



**UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA SAN JUAN BOSCO
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL**

**Programa de Posgrado Interinstitucional en Ciencias Hídricas
(con mención ambiental)**

**Trabajo final de la carrera de
Especialización en Calidad de Aguas Superficiales**

**CALIDAD DEL AGUA DEL CURSO INFERIOR
DEL RÍO CHUBUT EVALUADA MEDIANTE
ÍNDICES TRÓFICOS**

Lic. Maite Lucía Domínguez

Directora del Trabajo Final: Dra. Noelia Mariel Uyua
Co-directora del Trabajo Final: Lic. Alicia Viviana Sastre

Trelew, mayo de 2024



CALIDAD DEL AGUA DEL CURSO INFERIOR DEL RÍO CHUBUT EVALUADA MEDIANTE ÍNDICES TRÓFICOS

Lic. Maite Lucía Domínguez

Directora del Trabajo Final:
Dra. Noelia Mariel Uyua

Co-Directora del Trabajo Final:
Lic. Alicia Viviana Sastre

Línea de investigación:
Ciencias Ambientales; Recursos hídricos; Calidad de Aguas Superficiales

Universidad por la que cursa la carrera:
Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco

Unidad Académica por la que cursa la carrera:
Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud

Trelew, mayo de 2024



DEDICATORIA

A *Nicanor*, por nacer el primer día de cursado de la carrera y transformarse en mi compañerito de equipo durante todo ese trayecto.

AGRADECIMIENTOS

A mi mamá, por empujarme a realizar este trabajo final, acompañarme, guiarme y estar siempre.

A Noe, por aceptar la tarea de dirigirme, su valioso tiempo dedicado y sus conocimientos compartidos.

A mi papá, por ser mi ayudante de lujo durante las campañas de muestreo.

Al Laboratorio de Fitoplancton del Instituto de Investigación de Hidrobiología (IIH) de la Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud (FCNyCS) – Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco (UNPSJB), por facilitarme los materiales para la toma y análisis de las muestras de fitoplancton.

Al Laboratorio de Química y al Laboratorio de Microalgas de la FCNyCS – UNPSJB, por prestarme las sondas para la determinación *in situ* de los parámetros fisicoquímicos.

Al Sr. Eduardo Hernández, por permitirme ingresar a su propiedad para tomar las muestras desde su muelle.

A la Planta Potabilizadora de Trelew, por permitirme tomar muestras desde los pontones de su toma de agua.

A José Saravia, por ayudarme a realizar el análisis estadístico de los resultados.

A Patricia Guza, por revisar el resumen en inglés del trabajo.

A los docentes de la Especialización, por brindarme sus conocimientos y experiencia.

A Gonza, a Isi y a Nica por aguantar mis jornadas interminables de trabajo para llegar a tiempo con la presentación de este trabajo final.

A Adriana, por cuidar de Isi y Nica mientras realizaba el trabajo.

A Lei, a Flor y a Andrés, por ser equipo de cátedra en Química General y hacer pasar desapercibida mi atención puesta en la elaboración de este trabajo.

A mis estudiantes, por darme el motivo por el cual seguir formándome.

A las universidades que conforman el Programa de Posgrado Interinstitucional en Ciencias Hídricas, por ser públicas y de calidad, siempre.

TABLA DE CONTENIDOS

RESUMEN	7
ABSTRACT	8
INTRODUCCIÓN	9
OBJETIVOS	16
OBJETIVO GENERAL	16
OBJETIVOS PARTICULARES	16
MATERIALES Y MÉTODOS	17
ÁREA DE ESTUDIO	17
TOMA Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS	19
Muestras cualitativas de fitoplancton.....	19
Muestras cuantitativas de fitoplancton	20
DETERMINACIÓN <i>IN SITU</i> DE PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS COMPLEMENTARIOS	20
ANÁLISIS DE MUESTRAS DE FITOPLANCTON	21
Análisis cualitativo de fitoplancton.....	21
Análisis cuantitativo de fitoplancton.....	23
CÁLCULO DE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA	26
Riqueza específica	26
Diversidad	26
Dominancia	27
CÁLCULO DE ÍNDICES TRÓFICOS	27
Cociente de Diatomeas	27
Cociente Compuesto.....	28
Índice Diatomológico Genérico	28
TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS	30
RESULTADOS	31
TAXA IDENTIFICADOS EN LAS MUESTRAS	31
PRESENCIA PORCENTUAL DE LOS DISTINTOS GRUPOS MICROALGALES	36
PARÁMETROS CUANTITATIVOS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA Y PARÁMETROS FISCOQUÍMICOS COMPLEMENTARIOS	38
DISTRIBUCIÓN DE LA ABUNDANCIA DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICOS DE DIATOMEAS.....	40
ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA	40
ÍNDICES TRÓFICOS.....	42



