



## Embalse El Nihuil: Características hidroquímicas, macro y microflora acuática y estado trófico

María Esther Balanza<sup>1</sup>, María Eugenia Santibáñez<sup>1</sup>, Antonio Sebastián Sánchez<sup>1</sup>, Mónica Beatriz Barrera<sup>1</sup>, Alicia Lucía Ordóñez<sup>1</sup>, Alicia María Sánchez<sup>1</sup>

1. Facultad de Ciencias Aplicadas a la Industria – Universidad Nacional de Cuyo. Bernardo de Irigoyen N° 375- (5600) San Rafael, Mendoza- Argentina.

\*E-mail: [mbarrera@fcai.uncu.edu.ar](mailto:mbarrera@fcai.uncu.edu.ar)

### PALABRAS CLAVES

Embalse El Nihuil  
Estado trófico  
Calidad hidroquímica  
Calidad del agua

### RESUMEN

Se analizan tanto la calidad físico química del agua como la productividad planctónica primaria y la presencia de macrófitas para evaluar el estado trófico del embalse en toda la extensión del mismo y en diferentes épocas del año. Para ello, mediante muestreos trimestrales se ha medido la conductividad eléctrica, sólidos totales, aniones y cationes, entre otros, así como el contenido de clorofila a, fósforo, nitrógeno y transparencia Secchi, todos según lo establecido por los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. También se ha realizado el análisis cuali y cuantitativo del fitoplancton, incluyendo cálculos de biodiversidad y la estimación de la superficie ocupada por macrófitas, así como las especies tanto sumergidas como aéreas presentes. Los resultados indican aguas sulfatadas cálcicas con un valor medio de sólidos totales alrededor de 1 g/l, con muy baja productividad fitoplanctónica en la que predominan las diatomeas y una relación TN:TP < 9, resultando el nitrógeno limitante del desarrollo algal. Los índices de estado trófico (TSI) muestran un lago de aguas oligotróficas en toda su extensión, aún cuando el gran desarrollo de macrófitas requiera de medidas adecuadas para su control y mejor aprovechamiento del lago para diversos fines.

## El Nihuil Reservoir: Hydrochemical characteristics, aquatic macro and microflora and trophic state

### KEYWORDS

El Nihuil Reservoir  
Trophic State  
Hydrochemical Quality  
Water Quality

### ABSTRACT

Both the physical chemical quality of the water and the primary plankton productivity and the presence of macrophytes are analyzed to assess the trophic status of the reservoir throughout its length and at different times of the year. To do this, electrical conductivity, total solids, anions and cations, among others, have been measured through quarterly sampling, as well as the content of chlorophyll a, phosphorus, nitrogen and Secchi transparency, all as established by the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Qualitative and quantitative analysis of phytoplankton has also been carried out, including biodiversity calculations and the estimation of the surface area occupied by macrophytes, as well as present submerged and aerial species. The results indicate calcium sulphated waters, with an average value of total solids around 1 g/l, with very low phytoplankton productivity in which diatoms predominate and a TN:TP ratio < 9, resulting in nitrogen limiting algal development. The trophic state indices (TSI) show a lake with oligotrophic waters in all its extension, even when the great development of macrophytes requires adequate measures for their control and better use of the lake for various purposes.

### 1. Introducción

El embalse El Nihuil fue inaugurado en 1947 con una capacidad de 384 hm<sup>3</sup> y una superficie de 9600 ha en

su cota máxima, lo que da al lago características de somero en buena parte de su extensión desde la construcción de la presa, con 4 m de profundidad media, que permitió rápidamente el desarrollo de

vegetación acuática sumergida arraigada en el fondo en amplias zonas del mismo, denominada lamas en toda la región, aún cuando esté constituida por macrófitas vasculares y no por algas. Fue construido con propósitos de generación hidroeléctrica y de regulación del caudal para riego de áreas cultivadas del oasis sur de la provincia de Mendoza. En la actualidad su capacidad total se ha reducido a menos del 60 % de la original (224 hm<sup>3</sup> en 2016) y la operativa a sólo 155 hm<sup>3</sup> y aún cuando la superficie ocupada resulta también variable, todavía presenta buena parte de la extensión cubierta por menos de 2 m de agua la mayor parte del año.

Este río, como todos los de la provincia, es de régimen nival y su erogación depende de la precipitación de nieve en la cordillera durante la época invernal, la cual viene disminuyendo en los últimos años mientras la demanda se mantiene, provocando una situación de emergencia hídrica o cercana a ella en toda la zona y la disminución de la cota y superficie del embalse como se observa en las imágenes satelitales de la Figura 1. En las mismas se advierte que tanto en la década de los '90 como desde 2011 a la fecha, con escasas excepciones, la superficie, y por lo tanto la cota, del lago se mantuvieron muy reducidas, lo que provocó que las macrófitas sumergidas se encuentren hoy a nivel de superficie del agua y la formación de islas de diverso tamaño con juncales, vegetación emergente aérea, que dificultan la navegación y el uso recreativo, a la vez que disminuyen fuertemente la capacidad operativa del embalse. Tal situación hace pensar que su estado trófico se encuentre muy deteriorado a pesar de que el río Atuel no recibe contaminación de origen antrópico significativa aguas arriba del embalse.

