Embalse San Roque: Índice expeditivo de calidad de agua

Daniela Arán[1], María Inés Rodríguez[1], Silvana Halac[1], Marcia Ruiz[1], y Carolina Sada[1]

[1]Instituto Nacional del Agua- Centro de la Región Semiárida

E-mail: daniaran91@gmail.com

RESUMEN: Los embalses son reservorios de agua utilizados para satisfacer las necesidades de la sociedad y la eutrofización de éstos es un problema muy frecuente. Frente a casos de eutrofización, es fundamental la evaluación de la calidad de agua a través del monitoreo, interpretación y reporte de los resultados. Para ello se formulan Índices de Calidad de Agua (ICA), expresiones simples de una combinación de parámetros, que se resumen en un número, rango, descripción verbal o color. El Embalse San Roque, principal fuente de provisión de agua para la ciudad de Córdoba, presenta un avanzado estado de eutrofia y su valoración a corto y largo plazo es relevante para su gestión. En este trabajo se propuso una valoración inmediata a partir de la formulación de un ICA expeditivo.

A partir de bibliografía y características particulares del embalse, se definieron parámetros cuantitativos y cualitativos que se combinan en un ICA expresado como una sumatoria ponderada de las variables seleccionadas. Las mismas fueron: transparencia del disco de Secchi, color y olor del agua y oxígeno disuelto. Además se asoció a los valores del ICA una escala de condición de calidad de agua observada. Su aplicación y alcance fueron evaluados utilizando datos históricos del embalse y se compararon los resultados con los arrojados por otros ICAs de lagos. El valor obtenido junto con observaciones a campo, dan fundamento al ICA y permiten una difusión inmediatamente posterior al monitoreo.

El índice propuesto es muy útil por ser de carácter instantáneo y de fácil aplicación debido a la simplicidad de medición de los parámetros que incluye. Debe destacarse que la metodología propuesta no suplanta a la determinación analítica de variables fisicoquímicas, sino que es un indicador expeditivo, económico y sencillo para la detección de situaciones críticas o que requieran estudios más profundos.

Palabras clave: ICA, valoración, eutrofización

INTRODUCCIÓN

Los embalses son reservorios de agua utilizados para satisfacer las necesidades de la sociedad y medio ambiente. Entre las más destacadas figuran la generación de energía, la provisión de agua para consumo humano y animal, riego, atenuación de crecientes, recarga de napas subterráneas, y provisión de hábitat para una gran cantidad de especies (Sriwongsitanon, Surakit y Thianpopirug, 2011).

Entre los problemas ambientales de lagos y embalses, la eutrofización es uno de los más frecuentes. Este fenómeno que se define como un proceso de deterioro de la calidad del recurso, se origina por el

enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de los mismos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional (Girão 2007; Stefouli y Dimitrakopoulos 2004). Si bien existen ambientes naturalmente eutróficos, la eutrofización se encuentra por lo general estrechamente relacionada con la actividad humana. Las causas más importantes de eutrofización son los aportes de aguas residuales, domésticas e industriales, aguas sobrantes de riego en la agricultura que han sido enriquecidas con abonos, el agua de escorrentías después de talas, incendios o del uso de herbicidas. Estas actividades movilizan una elevada proporción de los nutrientes contenidos en el suelo (Margalef 1983). Los síntomas de eutrofización incluyen conglomerados de algas y toxinas derivadas de floraciones algales, infestaciones masivas de ciertas plantas acuáticas, creciente incidencia de enfermedades relacionadas con el agua, agua turbia, olores desagradables y mal sabor del agua, agotamiento del oxígeno disuelto, contaminación y mortandad de peces (PNUMA 2001).

El embalse San Roque, ubicado en la Provincia de Córdoba, es la principal fuente de provisión de agua para una población de más de 1 millón de habitantes y presenta un avanzado estado de eutrofia (Bustamante, et al., 2002; Gavilán, 1981; Granero, Bustamante, y Ruiz, 2002; Rodriguez et al., 2000). Las algas causantes de floraciones en este cuerpo de agua son principalmente cianobacterias de las especies *Dolichospermum spiroides* y *Microcystis aeruginosa*, y las pirrófitas *Ceratium hirundinella* (Bonetto et al. 1976; Pizzolón et al. 1991; Ruibal et al. 1999) y más recientemente *Ceratium furcoides*. La presencia de cianobacterias de los géneros mencionados adquiere particular importancia ya que son algas potencialmente productoras de toxinas. En ocasiones, las floraciones de *M. aeruginosa* y *D. spiroides* desarrolladas en el Embalse San Roque han sido tóxicas (Ruibal, 2003).

El embalse recibe descargas cloacales difusas del 46% de la ciudad de Carlos Paz, mientras que el resto de los efluentes son tratados en una planta de tratamiento de líquidos residuales (Coopi, 2012). A este aporte se suma además el proveniente de descargas de aguas residuales de ciudades aledañas a los ríos tributarios.

Frente a casos de eutrofización, es fundamental la evaluación de la calidad de agua, ya que permite tomar medidas de acción frente a distintas situaciones. De acuerdo a lo expresado por UNESCO/WHO/UNEP (1992) el proceso de la valoración de la calidad de agua, corresponde a la evaluación de la naturaleza química, física y biológica del agua, en relación con su calidad natural, efectos humanos y uso pretendido, incluidos: consumo, recreación, irrigación, pesca, y particularmente usos que puedan afectar la salud pública o la salud de los sistemas acuáticos. Además, el proceso de la valoración de la calidad del agua, incluye el uso de monitoreo como principal herramienta para definir la condición del recurso. El monitoreo abarca mediciones estandarizadas y colección de información en un número determinado de estaciones a intervalos de tiempo regulares con el fin de proveer datos que puedan ser usados para recabar información y definir las condiciones actualizadas del sistema, establecer tendencias y proporcionar información para verificar las relaciones causa-efecto.

Una de los aspectos más importantes de la valoración de la calidad del agua está en la interpretación y reporte de los resultados del monitoreo y en la realización de las recomendaciones para acciones futuras.