Cociente de Diatomeas	42
Cociente Compuesto.....	42
Índice Diatomológico Genérico	42
ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES	43
Análisis de las variables	44
Análisis de las unidades de observación.....	46
Biplot	47
DISCUSIÓN	49
CONCLUSIONES.....	54
BIBLIOGRAFIA	56
ÍNDICE DE FIGURAS	67
ÍNDICE DE TABLAS.....	68
LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS.....	69
ANEXO	70

RESUMEN

El río Chubut tiene múltiples usos y brinda variados servicios a las comunidades del VIRCh y Puerto Madryn. El conocimiento físico y químico de los ambientes acuáticos es de suma utilidad, aunque deben conocerse también la estructura y la dinámica de las comunidades residentes. Los cambios en la composición del fitoplancton son indicadores de la condición ecológica del ambiente. Entre las microalgas, las diatomeas son excelentes bioindicadores. En este estudio se evaluó la calidad del agua del curso inferior del río Chubut mediante índices tróficos durante un período anual. Se muestrearon estacionalmente cuatro sitios del curso inferior, se determinaron parámetros fisicoquímicos *in situ* y se realizaron los análisis cualitativos y cuantitativos de las muestras de fitoplancton en laboratorio. Se calcularon índices tróficos, parámetros cuantitativos y atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica, y se realizó el análisis descriptivo y estadístico multivariado de los datos. Durante el período anual estudiado las diatomeas fueron el grupo algal dominante, siendo más abundantes las céntricas en el tramo superior. Se registraron floraciones algales en otoño e invierno en el tramo superior del curso. La floración de otoño estuvo conformada por las diatomeas céntricas *Stephanodiscus alpinus* y *Aulacoseira granulata* y en menor proporción por la cianobacteria *Dolichospermum* sp. La floración de invierno fue exclusivamente de *A. granulata*. Se observaron valores bajos de diversidad en el río a la salida del embalse en otoño e invierno, coincidentes con las floraciones algales, y en todas las estaciones del año se observó una recuperación de la diversidad entre 28 de Julio y Trelew. El Cociente de Diatomeas presentó correlación positiva con la abundancia celular y la biomasa y fue concordante con los resultados de los atributos ecológicos, indicando un estado eutrófico en el tramo superior y oligotrófico aguas abajo. Esto evidencia la influencia del embalse Florentino Ameghino en los procesos ecológicos que ocurren en el río y que determinan su calidad de agua. El Índice Diatomológico Genérico, aplicado por primera vez en la Argentina, dio como resultado que todos los sitios muestreados presentan calidad ecológica deficiente o mala. Los índices aplicados deberían calibrarse para el río Chubut con todos los parámetros fisicoquímicos del sistema lótico y con los parámetros operativos del embalse.

Palabras clave: calidad de agua, río Chubut, índices tróficos.