El término eutrofización, del griego “bien nutrido”, comenzó a utilizarse a mediados del siglo pasado para designar el enriquecimiento excesivo en nutrientes de un ecosistema acuático y su uso más extendido se refiere específicamente al aporte más o menos masivo de nutrientes inorgánicos que contienen nitrógeno y fósforo en un ecosistema acuático con la entrada de agua restringida, como por ejemplo en un lago. Debido a ello se produce una proliferación descontrolada de algas fitoplanctónicas, inicialmente diatomeas y algas verdes para terminar favoreciendo el desarrollo de cianofíceas – cianobacterias o algas verde azules – que finalmente consumen hasta agotar el N y P disponibles y este último elemento actúa como limitante de la producción primaria (Moreno-Franco et al., 2010). Las cianobacterias generalmente forman una capa en superficie, que baja mucho la

transparencia medida con el disco de Secchi e impide el paso de la luz solar y la fotosíntesis por debajo de ellas, por lo que la producción primaria no puede existir a mayores profundidades.

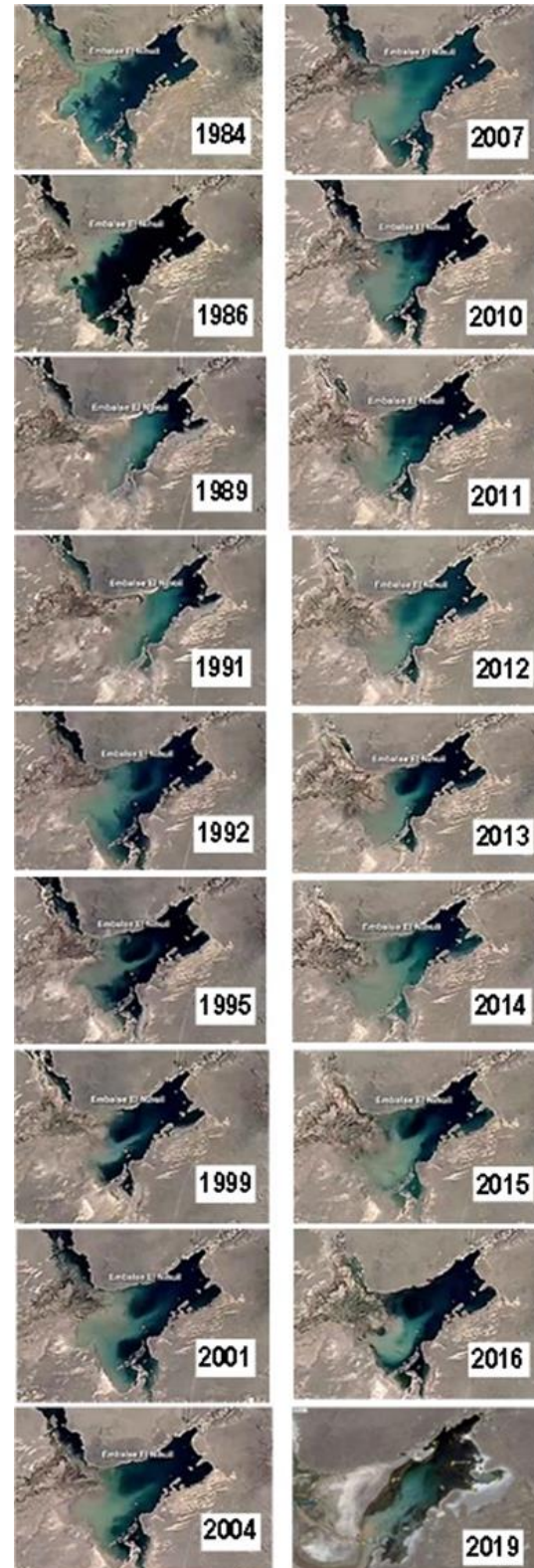


Figura 1. Evolución de imágenes satelitales del Embalse El Nihuil mostradas por Google Earth

Aunque desde mediados del siglo XX la eutrofización solía evaluarse en forma muy subjetiva por la apariencia del ecosistema y varios otros factores, en 1977 Carlson propuso diversos índices de estado trófico (TSI / IET) para la evaluación objetiva de la misma con base en el contenido de clorofila a (Chl a / Clor a) y la turbiedad del agua medida por la transparencia al disco de Secchi (SD / DS), como parámetros para estimar la producción primaria o biomasa algal y de fósforo (TP / PT) como parámetro útil para evaluar el contenido de nutrientes del agua.

En su trabajo original (Carlson, 1977) indica que la turbiedad medida debe estar producida por la masa algal y no por cualquier otro material particulado, ya sea orgánico o inorgánico y calcula el TSI en base al PT en forma complementaria a los otros dos, como una herramienta más de control ya que obtiene buena correlación entre los contenidos de fósforo y clorofila. Dado que el contenido de fósforo total – y por lo tanto su TSI – tiende a permanecer más o menos constante, con escasa variación en el tiempo, a diferencia de la clorofila y la turbiedad con fuertes variaciones estacionales, concluye que el fósforo total resulta un buen indicador de ambientes eutróficos siempre y cuando sea el nutriente limitante en la producción de biomasa algal.