Para ello se formulan Índices de Calidad de Agua (ICA) que consisten en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de parámetros, que son resumidos en un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color. La ventaja de ellos radica en que reducen una determinada cantidad de parámetros a una expresión simple y de fácil interpretación entre técnicos, administradores ambientales y el público en general (Torres et al. 2009), brindando información consistente sin ambigüedades (Ebert y Welsch 2004).

Fusilier (1982) propone un índice de calidad de agua de lagos multiplicativo que incluye variables que no están ponderadas según su importancia. Utiliza 9 parámetros (Tº; porcentaje de oxígeno disuelto, clorofila; profundidad del disco de Secchi; nitratos; alcalinidad; pH; conductividad específica y fosforo total) y el rango varía entre 1 y 100. Cada 20 puntos hay un cambio de categoría muy mala calidad (1-20), mala (20-40), media (40-60), buena (60-80) y excelente (80-100). Dicho índice surgió de una encuesta de opinión a un panel de profesionales dedicados a la calidad del agua de lagos en Estados Unidos (Fusilier, 1982). Se les pidió en primer lugar que eligieran cuales eran los parámetros más importantes y que ajustaran una curva que representara como varía la calidad del agua respecto a los valores que puede tomar cada uno de ellos y se elaboró el siguiente índice que es reconocido mundialmente.

$$I_{Fusilier} = \sqrt[9]{T^{o} * pH * Clorofila * Secchi * Alcalinidad * Nitratos * Fosfatos * Conductividad * OD}$$

Tanto el índice de Fusilier como la mayoría de los índices, no pueden ser calculados en el momento porque las variables incluidas requieren análisis de laboratorio. Existen antecedentes de este tipo de índices creados para el Embalse San Roque (Nadal et al, 2012), en relación al uso recreativo, que contemplan un mayor número de variables y poseen objetivos diferente al propuesto en la presente investigación.

Como objetivo de este trabajo, se propone la formulación de un ICA expeditivo, cuyo fin sea anticipar situaciones de riesgo a corto plazo asociados a los distintos usos del lago, como eventos de mortandad de peces, floraciones de algas, liberación de nutrientes desde sedimentos, como así también instrumentar medidas de contingencia de la situación. Esta serie de acciones pueden ser, por ejemplo evitar el contacto con las aguas si hay riesgos para la salud por exposición a cianobacterias, el acondicionamiento de procesos en la planta potabilización por floraciones o turbiedad alta, la activación de difusores por detección de estratificación y anoxia en capas profundas, etc.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El embalse San Roque se encuentra en el valle de Punilla (31º 22` S, 64º 27’ O), a 651 msnm, entre las Sierras Grandes y las Sierras Chicas, a 35km de la Ciudad de Córdoba. El área de drenaje es de 1750 km2 con precipitaciones medias anuales de 700mm. La cuenca está formada por las subcuencas del río San Antonio de 540 km2 , río Cosquín de 840 km2, arroyo Las Mojarras de 83 km2, arroyo Los Chorrillos de 147 km2 y un perilago de 140 km. Las superficies y volúmenes a cotas labio de vertedero y embalse máximo

son de 1501 ha y 201 hm3 y 2478 ha y 350 hm3 respectivamente, con un tiempo de residencia mínimo y máximo de 28 y 247 días (Bonetto et al. 1976; Rodriguez et al. 2000). Posee una ictiofauna dominada por el pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Mancini et al. 2011).

En el Departamento de Punilla, provincia de Córdoba, el 85% de la población reside dentro de la cuenca y a su vez el 90% vive dentro de zonas urbanas. En el perilago la ciudad de Villa Carlos Paz es la mayor, contando con 62.423 habitantes permanentes (según el censo 2010 del INDEC) y una población turística que fluctúa entre 200.000 y 450.000 personas en el mes de enero y febrero. Las otras comunidades Villa Santa Cruz del Lago, Parque Siquiman, San Roque y San Roque del Lago, incrementan en un 5% el número total de residentes permanentes en el perilago (Bustamante et al. 2007).

Elaboración del Índice de calidad de agua expeditivo

La elaboración del índice expeditivo de calidad del agua del Embalse San Roque se fundamenta en la bibliografía referenciada sobre ICAS y es contextualizada a la problemática de eutrofia del embalse que requiere en primera instancia la definición de los parámetros cuantitativos y cualitativos, a ser valorados por el índice. Para la selección de variables se tuvo en cuenta la condición de que sea de carácter expeditivo y de medición inmediata. Sus factores de ponderación, inicialmente iguales, luego fueron ajustados. El puntaje asociado a la medición de cada variable consideró el rango total de la misma y se asumió lineal su relación con la calidad ambiental.

El índice se expresa sencillamente como una sumatoria ponderada del puntaje asignado a cada variable en función de su valor observado (cuali o cuantitativo):

$$ICA = \sum_{i=1}^{n} P_i \, C_i \quad (1)$$

Siendo:
P_i= factor de ponderación de la variable
C_i= puntaje asignado a la variable

Una vez planteado el ICA se lo evaluó aplicándolo a datos históricos de monitoreos para de esta forma valorar su funcionamiento en situaciones de estado crítico y de alerta del embalse. Por otro lado, se lo comparó con el índice de Fusilier para lagos utilizando el programa ICA TEST , para analizar la similitud en los resultados. Esto permitió realizar algunos ajustes y mejoras al ICA original propuesto.

Los datos que nutren al ICA son generados por la Actividad de Monitoreo Permanente del Embalse San Roque que conduce INA-CIRSA desde el año 1999. El diseño espacial de monitoreo y los diferentes parámetros medidos y técnicas aplicadas, pueden ser consultados en Rodríguez et al (2006).

Posteriormente, se realizó un instructivo del ICA para su aplicación y se sugieren algunas medidas y acciones preliminares para cada tipo de situación del Embalse.