ABSTRACT

The Chubut River has multiple uses and provides various services to the communities of VIRCh and Puerto Madryn. Knowing the physical and chemical characteristic of aquatic environments is useful, as well as understanding the structure and dynamic of resident communities. Changes in phytoplankton composition serve as indicators of ecological conditions, with diatoms particularly effective as bioindicators. This study evaluated water quality in the lower course of the Chubut River over an annual period using trophic indexes. Four sites were seasonally sampled, with *in situ* determination of physicochemical parameters and phytoplankton samples analysis in laboratory. Trophic indexes, quantitative parameters and ecological attributes of the phytoplankton community were calculated, followed by descriptive analysis and statistical multivariate analysis of the data. Throughout the study period diatoms dominated, with centric diatoms being more abundant in the upper section. Algal blooms were observed in autumn and winter in the upper section. In autumn the bloom was primarily composed of *Stephanodiscus alpinus* and *Aulacoseira granulata*, along with *Dolichospermum* sp. in smaller quantities, and exclusively made up of *A. granulata* in winter. Lower diversity values coincided with algal blooms at the reservoir outlet in autumn and winter, with diversity recovering between 28 de Julio and Trelew in all seasons of the year. The Diatom Quotient positively correlated with cell abundance and biomass and was consistent with the ecological attributes results, indicating eutrophic state in the upper section and oligotrophic state downstream. This shows the influence by the Florentino Ameghino reservoir on the ecological processes that occur in the river and determine its water quality. The Generic Diatomological Index, first applied in Argentina, indicated poor or bad ecological quality at all sampled sites. The trophic indexes applied should be calibrated with all the physicochemical parameters of the Chubut River and with the operational parameters of the reservoir.

Keywords: water quality, Chubut River, trophic indexes

INTRODUCCIÓN

El río Chubut tiene sus nacientes en los sectores cordilleranos de las provincias de Chubut y Río Negro. La cuenca abarca una superficie de 53.234 km² extendiéndose hasta el Océano Atlántico, donde el río Chubut encuentra su desembocadura. Al dejar el ambiente cordillerano, el río atraviesa la meseta patagónica sin recibir aportes de ningún tributario permanente. Solamente durante las esporádicas tormentas, los arroyos efímeros se activan y descargan torrencialmente en el río (Kaless *et al.*, 2008).

En el extremo oriental de la provincia del Chubut, a 190 km aguas arriba de la desembocadura en el Océano Atlántico, se encuentra la presa Florentino Ameghino. Ésta regula las aguas del río Chubut y los aportes temporarios del río Chico, que confluyen a pocos kilómetros aguas arriba, antes de crearse el embalse. Hacia aguas abajo, a lo largo de 75,5 km, el río transita por un estrecho valle flanqueado por numerosas cuencas torrenciales. Estas cuencas se desarrollan en un área de 92.402 ha y aportan importantes volúmenes líquidos y sólidos al río Chubut cuando se producen intensas tormentas de corta duración (Kaless *et al.*, 2008). Al final del tramo, el valle se ensancha abruptamente para constituir el Valle Inferior del Río Chubut (VIRCh), el cual posee 18.000 ha bajo riego (Díaz *et al.*, 2021).

El VIRCh es sede de numerosos asentamientos poblacionales como la aldea del Dique Florentino Ameghino y las ciudades de 28 de Julio, Dolavon, Gaiman, Trelew y Rawson. Según datos del INDEC (2022), la población del VIRCh censada en ese año ascendía a los 158.402 habitantes.

En la mayor parte de la provincia del Chubut las precipitaciones medias anuales son inferiores a los 200 mm, lo que determina las condiciones de aridez de la provincia (Hoffmann, 1975, como se citó en Arbuinés y Colombani, 2008). En el VIRCh las mayores precipitaciones se producen en las estaciones de otoño e invierno (Arbuinés y Colombani, 2008). Hasta la construcción del dique, el tramo inferior del río Chubut contaba con un régimen típicamente pluvio-nival. Con la operación del embalse se logró una mayor uniformidad en la distribución de los caudales. El promedio de los caudales medios mensuales es prácticamente constante con un valor de 40 m³/s (Kaless *et al.*, 2008).

El río Chubut tiene su desembocadura en la bahía Engaño, en forma de estuario. Según Perillo & Piccolo (1989), en base a la clasificación de Hansen & Rattray (1966), el estuario corresponde al Tipo 1, con algo de estratificación vertical observada del lado del mar de la zona frontal. En este tipo de estuario, el flujo neto es hacia el mar en toda su profundidad y el transporte de sal corriente arriba se produce por difusión (Sastre *et al.*, 1990). Orfila y Scapini (1987) observaron que, durante descargas normales del río, la zona frontal formada por la entrada de la marea en el estuario se encuentra a menos de 2 km de la desembocadura. Posteriormente, Perillo y Piccolo (1989) determinaron que bajo condiciones de descargas excepcionalmente bajas del río Chubut, la zona frontal puede ser observada hasta 4,5 km aguas arriba de la desembocadura, mostrando que la intrusión salina debida a los efectos de la marea llega más al interior que durante descargas normales.