En síntesis, estos Índices de Estado Trófico propuestos por Carlson (1977), permiten la clasificación pertinente del cuerpo de agua según los valores que tomen en una escala de 0 a 100, habiéndolos el autor distribuido en cuatro categorías: oligo, meso, eutrófico e hipertrófico. La OCDE paralelamente, había establecido valores límite para los valores analíticos de estos tres mismos parámetros a fin de incorporarlos a su propia clasificación (Balanza et al., 2018) con cinco categorías en lugar de cuatro, incluyendo la de ultraoligotrófico. Actualmente este organismo recomienda la aplicación de los Índices de Estado Trófico (TSI) de Carlson, pero asignando las categorías tróficas según los criterios que se muestran en la Tabla 1, los cuales modifican los valores inicialmente propuestos por Carlson, especialmente en el límite entre oligo y mesotrófico (López-Martínez y Madroñero-Palacios, 2015) y establecen cinco categorías para la clasificación.

Posteriormente, posiblemente para tratar de superar dificultades cuando los índices presentan valores diferentes entre sí, Carlson propuso su TSI en base al contenido de nitrógeno total (TN / NT), también como indicador del contenido de nutrientes en el medio cuando este elemento es el que actuaría

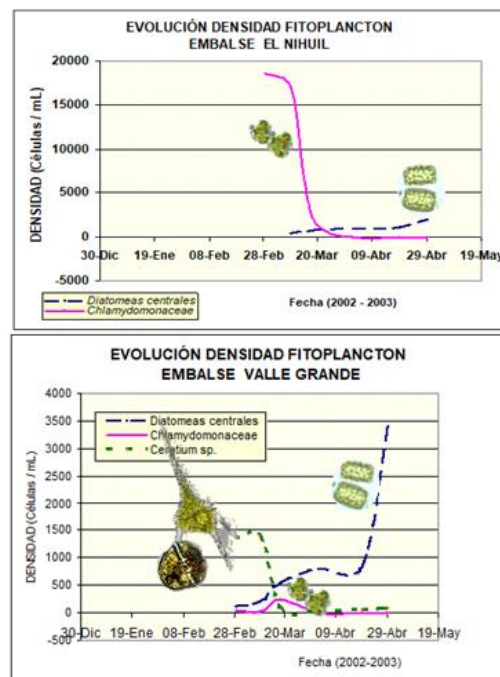
como limitante en ambientes no contaminados o cuando la relación TN / TP < 9, en lugar del fósforo.

**Tabla 1.** Criterios de la OCDE para aplicación de los Índices de Estado Trófico

Valor del índice (TSI)	Categoría Trófica
< 30	Ultraoligotrófico
30 - 44	Oligotrófico
44 - 54	Mesotrófico
54 - 74	Eutrófico
> 74	Hipereutrófico

En la actualidad, diversos autores proponen la utilización de los valores medios obtenidos por todos los TSI / IET de Carlson para la tipificación trófica de los cuerpos de agua (Othaz Brida, 2020) o de algunos de ellos, como en el caso de los Índices de Calidad del Agua utilizados por la Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro - Secretaría de Gestión Ambiental (2011), que promedia los valores de los IETs calculados según los contenidos de fósforo y de clorofila a del agua.

Aunque el uso de los IETs se ha generalizado actualmente para la clasificación trófica, a los fines e disponer de mayor cantidad de elementos para la evaluación global de los ecosistemas resulta de gran valor comparar los resultados obtenidos a través de los índices con los estudios cuali – cuantitativos del fitoplancton en las zonas estudiadas y de la biodiversidad del mismo.



**Figura 2.** Evolución temporal del fitoplancton durante la floración algal de 2002-2003 en los embalses del Nihuil y Valle Grande- Fuente: Balanza y Ordoñez, 2003

En diciembre de 2002 el embalse en estudio presentó, por única vez, una floración algal de color verde brillante en buena parte de la superficie de zonas de aguas profundas debida al desarrollo de una cloroficea unicelular flagelada identificada como *Chlamydomonas sp.*, la cual se prolongó hasta finales de febrero del año siguiente (Balanza y Ordóñez, 2002), aunque no pudo determinarse fehacientemente el o los factores desencadenantes de la misma y no volvió a presentarse en años posteriores. En los momentos de mayor intensidad de la floración pudieron encontrarse recuentos de hasta 20000 cel.ml<sup>-1</sup>. Cualquiera fuere la causa, en los embalses aguas abajo no pudieron encontrarse densidades significativas de este organismo, aunque en el embalse Valle Grande también se produjeron floraciones, pero de color amarronado, a causa del desarrollo de dinoflagelados, predominando *Ceratium hirundinella* y, en menor cantidad, *Peridinium sp.* En la figura 2 se muestran las densidades de los diferentes géneros en ambos embalses.

## 2. Materiales y métodos

**Puntos y fechas de muestreo:** A fin de analizar variación espacial y estacional de los parámetros medidos en toda la superficie del embalse, se establecieron cinco puntos de muestreo: uno en la presa, en la parte más profunda – más de 25 m –, dos en la zona de profundidad media – 8 a 10 m, uno en cada margen del lago – y otros dos en zonas más cercanas a la cola del embalse, con 3,5 m o menos de profundidad de agua. Todos los puntos se georeferenciaron durante el primer muestreo de forma de repetirlos en los muestreos posteriores. Sólo el punto más cercano a la cola sufrió algunas modificaciones de ubicación, dependiendo de la cota del embalse al momento del muestreo. Aunque se tomaron muestras también de profundidad para verificar la existencia o no de variabilidad en la calidad del agua, la mayoría fueron obtenidas de la superficie, hasta 0,5 m de profundidad, según lo especificado en los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (APHA, AWWA.WPCF, 1992), registrando in situ, en todos los puntos, los valores de temperaturas, tanto ambiente como del agua, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica.