Finalmente, se diseñó un formato de informe del índice expeditivo, para ser difundido de modo inmediato posterior al monitoreo y de libre acceso, en el sitio web oficial del INA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fundamento y descripción de parámetros seleccionados

Carlson (1977), considera que el índice ideal es aquel que preserva las ventajas de ser multidimensional y conserva la simplicidad del unidimensional. Para Shapiro, Lundquist y Carlson (1975), un buen índice debe ser fácilmente accesible mediante el empleo de datos inequívocos, tener una forma sencilla, presentar un margen de variabilidad suficientemente estrecho para servir de un modo práctico a los fines para los que se establece, ser objetivo y ser comprensible. En base a estas premisas, se formuló el ICA.

Para elaborar índices de calidad de agua suelen utilizarse parámetros físicos (turbidez; sólidos en suspensión; color; olor y sabor; temperatura y conductividad), químicos (pH, dureza, oxígeno disuelto, materia orgánica, nutrientes, plaguicidas y metales pesados) y biológicos (riqueza de especies, abundancia). Teniendo en cuenta que en nuestro caso se plantea la formulación de un índice instantáneo, se seleccionan variables representativas medidas *in situ*. Dichas variables son dos cuantitativas: oxígeno disuelto (mg/l) y transparencia del disco de Secchi (m) cuyos estadísticos se presentan en la *Tabla 1* , y dos cualitativas: color y olor del agua.

Se asociaron a los rangos de valores de las variables seleccionadas, el categórico 1, 2 ó 3 que se corresponden a un estado Crítico, Regular o Normal, respectivamente. Para llevar a cabo la transformación de las variables, se utilizan funciones que relacionan la magnitud del parámetro ambiental y la calidad ambiental, expresando esta última en función de aquél (Conesa Fernández-Vítora et al. 1997).

Tabla 1 Estadísticos Serie mensual 1999-2015. Los datos corresponden al Centro del embalse.

	N	Media	Mediana	Min.	Max.	Cuartil inferior	Cuartil superior	Percentil 10	Percentil 90	Desv Std
OD (mg/l)	8095	7,6	7,7	0	48,7	5,5	9,7	3,2	11,7	3,6
% Sat. OD	2298	76,9	74,9	0	520	53,3	95	26,7	120	43,8
Secchi (m)	952	0,98	0,92	0	3,5	0,63	1,25	0,41	1,6	0,49

Oxígeno

El oxígeno disuelto es el parámetro más importante de los lagos, aparte del agua misma (Wetzel 1981) y es uno de los indicadores más utilizados ya que participa en un gran número de procesos que tienen lugar en el medio acuático. Es por ello que es el parámetro que más peso tiene en el cálculo del índice. Es aportado por intercambio con la atmósfera y por la acción fotosintética de los productores primarios. Es consumido por los microorganismos en los procesos de oxidación de la materia orgánica e inorgánica y en los de respiración. Es una variable cuya concentración determina la presencia de organismos aeróbicos o anaeróbicos, ya que los organismos son extremadamente sensibles a su concentración.

Otro rol importante del OD es el desempeñado en las capas profundas del lago. En ellas, el intercambio de P entre los sedimentos y el agua es un factor determinante en la situación trófica de lagos y embalses. Su relevancia se basa en un aparente movimiento neto del mismo hacia el agua, debido a que actúan como un depósito del mismo. En condiciones particulares de anoxia y cambio de potencial rédox (ORP) P y N son liberados, constituyendo así una importante fuente interna de nutrientes.

Estudios recientes en arroyos pampeanos demuestran que en ellos existe una correlación significativa entre el oxígeno y distintos índices de calidad de agua (Basílico, de Cabo y Faggi, 2016). Es por ello que en muchos casos por su alta representatividad, puede ser utilizada como única variable para determinar la calidad del agua. Otros autores utilizan la variable déficit de oxígeno disuelto, definida como la diferencia entre la concentración de saturación de OD teórica en agua para la temperatura y la presión atmosférica al momento del muestreo (Wetzel, 1981) y la concentración de OD medida in situ (Basílico, de Cabo y Faggi, 2016).

Es importante tener en cuenta que el nivel de oxígeno presente en el agua dependerá del balance entre fotosíntesis y respiración, con el fin de eliminar la fuente de variabilidad diaria de la concentración de OD asociada a la fotosíntesis de algas y macrófitas (Margalef, 1983) la medición de esta variable fue realizada aproximadamente a la misma hora en todos los muestreos. La **Figura 1** muestra la distribución de frecuencia de la variable en el embalse y estadísticos asociados (*Tabla 1*). El OD se presenta altamente variable, con un rango que va desde la anoxia a la sobresaturación. Los cuartiles inferior y superior definen entre 7.2 y 10.6 la condición de mayor frecuencia en el centro del embalse. Sin embargo, se observa que las situaciones detectadas de anoxia no son escasas.

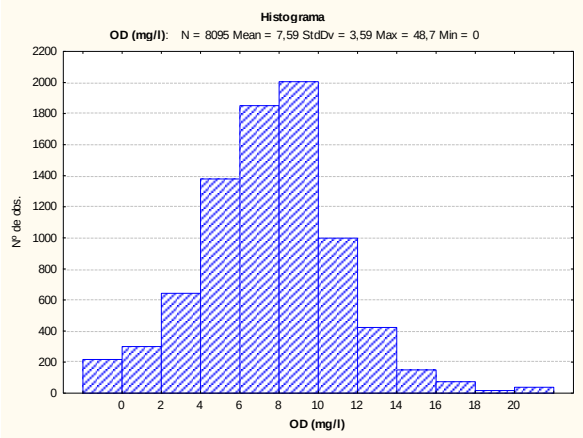


Figura 1: Histograma de frecuencia de la variable Oxígeno disuelto (OD) - Serie mensual 1999-2015

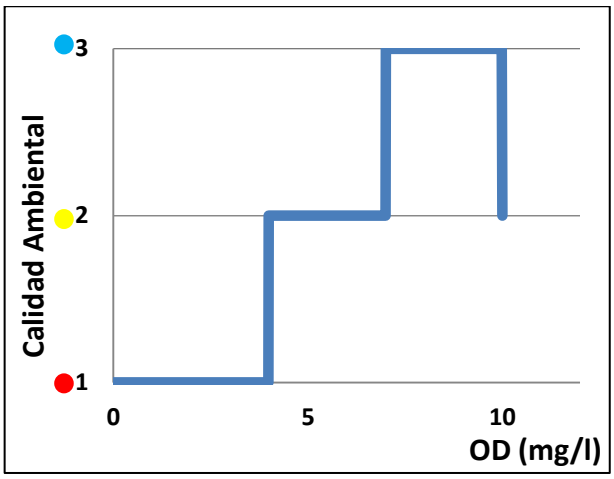


Figura 2: Función de transformación para el OD.

