, L.E. Therese, M.C. Harwell, R.P. Maki & A.J. Rodusky. 2004. Recovery of submerged plants from high water stress in a large subtropical lake in Florida, USA. *Aquat. Bot.*, 78: 67-82.
- Hilt, S., K.V. Weyer, A. Köhler & I. Chorus. 2009. Submerged macrophyte responses to reduced phosphorus concentrations in two peri-urban lakes. *Restor. Ecol.*, 18: 452-46.
- Horowitz, A.J. & K.A. Elrick. 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Appl. Geochem.*, 2: 437-451.
- Hughes, R.M., S. Dunham, K.G. Maas-Hebner, K.G. Hebner, C. Schreck, M. Harte, N. Molina, C.C. Shock, V.W. Kaczynski & J. Schaeffer. 2014. A review of urban water body challenges and approaches: rehabilitation and remediation. *Fisheries*, 39(1): 18-29.
- Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on limnology geography, physics and chemistry. John Wiley & Son, New York, 1015 pp.
- Jeppesen, E., M. Meerhoff, B.A. Jacobsen, R.S. Hansen, M. Søndergaard, J.P. Jensen, T.L. Lauridsen, N. Mazzeo & C.W. Branco. 2007. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia*, 581: 269-285.
- Ji, Z.G. & K.R. Jin. 2006. Gyres and Seiches in a large and shallow lake. *J. Great Lakes Res.*, 32: 764-775.
- Kalff, J. 2002. *Limnology*. Prentice-Hall, Ontario, 592 pp.
- Kung, H.T. & L.G. Ying. 1991. A study of lake eutrophication in Shanghai. *Geogr. J.*, 157(1): 45-50.
- Lin, J.G. & S.Y. Chen. 1998. The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Environ. Int.*, 24(3): 345-352.
- Martínez, M.G., A. Rodríguez, A. Vázquez & M.R. Sánchez. 2008. Composición y dinámica del fitoplancton en un lago urbano hipertrófico. *Hidrobiológica*, 18(1): 1-13.
- Meerhoff, M., L. Rodríguez-Gallego & N. Mazzeo. 2002. Potencialidades y limitaciones del uso de *Eichhornia*

- crassipes* (Mart.) Solms en la restauración de lagos hipereutróficos subtropicales. In: A. Fernández & G. Chalar (eds.). Agua en Iberoamérica: de la limnología a la gestión en Sudamérica. CYTED XVII, Buenos Aires, pp. 61-74.
- Neumann, U., V. Campos, S. Cantarero, H. Urrutia, R. Henzie, J. Weckesser & M. Erhard. 2000. Co-occurrence of non-toxic (cyanopeptolin) and toxic (microcistin) peptides in a bloom of *Microcystis* sp. from a Chilean lake. Syst. Appl. Microbiol., 23: 191-197.
- Novoa, M., M.E. Luque, D. Lombardo & A. Martínez. 2006. Estudio ficológico de lagos urbanos artificiales del sur de la provincia de Córdoba. Bol. Soc. Argent. Bot., 41(3-4): 203-231.
- Oertli, B., R. Céréghino, A. Hull & R. Miracle. 2009. Pond conservation: from science to practice. Hydrobiologia, 634: 1-9.
- Padisák, J. & C.S. Reynolds. 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. Hydrobiologia, 506-509: 1-11.
- Parra, O. 2009. Situación ambiental de las lagunas de Concepción. Recuperemos las lagunas para los habitantes de Concepción. 25 pp. [http://www.eula.cl/doc/]. Reviewed: 13 May 2015.
- Parra, O., E. Ugarte & V. Dellarossa. 1981. Periodicidad estacional y asociaciones en el fitoplancton de tres cuerpos lenticos en la región de Concepción, Chile. Gayana Bot., 34: 5-37.
- Parra, O., D. Avilés, J. Becerra, V. Dellarossa & R. Montoya. 1986. Primer registro de floración de algas verde-azules en Chile: Informe preliminar. Gayana Bot., 43(1-4): 15-17.
- Robitu, M., M. Musy, C. Inard & D. Groleau. 2006. Modeling the influence of vegetation and water ponds on urban microclimate. Solar Energy, 80: 435-447.
- Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijer, B. Moss & E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends Ecol. Evol., 8: 275-279.
- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, London, 357 pp.
- Schueler, T. & J. Simpson. 2001. Why urban lakes are different. Watershed Protection Techniques, 3(4): 747-750.
- Søndergaard, M., J.P. Jensen & E. Jeppesen. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. Hydrobiologia, 408: 145-152.
- Sotomayor, H. 1999. Estudio urbano de las lagunas de Lo Méndez, Lo Galindo y Lo Custodio. Universidad de Concepción, Concepción, 121 pp.
- Strahler, A. & A.H. Strahler. 1989. Geografía física. Omega, Barcelona, 1954 pp.
- Valdovinos, C. 2006. Humedales dulceacuícolas y biodiversidad. In: Universidad de Concepción (eds.). Atlas social y ambiental del área metropolitana de Concepción. Región del Biobío, Chile. Editorial Universidad de Concepción, pp. 104-124.
- Verma, S.R., P.R. Chaudhari, R.K. Singh & S.R. Wate. 2011. Studies on the ecology and trophic status of an urban lake at Nagpur city, India. Rasayan J. Chem., 4(3): 652-659.
- Vollenweider, R.A. & J. Kerekes. 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. OECD Cooperative program on monitoring of inland waters (Eutrophication control). Environment Directorate. OECD, Paris, 154 pp.
- Wetzel, R.G. & G.E. Likens. 1991. Limnological analyses. Springer-Verlag, New York, 391 pp.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology: lake and river ecosystems. Academic Press, San Diego, 1006 pp.
- Zhen-Gang, J. 2007. Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries. Willey & Sons, New Jersey, 557 pp.

Received: 26 October 2015; Accepted: 15 January 2016