Las determinaciones analíticas de los parámetros físicos, químicos y biológicos fueron realizadas según los Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales (APHA, AWWA.WPCF, 1992) ya mencionados, siendo algunos de ellos:

**Fósforo Total:** Método del ácido ascórbico 4500-P E. La concentración de P total se registró como mg P<sub>T</sub>/L

**Clorofila a:** Método espectrofotométrico 10200 H. La concentración se registró como mg Clorofila a /m<sup>3</sup>

**Nitrógeno total:** se determinó por método rápido HACH espectrofotométrico colorimétrico, previa oxidación a nitrato.

**Claridad del agua:** En cada sitio se determinó la profundidad de extinción de la luz mediante el uso de disco Secchi, en metros, con aproximación a 0,1 m

**Otros parámetros:** los valores de pH, Conductividad Eléctrica (CE), Oxígeno Disuelto (OD) y Temperatura (°C) se determinaron mediante el uso de Sonda Multiparamétrica Sper Cientific 850081,

**Índices de estado trófico (IET) de Carlson:** Fueron calculados de acuerdo a las siguientes fórmulas: (Carlson, 1977)

Para Clorofila a:

$$IET_{Clor a} = 9,81 * \ln [Clor a (mg/m^3)] + 30,6 \quad (1)$$

Para Fósforo Total:

$$IET_{PT} = 14,42 * \ln [P_T (mg/m^3)] + 4,5 \quad (2)$$

Para Claridad por Disco Secchi:

$$IET_{DS} = 60 - 14,41 * \ln [DS (m)] \quad (3)$$

Para Nitrógeno Total:

$$IET_{NT} = 14,43 * \ln [N_T (mg/L)] + 54,5 \quad (4)$$

**Ensayos cuali – cuantitativos de fitoplancton:** Para los ensayos cualitativos se recolectaron muestras con redes de arrastre tanto vertical como horizontal. Las muestras concentradas se examinaron con microscopio óptico en cámara de Sedgwick – Rafter para identificación de los géneros presentes. Para los ensayos cuantitativos se recolectaron muestras de 250 ml de agua superficial en botellas de plástico y se estabilizaron con solución de Lugol, utilizando, de igual manera, la cámara de Sedgwick – Rafter para el conteo.

*Biodiversidad de especies fitoplanctónicas:* Se utilizaron los índices de Shannon Weaver y de Margalef para medir la biodiversidad específica del fitoplancton. El primero está dado por la ecuación 5:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i \quad (5)$$

Siendo

$H'$ : Índice de diversidad específica de Shannon Weaver (generalmente  $0,5 < H' < 5$  y  $H' < 2$  para baja diversidad y  $H' > 3$  para alta diversidad)

$S$ : número de especies

$p_i$ : abundancia relativa de la especie  $i$ , calculada como  $n_i/N$

$n_i$ : número de individuos de la especie  $i$

$N$ : número total de individuos de todas las especies

En tanto el índice de Margalef se calcula mediante la fórmula de la ecuación 6:

$$I = \frac{(s - 1)}{\ln N} \quad (6)$$

Siendo

$I$ : diversidad específica según Margalef ( $0 < I < 5$ )

$s$ : número de especies

$N$ : número total de individuos de todas las especies

### 3. Resultados y Discusión

Evolución de los parámetros físico químicos medidos en los diferentes puntos de muestreo: Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre los valores de la mayoría de los parámetros en los diferentes puntos de muestreo (Balanza et al, 2018) y sí aparecen dichas diferencias en relación con la temporalidad, especialmente coincidentes con las épocas de máximos y mínimos caudales del río que alimenta el embalse, los resultados se muestran en la Tabla 2 en forma de valores medios y desviaciones estándar, con sus correspondientes coeficientes de variación porcentual (CV), así como máximos y mínimos de cada parámetro.

Los valores incluidos en la tabla 2 muestran un contenido salino más bien elevado para aguas dulces, aunque típico de todos los ríos de la provincia que tienen su origen por en la cordillera y su cauce transcurre luego por cientos de kilómetros en zonas muy áridas

**Tabla 2.** Valores de los parámetros físico químicos del agua del embalse en las diferentes épocas del año

Parámetro	Valor medio ± DE y (CV %)	Máximo	Mínimo
Conductividad, $\mu S/cm$	1345 ± 202 (15 %)	1616	1023
Residuo Seco (SDT), en mg/L	1002 ± 147 (15 %)	1220	748
Temperatura del agua superficial, en °C	15,2 ± 5,5 (36 %)	22	6
Oxígeno disuelto, en % de saturación	99,8 ± 0,35 (0,4 %)	101	98
pH	7,8 ± 0,3 (3,9 %)	8,6	7,5
Sulfatos, en mg $SO_4^{2-}/L$	429 ± 72 (17 %)	530	326
Cloruros, en mg $Cl^{-1}/L$	146 ± 24 (17 %)	176	96
Bicarbonatos, en mg $HCO_3^{-1}/L$	100 ± 21 (21 %)	141	74
Calcio, en mg $Ca^{+2}/L$	182 ± 24 (13 %)	200	122
Sodio, en mg $Na^{+1}/L$	93 ± 18 (19 %)	120	63
Nitrógeno total, en mg N/L	0,12 ± 0,04 (31 %)	0,2	0,1
Fósforo total, en $\mu g P/L$	23 ± 11 (48 %)	50	9
Clorofila a, en $\mu g$ Clorofila a /L	0,38 ± 0,25 (66 %)	0,8	0,1
Transparencia DS en aguas profundas *, en m	6,99 ± 1,25 (18 %)	10	5,8
Transparencia DS en cola del embalse **, en m	1,28 ± 0,95 (18 %)	2,7	0,6
Relación N / P	5,6 ± 2,5 (45 %)	11	2,5