La concentración mínima de OD requerida por los peces es de 4mg/l, valores inferiores a éste (hipoxia o anoxia), son considerados críticos para la supervivencia de la fauna. Es por ello que niveles inferiores a 4mg/l se consideran un estado crítico, valores mayores que 4 mg/l y menores que 7 mg/l reflejan una situación regular y valores superiores a 7 mg/l indican un estado normal (**Figura 2**). Con respecto a este último rango es importante tener en cuenta que valores muy altos de OD también reflejan una elevada actividad fotosintética por parte de las algas presentes en el lago, lo cual puede derivar en anoxia producto del aumento de la actividad bacteriana posterior a la muerte de algas y su sedimentación.

Transparencia

La transparencia es un parámetro usado habitualmente en aguas naturales como indicador de la presencia de sólidos (productos de erosión, materia coloidal, arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho, etc.) transportados por los ríos en su recorrido, a lo que se agregan los aportes de fibras vegetales, la presencia de algas y los aportes de aguas residuales domésticas o industriales que puedan recibir. Este parámetro se mide a través del disco de Secchi, método muy utilizado debido a su simplicidad (Wetzel 1981). Para el embalse San Roque, el valor medio anual de transparencia es 1m (Rodriguez, M., et al. 2013) y el rango intercuartil es de 0.6 a 1.25 m (*Tabla 1* y **Figura 3**). Valores mayores a la media, reflejan un estado de normal del lago en tanto valores menores a 0.5 m indican una alta turbidez por material en suspensión y con ello un estado crítico. Los valores menores a 1m y mayores que 0.5m, se consideran como una condición regular (Figura 4).

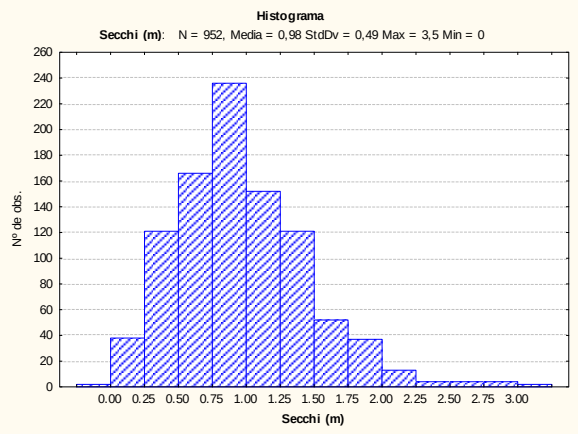


Figura 3 Histograma de frecuencia de la variable transparencia del disco de Secchi- Serie mensual 1999-2015

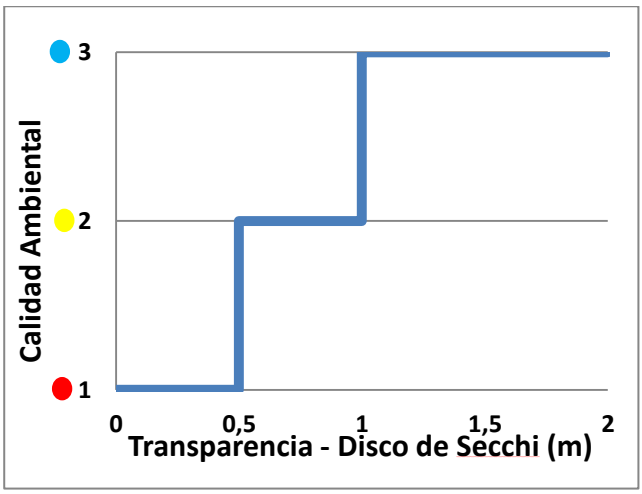


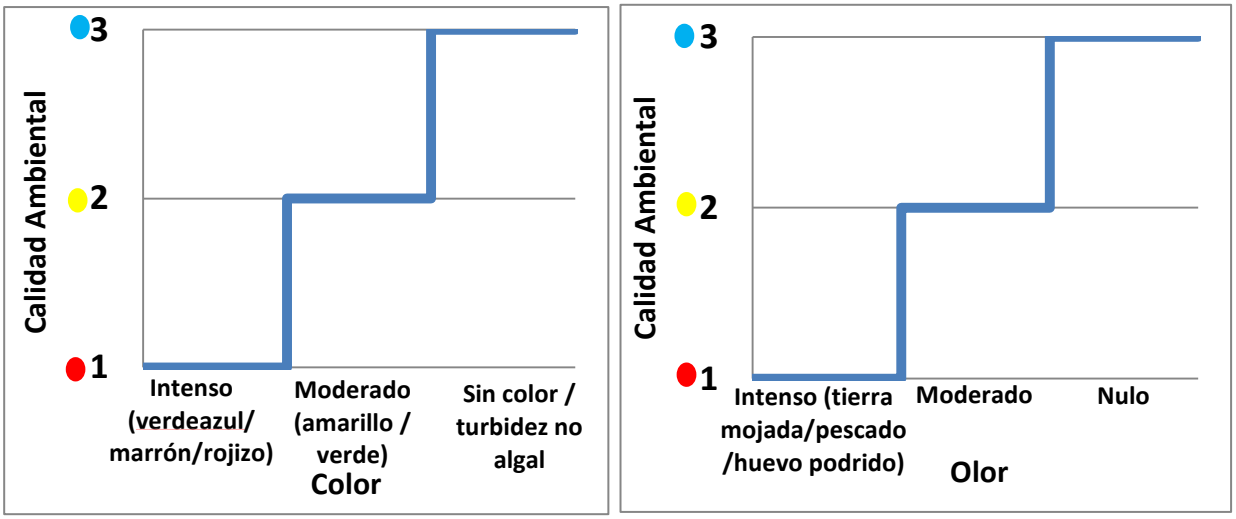
Figura 4: Función de transformación para el Disco de Secchi.

Olor

Zambonino Gallo (2013) en un informe de su tesis final considera al olor como una función organoléptica subjetiva de la cual no se tienen registros. El olor del agua, junto con el sabor, está marcado como los principales indicadores de aceptación o rechazo en aguas potables por parte de los consumidores o usuarios en aguas confinadas de recreación. Pero además de ello, el olor puede ser un indicador del estado del embalse San Roque en relación a la presencia de determinados grupos algales o gases producidos por procesos de descomposición.

Una vez que se produce el florecimiento de las algas verde-azuladas se puede observar en la superficie del espejo de agua una espuma verde, que en momentos de mayor concentración celular comienza a despedir un fuerte y desagradable olor semejante al de un conocido insecticida (gamexane) o a tierra mojada. Este olor se debe a la geosmina y, un producto de la ruptura de la pared celular de las cianobacterias y su consecuente descomposición (Prosperi y D' Angelo 1998). La presencia de *Ceratium* sp en abundancias altas, es detectable ya que genera un olor perceptible a pescado atribuido al compuesto N-hexanal.

Por otro lado, cuando el aumento de la materia orgánica de las aguas es desmesurado, la cantidad de oxígeno presente en el agua puede no ser suficiente para oxidarla, de forma que los procesos de eliminación de materia orgánica pasan a ser anaerobios en el fondo de los lagos o embalses con la consiguiente aparición de gases como ácido sulfhídrico (olor a huevo podrido), metano y compuestos como el sulfuro de hierro que da el color negro a los sedimentos. Por esto, la presencia de los olores mencionados de un modo intenso, es considerada como indicadora de estado crítico del estado del lago; olores moderados o intensos pero en las desembocaduras o a sulfhídrico en las muestras de fondo, indican un estado intermedio, mientras que la ausencia de olor corresponde al estado normal (Figura 5).



a **b**

Figura 5: Funciones de transformación para olor (a) y color (b)

Color

La luz que proviene de la superficie del lago produce un color aparente que es la resultante de muchos factores. Los más importantes son los materiales en solución y la materia particulada. En el caso del Embalse San Roque, puede existir una coloración por turbidez algal o no algal (material de creciente, materia orgánica o inorgánica). En el primer caso, el tono del agua está estrictamente relacionado con el tipo de alga que se encuentre en mayor abundancia y proporción. Un color marrón amarillento es frecuente que se deba a la presencia de *Cyclotella sp*., una diatomea que prevalece en condiciones de mezcla y temperaturas inferiores a los 12ºC. Una coloración rojiza o marrón oscura refleja la mayor parte de las veces presencia de la pirrófita *Ceratium hirundinella*, que se ve favorecida en situaciones de estratificación y en los meses más calurosos. Una coloración verdosa o verdeazulada se asocia en general a la presencia de cianobacterias como *Dolichospermum sp* y *Microcystis aeruginosa.* La detección de estas taxas a campo no es un detalle menor ya que se sabe que algunas cepas de cianobacterias sintetizan metabolitos secundarios que tienen efectos tóxicos sobre la biota (Chorus y Bartram 1999). Ambas especies citadas anteriormente han desarrollado floraciones tóxicas en el Embalse San Roque generando metabolitos tóxicos como las neurotoxinas (Ruibal et al, 2005 y Amé et al, 2013). En el hombre pueden causar desde ligeros malestares digestivos hasta muerte por asfixia o deshidratación (De León, 2002). La microcistina es una hepatotoxina que afecta principalmente a las células del hígado, provocando lisis o alterando su actividad metabólica, induciendo la formación de tumores hepáticos (Watanabe et al. 1981; Chorus y Bartram 1999). Se estima que más del 50 % de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales, registradas o no, son tóxicas (Laurén-Määttä et al. 1995). Las toxinas producen efectos diversos según el nivel de toxicidad de la floración, el tipo de toxina, las características del organismo afectado y las vías de exposición (De León 2002). Los niveles de toxicidad varían para la misma especie, en el mismo cuerpo de agua y durante la misma floración (Gorham y Carmichael 1980).

Si el lago no presenta turbidez, o si ella es debido a una fuente no algal, se considera que esto no afecta el estado normal del lago. Si es debida a los géneros *Ceratium hirundinella, Dolichospermum sp y Microcystis aeruginosa* se considera que el lago presenta un estado crítico y esto se debe a la potencialidad de dichas especies de realizar floraciones y de que ellas liberen toxinas. Por otro lado, *Cyclotella sp.*, si bien ha desarrollado floraciones no es una especie tóxica, por lo que se considera un estado regular (Figura 5).

En la **Tabla 2** se presenta un resumen de las diferentes variables incluidas y el puntaje que se asigna en función de sus rangos.

Tabla 2: Rangos y puntajes asignados en la transformación de variables.

Puntaje del parámetro	**1**	**2**	**3**
Oxígeno disuelto (mg/l) $\mathbf{P_{OD}}$	0-4	>4-7	>7
Transparencia (Disco de Secchi en m) $\mathbf{P_{DS}}$	0-0.5	0.6-1	>1
Olor $\mathbf{P_{olor}}$ (Tierra mojada=geosmina, 2MIB / pescado= n-hexanal/ huevo podrido=H_2S)	intenso	moderado	nulo
Color $\mathbf{P_{color}}$	intenso verdeazul/marrón/rojizo	moderado amarillo/verde	Sin color o turbidez no algal

Formulación y aplicación preliminar de ICA

El ICA formulado responde a la siguiente forma:

$$ICA = P_{OD} * 0{,}4 + P_{DS} * 0{,}2 + P_{olor} * 0{,}2 + P_{color} * 0{,}2 \quad (2)$$

Siendo:

P_{OD}= valor asignado al parámetro oxígeno disuelto

P_{color}= valor asignado al parámetro color

P_{olor}= valor asignado al parámetro olor

P_{DS}= valor asignado al parámetro de la transparencia del disco de Secchi

La **Tabla 3** y la **Figura 6** presentan los valores posibles de ICA y la descripción de la condición asociada.