(\*) Considerados sólo los valores inferiores a la profundidad en el punto de muestreo. (\*\*) Todos los valores fueron inferiores a la profundidad total en el punto de muestreo.

Debido a la composición de los suelos, predominan ampliamente los sulfatos sobre otros aniones como cloruros y bicarbonatos, con valores que, en la mayor parte del año, incluso superan los recomendados como límite máximo en aguas para consumo - 400 ppm - tanto por el Código Alimentario Argentino (CAA) como por el E.P.A.S., ente regulador de la calidad del agua para consumo en la Provincia de Mendoza. Si bien el azufre como elemento no se relaciona con deterioro trófico dado que no se reconoce influencia en el desarrollo de la microflora, sí se utiliza junto con el nitrógeno y el fósforo en la preparación de fertilizantes para cultivos (Robredo et al, 2000; Santos-Coello y Ríos-Mesa, 2016), por lo cual debería investigarse su posible relación con el desarrollo de macrófitas del embalse, no habiéndose encontrado referencias bibliográficas al respecto. El contenido de sulfatos del agua resulta casi el triple de lo recomendado por Robredo (2000) para cultivos en hidroponía, aunque tanto el nitrógeno como el fósforo del agua del río presentan valores muy bajos por lo que deberían resultar limitantes.

Dado el pH del agua, que muestra muy poca variabilidad, la especie carbonatada predominante, responsable de la alcalinidad, es el carbonato ácido, siendo no significativas las cantidades de carbonatos y ácido carbónico en cualquier época del año.

En relación con los cationes presentes, predominan los alcalino térreos y fundamentalmente el calcio, acompañado de menores cantidades de magnesio. Si bien esto le confiere una dureza superior a la recomendada por el CAA para aguas de consumo y uso industrial, no suele superar los límites del EPAS para este parámetro. Estos valores altos de dureza, si bien pueden causar incrustaciones importantes tanto en el uso industrial como domiciliario, representan, sin embargo, más bien una ventaja en el uso agrícola, dado que tienden a disminuir los riesgos potenciales de salinización – alcalinización de suelos en aguas de salinidad más bien alta como la de este río.

La temperatura del agua superficial, como es de esperar, muestra una alta variabilidad estacional en concordancia con los cambios de temperatura ambiental y resulta de importancia, no sólo para el desarrollo de las diversas especies planctónicas sino también por la cantidad de oxígeno disuelto (OD) que puede ser retenido en el agua. Por ello, el OD se reporta como porcentaje de saturación del agua a la temperatura de la misma. Todos los valores obtenidos al respecto fueron muy altos, y aunque no se muestran en la tabla, dichos valores se mantienen en todas las profundidades, incluidas las muestras

cercanas al fondo, aún en las partes más profundas. Si bien en la superficie el OD proviene, fundamentalmente, de la atmósfera en contacto, en partes más profundas es también aportado por la fotosíntesis de las macrófitas del fondo, a las cuales alcanza a llegar la luz solar debido a la importante transparencia al disco de Secchi (DS) – casi siete metros en promedio – que posee el agua en toda la superficie del embalse, con excepción de la cola del mismo. Este nivel de transparencia DS indica un agua con escasa cantidad de material en suspensión y para el cálculo de los valores medios no se han tenido en cuenta los puntos de muestreo en los cuales la altura de la columna de agua fuera inferior a la lectura de la transparencia, para evitar resultados erróneos o confusos y teniendo en cuenta que los valores de los demás parámetros no muestran diferencias significativas entre puntos de muestreo. Sí se observa, en la zona de cola del embalse donde se recibe el aporte del agua del río con una importante carga de material inorgánico particulado en suspensión, una transparencia muy disminuida, que no permite visualizar el fondo del cuerpo de agua en ninguna época del año, a pesar de la escasa profundidad.

En relación al contenido de nitrógeno total (NT), incluyendo los nitratos, casi inexistentes en la zona, y el nitrógeno proveniente de materia orgánica y sus productos de degradación, presenta valores muy bajos, proveyendo relaciones entre el nitrógeno y el fósforo (PT) inferiores a 9, valor considerado como necesario para que este último elemento actúe como limitante en el desarrollo de las microalgas (López y Madroñero, 2015) Dada esta situación, pasa a ser esta pequeña cantidad de NT la que limita el desarrollo del fitoplancton.