Tabla 3: Rangos de valores de ICA para cada categoría o condición del embalse.

Valor de ICA		
Crítico	**Regular**	**Normal**
1-1,5	1,6-2,5	2,6-3

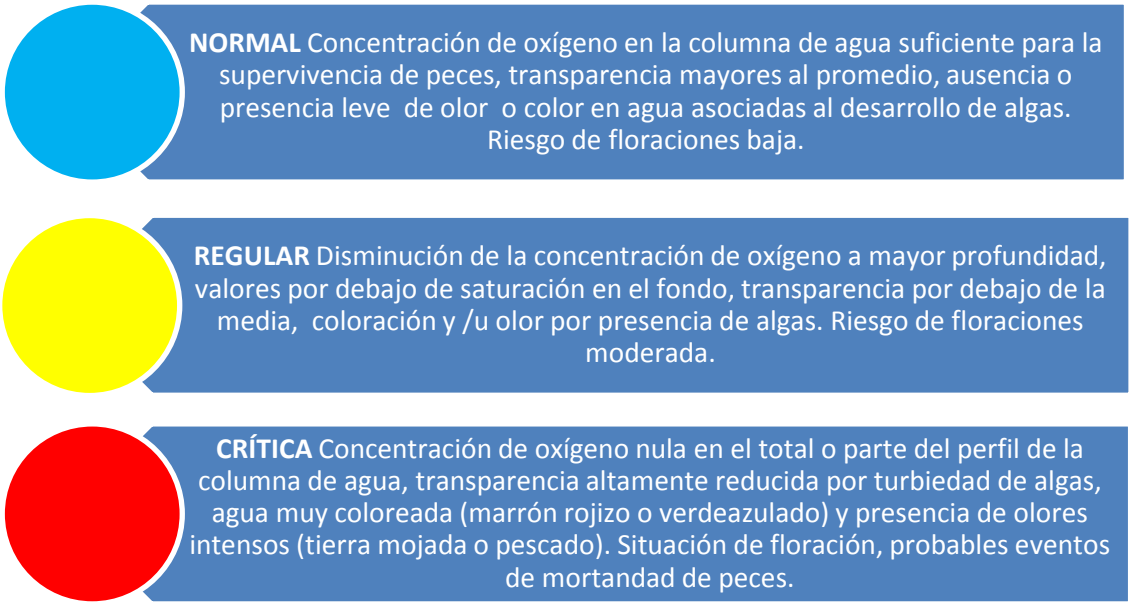


Figura 6: Descripción de la condición de la calidad de agua del embalse en función del valor de ICA alcanzado.

La medición de estas variables se realiza en el centro del embalse, tomado como sitio de referencia, porque allí los aspectos críticos o extremos observados en otras áreas, tales como concentración de nutrientes, de oxígeno disuelto y clorofila, están en general suavizados. Es así como los valores obtenidos en el centro se utilizan en el análisis como valor promedio aproximado del comportamiento del embalse (Rodríguez et al. 2006). La elección de este punto se justifica ya que las desembocaduras de tributarios y el área próxima a la presa son sitios que pueden presentar variaciones entre sí. Las características de la desembocadura del Río San Antonio son más críticas en relación a la calidad de agua, la desembocadura del Río Cosquín presenta algunas peculiaridades asociadas a las características de suelo de su cuenca, en tanto que la presencia del antiguo muro sumergido hace presentar algunas variaciones en el punto del próximo a la presa con respecto al resto del embalse (Granero et al. 2002). Las mediciones en estas zonas son tenidas en cuenta si se presentan situaciones alarmantes (mortandad de peces, columna de agua con anoxia área de presa, floración algal) o si no se puede acceder al lago por razones de fuerza mayor (crecidas extraordinarias, lluvias fuertes, riesgos de navegación, etc.).

Cuando se realiza el cálculo del índice, además de tomar como referencia al centro, se consideran otros aspectos observados como por ejemplo, si hay anoxia en el sector de la presa, al oxígeno se le asigna un valor crítico o si hay floraciones algales notorias en las desembocaduras o presa, el parámetro de color también se asume crítico.

En la Figura 7 se presentan los resultados de ICA propuesto, para el período 2014-2016 y su variabilidad estacional. Se destaca en los meses fríos Junio, Julio y Agosto una calidad del agua del embalse “Normal” y una disminución en la calidad de la misma, en los meses de primavera y otoño.

Los eventos de mortandad de peces registrados pueden asociarse a los valores de ICA obtenidos. Se observa que las mortandades de peces no se presentan en el mes previo o posterior a un valor de ICA “Normal”. Sin

embargo, sí se han registrado estos eventos en tiempos cercanos a monitoreos con valores de ICA "Regular" o "Crítico". Estos primeros resultados permiten atribuir cierta predictibilidad al índice de estos eventos.