Al contrario de lo que ocurre con el nitrógeno, el contenido de fósforo, medido como fósforo total (PT) se mantiene, en todos los puntos de muestreo, en valores que, si bien pudieren parecer pequeños por sus valores absolutos, salvo en unas pocas muestras, estarían cercanos a los que presentan lagos clasificados como mesotróficos. Sin embargo, estos valores son casi coincidentes con el del fósforo reactivo soluble (PRS) del agua y se detectan en iguales cantidades en el agua del río antes de entrar al embalse, no proviniendo de contaminación de origen antrópico sino de aportes del mismo terreno. Su validez en este caso para la determinación del estado trófico, dada su relación con el NT, ya fue discutida en el párrafo anterior.

Índices de Carlson de Estado Trófico (TSI): en la tabla 3 se muestran los valores medios, DE y CV de los TSI

de Carlson calculados separadamente para las zonas de aguas de 7 m o más de profundidad y la cola del

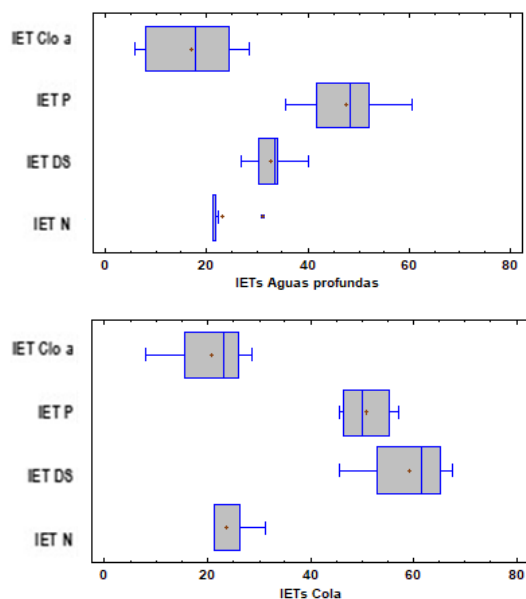
embalse, en las diferentes épocas del año, con base en las ecuaciones 1 a 4.

**Tabla 3.** Valores de los TSI de Carlson en diferentes zonas del embalse El Nihuil. Letras diferentes en los superíndices en cada fila indican diferencias estadísticamente significativas.

Parámetro	Profundidad >DS (Valor medio $\pm$ DE y (CV %))	Cola del embalse (Valor medio $\pm$ DE y (CV %))
TSI Clor <i>a</i>	19,1 $\pm$ 8,0 (42 %) <sup>a</sup>	20,8 $\pm$ 5,8 (28 %) <sup>a</sup>
TSI PT	47,4 $\pm$ 7,4 (16 %) <sup>a</sup>	50,7 $\pm$ 6,2 (12 %) <sup>a</sup>
TSI DS	32,8 $\pm$ 3,3 (10 %) <sup>a</sup>	59,1 $\pm$ 8,1 (14 %) <sup>b</sup>
TSI NT	23,0 $\pm$ 3,9 (17 %) <sup>a</sup>	24,5 $\pm$ 5,1 (21 %) <sup>a</sup>

Como puede observarse en dicha tabla no aparecen diferencias significativas en los valores que toma cada uno de los índices en las zonas de aguas más profundas y la zona de cola del embalse, excepto para el IET calculado con base en la turbiedad o transparencia al DS, el cual toma valores muy elevados en esta última zona debido, como ya se dijo, no a la proliferación de especies fitoplanctónicas, sino a la presencia de material inorgánico de arrastre del río, que aún no alcanza a sedimentar, por lo que ese índice debe descartarse en la valoración del estado trófico para ese punto del lago.

zona de aguas más profundas, cuyos valores y rangos pueden observarse más fácilmente en los gráficos de la figura 3, en la que aparecen muy separados los valores de los IETs del PT y el DS. Sin embargo, no ocurre lo mismo entre los valores medios de los índices con base en la Clorofila *a* y el N, que se encuentran bastante cercanos entre sí, aunque aparezcan como significativamente diferentes. Ello se debe a que los valores del IET N presentan un sesgo estandarizado > 2, lo cual viola el supuesto de que los datos provengan de una distribución normal e invalida el uso del análisis de la varianza para este índice, recomendándose utilizar en su lugar la prueba de Kruskal-Wallis para comparar las medianas en lugar de las medias. Al utilizar tanto esta prueba como la prueba de las medianas de Mood, para evaluar la hipótesis de que las medianas de ambos grupos de datos son iguales, se obtiene un valor-P mayor a 0,05, por lo que se concluye que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas de los IET de Clor *a* y N en las zonas de aguas más profundas del embalse. El análisis de la varianza para los valores de los IET en la zona de cola del embalse sí resulta válido y la prueba de rangos múltiples muestra dos grupos de valores de los índices bien diferenciados estadísticamente para el 95% de nivel de confianza, por un lado el formado por los IETs de Clor *a* y N, sin diferencias entre ellos, y por otro, los IET de P y DS, también sin diferencias entre ellos.



**Figura 3.** Comparación de los valores de los diferentes IET para las zonas de aguas más profundas (arriba) y la cola (abajo) del embalse El Nihuil

Con relación a la comparación de los valores proporcionados por cada uno de los índices para una misma zona de muestreo, el análisis de la varianza y prueba de rangos múltiples muestra diferencias estadísticamente significativas para un nivel de confianza del 95% entre todos los índices para la

Dadas estas diferencias halladas entre los valores de los diferentes IETs y a los fines de poder asignar correctamente una categoría trófica al embalse en su situación actual, se analiza también en los próximos apartados la composición cuali cuantitativa del fitoplancton y la diversidad del mismo.