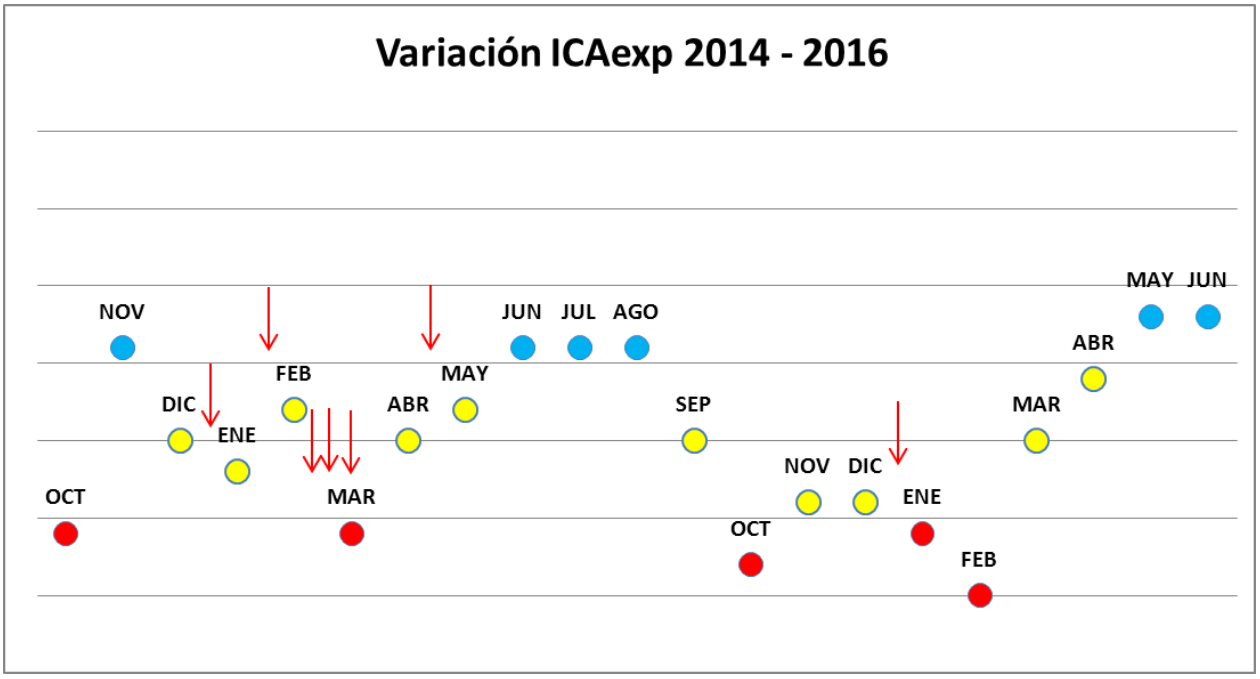


Figura 7: Variación del ICA en el embalse San Roque período 2014-2016. La flecha descendente indica un evento de mortandad de peces.

Algunas limitaciones del ICA propuesto se asocian al carácter de las variables seleccionadas. Tal es el caso del "Olor", el mismo presenta escasa variabilidad por ser un parámetro cualitativo y generalmente es intenso o nulo. Esto podría superarse con la toma de una muestra de agua para mejorar el registro de la intensidad y tipo de olor.

El color presenta limitaciones similares por ser otra variable cualitativa y con un componente importante en la subjetividad del observador y condiciones de luz a campo. La consideración del patrón de distribución del alga, puede otorgar mayor variabilidad y ajuste este componente, como por ejemplo la presencia de una suspensión fina, manchas en forma de pinceladas o de una masa espesa, etc.

El indicador es complementado con un informe integral de observaciones a campo que dan un fundamento al valor obtenido. El mismo requiere de cierto entrenamiento y conocimiento de la problemática de eutrofización en general y del cuerpo de agua objeto de estudio.

Finalmente y de modo comparativo, la aplicación del Indice de Fusilier, que contempla un mayor número de variables, arrojó resultados similares, indicando un funcionamiento satisfactorio del Índice expeditivo (Tabla 4).

	Índice de Fusilier	Índice expeditivo
Octubre 2014	MALO	CRÍTICO
Noviembre 2014	BUENO	NORMAL
Diciembre 2014	MEDIO	REGULAR

Tabla 4 Comparación de condición del embalse aplicando Índice de Fusilier e Índice expeditivo

CONCLUSIÓN

Se considera al ICA expeditivo propuesto muy útil por su carácter instantáneo, su fácil aplicación y por la simplicidad de medición de los parámetros que incluye. El mismo se mostró variable través del tiempo, permitiendo un análisis inmediato de la calidad del Embalse San Roque. Sin embargo, la metodología propuesta no suplanta a la determinación analítica de variables fisicoquímicas, sino que representa una forma expeditiva, económica y relativamente sencilla para la detección de situaciones críticas o que requieran estudios más profundos y /o frecuentes.

Ciertas limitaciones en las variables utilizadas pueden ser superadas ampliando el período de aplicación del ICA a futuro y de modo retroactivo, a monitoreos pasados. También se prevé realizar comparaciones con otros índices de calidad de agua de lagos y una profundización en los estudios de las componentes del ICA y revisión de los valores críticos para un mejor ajuste de las curvas de transformación.

La continuidad en su aplicación y desarrollo permitirá ampliar las sugerencias de medidas o acciones a tomar en función del valor obtenido.

BIBLIOGRAFÍA

Basílico, G., de Cabo, L. y Faggi, A., 2014. Desarrollo y aplicación de índices de calidad de aguas y riberas en dos arroyos pampeanos. *VI Congreso Argentino de Limnología. Agua Ambiente y Sociedad. Septiembre 2014.* La Plata: Instituto de Limnología Dr. Ringuelet.

Bonetto, A.A., Di Persia, D. A., Maglianesi, R., y Corigliano, M.C., 1976. Caracteres limnológicos de algunos lagos eutróficos de embalse de la región central de la Argentina. Ecosur, pp.47–120.

Bustamante, A., Lopez, F. y Bonetto, C., 2007. Obras de saneamiento en la cuenca del Embalse San Roque y estimación del régimen trófico en respuesta a un cambio de cargas. *XXI Congreso Nacional del Agua. Tucumán. Mayo 2007.*

Carlson, R., 1977. A trophic state index for lakes1. *Limnology and oceanography*, 22(2), pp.361–369.

Chorus, I. y Bartram, J., 1999. Toxic cianobacteria in water. A guide to their public health consecuences, monitoring and management. *World Health Organization*.

Conesa Fernández-Vítora, V., Conesa Ripoll, V. y Conesa Ripoll, L., 1997. Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental 3ra ed., *Madrid: Mundi-Prensa.*

Coopi (Cooperativa Integral de Provisión de Servicios Públicos), 2012.