Microflora: En los análisis tanto cuali como cuantitativos del fitoplancton solo pudo llegarse a la identificación de géneros y no de especies, por lo que los índices de diversidad calculados pueden mostrar

valores inferiores a los reales. Los géneros encontrados en cualquier punto del embalse en los

diversos muestreos y la abundancia relativa de la clase a la que pertenecen se listan en la tabla 4.

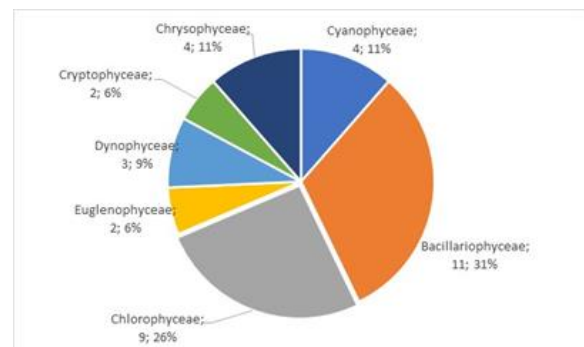
**Tabla 4.** Listado de géneros de microalgas hallados en el embalse El Nihuil y abundancia relativa de las clases.

Clase / Género	Abundancia relativa	Clase / Género	Abundancia relativa
<b>Cyanophyceae</b>		<b>Chlorophyceae</b>	
<i>Coccolithus sp.</i>	1 % a 7 %	<i>Ankistrodesmus sp.</i>	5 % a 12 %
<i>Gomphosphaeria sp.</i>		<i>Chlamydomonas sp.</i>	
<i>Microcoleus sp.</i>		<i>Dictyosphaerium sp.</i>	
<i>Oocystis sp.</i>	<i>Coelastrum sp.</i>		
<b>Bacillariophyceae</b>	56 % a 61 %	<i>Micrasterias sp.</i>	
<i>Asterionella sp.</i>		<i>Monoraphidium sp.</i>	
<i>Cyclotella sp.</i>		<i>Oedogonium sp.</i>	
<i>Cymbella sp.</i>		<i>Scenedesmus sp.</i>	
<i>Diatoma sp.</i>		<i>Zygnema sp.</i>	
<i>Fragilaria sp.</i>		<b>Euglenophyceae</b>	
<i>Navicula sp.</i>		<i>Euglena sp.</i>	0 % a 2 %
<i>Stephanodiscus sp.</i>		<i>Trachelomonas sp.</i>	
<i>Melosira sp.</i>		<b>Cryptophyceae</b>	
<i>Stauroneis sp.</i>		<i>Cryptomonas sp.</i>	6 % a 25 %
<i>Synedra sp.</i>	<i>Rhodomonas sp.</i>		
<i>Tabellaria sp.</i>	<b>Chrysophyceae</b>	14 % a 25 %	
<b>Dynophyceae</b>	6 % a 10 %	<i>Chrysococcus sp.</i>	
<i>Ceratium sp.</i>		<i>Chrysocromulina sp.</i>	
<i>Gymnodinium sp.</i>		<i>Chromulina sp.</i>	
<i>Peridinium sp.</i>		<i>Dynobryon sp.</i>	

La gran mayoría de los géneros hallados corresponden a organismos propios de aguas limpias y la composición, en cantidad de géneros representados por clase, se muestra en la figura 4, con mayor diversidad en las bacilariofíceas, o diatomeas, y las clorofíceas o algas verdes. Sin embargo, en la abundancia relativa, expresada como cantidad de individuos de cada género sobre el total de individuos, aparece un claro predominio de las bacilariofíceas, constituyendo entre el 56 al 61 % de la población, con predominancia de las diatomeas centrales y, entre ellas, las del género *Cyclotella sp.*, posiblemente debido a la sensibilidad de algunas especies de este género al contenido de fósforo del agua (Kelly y Whitton, 1995).

El número total de células planctónicas hallado en los diferentes puntos de muestreo y épocas del año varió entre los 15000 y 70000 cel/L, valores considerados propios de lagos oligotróficos (Gobierno de Chile, 2016). Coincidentemente, cabe también destacar que la presencia de cianofíceas o algas verde azules, siempre presentes en cuerpos de agua eutroficados, fue muy baja en todos los muestreos. Así mismo, aún cuando *Chlamydomonas* y *Ceratium*, géneros que anteriormente produjeron

floraciones, siguen estando presentes, los recuentos se mantienen actualmente muy bajos.



**Figura 4.** Composición, en cantidad de géneros de fitoplancton por clase, hallados en el embalse El Nihuil

Los índices de Shannon Weaver y de Margalef, calculados según las ecuaciones 5 y 6, sobre géneros en lugar de especies, por lo que puede esperarse valores inferiores a los reales, tomaron valores de 2,15 a 2,2 para el primero y de 2,0 a 2,2 para el segundo, indicando buena diversidad, propia también de lagos poco eutroficados.

Macroflora: A diferencia de la baja productividad a nivel de microflora, la presencia muy visible de



macrófitas en una gran extensión de la superficie del lago, hace que se lo perciba como muy eutroficado. La macroflora consiste en su totalidad de plantas vasculares acuáticas arraigadas en el fondo, incluso en las zonas de mayor profundidad. En general se trata de vegetación sumergida en la que predominan especies como el pino de agua, *Myriophyllum aquaticum*, con tallos de hasta 6 m, así como *Potamogeton* sp. y *Chara* aff. *gracilis*, por lo que en zonas someras los tallos suben hasta ras de la superficie, impidiendo la navegación, además de otras especies de vegetación emergente que en zonas aguas más someras aún, forma verdaderas islas en las que predomina la presencia de juncos y totoras de los géneros *Schoenoplectus*, *Juncus* y *Typha*. Si bien el desarrollo de esta vegetación no depende del enriquecimiento en nutrientes del agua del lago, debido a su enraizamiento en suelo, sí entorpece las actividades acuáticas y reduce la capacidad de embalse, llegando a ocupar hasta un 80 % de la superficie.

#### 4. Conclusiones

El agua del embalse El Nihuil presenta las características físico químicas propias del río que lo alimenta, con escasa amortiguación de las variaciones estacionales y con un contenido de sales más bien elevado, en las que predominan los sulfatos y el calcio como iones salinos. Dada la ausencia de contaminación significativa de origen antrópico en el río Atuel aguas arriba del embalse, el aporte de nitrógeno es muy bajo y resulta el factor limitante en el desarrollo de fitoplancton, el cual se mantiene en valores compatibles con un cuerpo de agua muy poco eutroficado y muestra buena diversidad, en concordancia con la clasificación de lago oligotrófico que proveen los IETs basados en el contenido de clorofila *a* y el nitrógeno e incluso la transparencia al disco de Secchi en la zona de aguas más profundas, con escasa materia inorgánica en suspensión. Por esta razón, el elevado IET basado en el contenido de fósforo total, no debería ser tenido en cuenta para la clasificación trófica del embalse, dado que no puede influir en la proliferación de microalgas, limitada por el bajo contenido de nitrógeno.

En lo que respecta al gran desarrollo de macrófitas, aún cuando no sea provocado en forma directa por la calidad del agua en lo que se refiere a cantidad de nutrientes, dadas las dificultades que provoca para navegación y capacidad de embalse, sí deberían tomarse medidas para su control, aunque estas

deben ser, necesariamente, de naturaleza diferente de las que se requerirían para mejorar la calidad trófica del agua.

#### 5. Agradecimientos

El presente trabajo ha contado con el financiamiento otorgado a los proyectos Tipo I por la Secretaría de Investigación, Internacionales y Posgrado (SIIP) de la Universidad Nacional de Cuyo. Proyecto: Evolución témporo - espacial de las variables hidroquímicas y flora acuática en el embalse El Nihuil - 2° etapa. El costo de obtención de las muestras en los diferentes puntos del interior del embalse en todas las campañas fue asumido por los propios investigadores participantes del proyecto.

#### 6. Referencias

- Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro - Secretaría de Gestión Ambiental. (2011) Índices de calidad del agua y síntesis de la situación ambiental de la cuenca. [https://www.aic.gov.ar/sitio/archivos/201702/Fica/indices de calidad del agua.pdf](https://www.aic.gov.ar/sitio/archivos/201702/Fica/indices%20de%20calidad%20del%20agua.pdf)
- Balanza, M.E. y Ordóñez, A.L.. (2003). Estudios preliminares sobre floraciones algales en embalses del sur de Mendoza. IV Jornadas Ambientales Ambiental 2003 PRODEA San Juan. Argentina.
- Balanza, M.E. y otros cinco autores. (2018). Análisis aguas profundas del embalse El Nihuil. Congreso Latinoamericano de Ciencias Aplicadas. 173.-179 Vol. 5. ISBN 978-987-46333-1-6. San Rafael. Argentina. <https://fcai.uncuyo.edu.ar/memorias>
- Carlson, R.E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanograf.*, 22: 361-369
- Gobierno de Chile, Ministerio de Obras Públicas (2016) Análisis de fitoplancton en muestras de agua. Informe final. Realizado por Centro EULA Universidad de Concepción. ID – 1019 – 8 – LE16. Santiago. Chile. Recuperado de <https://snia.mop.gob.cl/sad/CQA5736>
- Kelly, M.G. y Whitton, B.A. (1995) The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 7: 433 - 444
- López-Martínez, M. L, Madroñero Palacios, S.M. (2015) Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: caso laguna de La Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina Volumen 25-2* Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/cein>
- Moreno-Franco, D.P, Quintero-Manzano, J, López. Cuevas, A. (2010) Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia, *ContactoS* 78, 25–33 Recuperado de <http://www2.izt.uam.mx/anterior/eutrofia2>

- Othaz Brida, M.A. 2020. Dinámica del fósforo en cinco embalses en cadena en la cuenca del río Limay, Norpatagonia argentina. Tesis de maestría. Universidad Nacional del Comahue, Argentina.
- Robredo, P.; Quiroga, M. y Echazú, R. (2000) Análisis comparativo de soluciones nutritivas en cultivos hidropónicos en invernadero. INENCO. Universidad Nacional de Salta. Argentina. Recuperado de <https://www.mendoza-conicet.gob.ar/trabajos>
- Santos Coello, B. y Ríos Mesa, D. (2016) Cálculo de soluciones nutritivas en suelo y sin suelo. Servicio de Agricultura y Desarrollo Rural. Cabildo Insular de Tenerife. España. ISBN: 978-84-15012-87-0. <https://www.agrocabildo.org./Publicaciones/otros>