Ebert, U. y Welsch, H., 2004. Meaningful environmental indices: a social choice approach. *Journal of Environmental Economics and Management*, 47(2), pp.270–283.

Fusilier, W., 1982. An opinion derived nine parameter unweighted multiplicative lake quality index.

Gavilán, J.G., 1981. Study water quality in the San Roque reservoir. *Water Quality Bulletin Environment Canada*, 6(4), pp.136–158.

Girão, E., 2007. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. *Revista Ciência Agronômica*, 38(1), pp.17–24.

Gorham, P.R. y Carmichael, W.W., 1980. Toxic substances from fresh-water algae. *Progr. Water Technol*., 12, pp.189–198.

Granero, M., Bustamante, M.A. y Ruiz, M., 2002. Hypolimnion Water Quality in an Eutrophicated Water Body: San Roque Reservoir (Córdoba, Argentina). Proceedings of *4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality.* Academia de ciencias de Reública Checa., pp.106–109.

Laurén-Määttä, C. et al., 1995. Microcystis aeruginosa toxins accumulate in the food web: a laboratory study. *Hydrobiologi*a, 304, pp.23–27.

De León, L., 2002. Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias. *Perfil Ambiental del Uruguay*, pp.28–37.

Mancini, M., Bethular, A. y Vignatti, A., 2011. Calidad del agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). Ciencia, 6(21), pp.69–80.

Margalef, R., 1983. Limnología Omega., Barcelona.

Nadal, F., Brandalise, V., Rodrifuez, M.I., Larrosa, N., Ruiz, M. Halac, S. y Olivera, 2012. Evaluación y valoración de la calidad de agua del embalse San Roque (Córdoba) para uso recreativo. *IV Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua.*

Pizzolón, L., Tracanna, B., Silva, H., Prósperi, C., Fabricius, A. L., García de Emiliani, M. O., Otaegui, A.V., Labollita, H., Santinelli, N., y Sastre, V., 1991. "Inventario de ambientes dulceacuícolas de la Argentina con riesgo de envenenamiento por cianobacterias", Ingeniería Sanitaria y Ambiental. 33:26-34.

PNUMA, 2001. Planificación y manejo de lagos y embalses: una visión integral de eutroficación. IETC, 255, pp.13–63.

Prosperi, C. y D' Angelo, R., 1998. Variación de los olores y sabores en el Lago San Roque en relación con el fitoplancton,

Rodriguez, M.I., Cossavella, A., Oroná, C., Larrossa, N., Avena, M., Rodriguez, A., Del Olmo, S., Bertucci, C., Muñoz, A., Castelló, E., Bazán, R.,y Martíne, M., 2000. Estudios preliminares de la calidad de agua y sedimentos del embalse San Roque relacionados al proceso de eutroficación. *XVIII Congreso Nacional del Agua*. Santiago del Estero.

Rodríguez, M. I., Ruíz, M., Vilchez, G., Crema, N., Ruibal Conti, A.L., Bustamante, M. A., Angelaccio, C.M., Busso, F., Bonfanti, E., y López, F., 2006. Monitoreo integral de un cuerpo de agua eutrófico Embalse San Roque (Córdoba,

Argentina). *I Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua*. Córdoba.

Rodriguez, M., Ruiz, M., Nadal, F., Halac, S., Olivera, P., Busso, F., y Bonfanti, E., 2013. Monitoreo y calidad de agua del embalse San Roque (Cba, Argentina). *Congreso Nacional del Agua,* San Juan.

Ruibal, A.L, Reguerira, J.M. Guerrero, J.M. 2005. Levels of microcystins in two reservoirs used for water suply and recreation: Differences in the implementacion of safe levels. *Environ Toxicol* 20: 263–269, 2005.

Ruibal, A.L., 2003. Seasonal variation of microcystins in Argentinean Inland Waters.

Ruibal, A.L., Ruibal, A L., Bustamante, A., Granero, M., López, F., Girbal, A., Lammel, E., Simonin, M.E., y Busso, F., 1999. Estudio de la evolución de la calidad de agua del Embalse del Dique San Roque (Córdoba) asociado al desarrollo de floraciones de Ceratium. *Congreso Argentino de Grandes Presas y Aprovechamiento Hidroeléctrico,* San Martín de los Andes.

Ruiz, M., Galanti, L., Ruibal, A.L., Rodriguez, M.I., Wunderlin, D.A., y Amé, M.V., 2013. First report of microcystins and anatoxin-a co-occurrence in san roque reservoir (Córdoba, Argentina). *Water Air Soil Pollut.*

Shapiro, J., Lundquist, J.B. y Carlson, R.E., 1975. Involving the public in Limnology: an approach to communication. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte.* Limnologie Verhandlungen, 19, pp.866–874.

Sriwongsitanon, N., Surakit, K. y Thianpopirug, S., 2011. Influence of atmospheric correction and number of sampling points on the accuracy of water clarity assessment using remote sensing application. *Journal of Hydrology, 401, pp.203–220.*

Stefouli, M. y Dimitrakopoulos, D., 2004. Monitoring and assessing internal waters (Lakes) using operational space borne data and field measurements. *Association on Water,* 9, pp.25–33.

Torres, P., Cruz, C. y Patiño, P., 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. *Una revisión crítica. Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15), pp.79–94.

UNESCO/WHO/UNEP, 1992. Water Quality Assesments: a guide to use biota, sediments and water in enviromntal monitoring Segunda.

Watanabe, M., Oishi, S. y Nakato, T., 1981. Toxic characteristics of Microcystis aeruginosa. V*erhandlungen des Internationalen Verein Limnologie,* 21, pp.1441–1443.

Wetzel, R., 1981. Limnología. Ed. Omega, España.

Zambonino Gallo, J.A., 2013. Análisis de alternativas para el tratamiento de aguas de industrias del ingenio azucarero del norte de Iancem. *Tesis de Grado*, p.275.