En cuanto a la calidad del agua superficial de los recursos de la provincia del Chubut, Scapini y Orfila (1984) concluyeron que en líneas generales los recursos superficiales exhibían una calidad cercana a la prístina, siendo el río Chubut el único en el que su potencial contaminación por descargas urbanas e industriales dio origen a estudios de capacidad autodepuradora. En tal sentido, Scapini *et al.* (1983) indicaron que la calidad de las aguas del río era buena, detectando dos industrias críticas (que actualmente han discontinuado su actividad). Posteriormente, Owen (2010) infirió una buena calidad del agua en distintos puntos del tramo inferior entre el puente nuevo Tom Bach de Dolavon y el puente nuevo de Rawson, en base al elevado contenido de oxígeno disuelto que garantiza su capacidad autodepuradora, al reducido tenor bacteriano y a la escasa presencia de materia orgánica biodegradable. Liberoff *et al.* (2019) encontraron que las concentraciones de fósforo reactivo soluble y fósforo total exhibían un marcado aumento en sentido aguas abajo y el nitrógeno total, si bien tenía valores más altos en la cuenca superior del río, mostraba un aumento abrupto en la cuenca inferior, aguas abajo de la ciudad de Trelew, la más grande de la cuenca.

A partir de atributos biológicos como la abundancia celular y la biomasa algal, y de índices tróficos como el de Cociente de Diatomeas y el Compuesto, Santinelli *et al.* (1992) concluyeron que el río Chubut se trata de un curso de agua eutrofizado. Sastre *et al.* (1998) afirman que el aumento de la mayoría de los parámetros fisicoquímicos (turbidez, conductividad, alcalinidad, dureza total, concentración de amonio, cloruros, sulfatos, calcio y magnesio) y la presencia de ciertas especies fitoplanctónicas (*Aulacoseira granulata* y *Stephanodiscus* spp.) aguas abajo del embalse Dique Florentino Ameghino, indican un gradiente de eutrofización en el sentido longitudinal del río y diferencian tres tramos: el primero, homogéneo, que corre por un área muy poco habitada entre el Dique F. Ameghino y Dolavon, con bajas concentraciones de los parámetros medidos; el segundo, situado en un área de alto impacto antropogénico, entre Gaiman y Trelew, con aportes de efluentes urbanos, industriales y agrícolas, en el que los valores se incrementan significativamente; y el tercero, desde Trelew hasta aguas abajo de la Planta Potabilizadora de Rawson, donde los valores aumentan levemente mostrando una estabilización con altas concentraciones de las variables estudiadas.

En el tramo más bajo del curso inferior del río Chubut se han detectado grandes floraciones estivales de diatomeas, en particular de la especie *Aulacoseira granulata*, favorecidas por el aumento de la turbidez, la temperatura y el pH y por la disminución del caudal del río (Sastre *et al.*, 1994b). Esto ha ocasionado serios problemas operativos por taponamiento de los filtros de arena de las plantas potabilizadoras de Puerto Madryn, Trelew y Rawson, afectando el normal abastecimiento de agua potable a esas ciudades (Sastre *et al.*, 1994a).

Aguas abajo del embalse Dique F. Ameghino, el río Chubut, posee diversos usos que incluyen irrigación, bebida de ganado, fuente de agua potable para las localidades 28 de Julio, Dolavon, Gaiman, Trelew, Puerto Madryn y Rawson, fuente de agua para procesos industriales de Trelew, Puerto Madryn y Rawson, y para recreación (navegación deportiva, pesca y kayaquismo). Asimismo, ha sido y es utilizado para verter efluentes líquidos de distinta naturaleza, entre los que se encuentran líquidos cloacales, pluviales e industriales. Actualmente las descargas puntuales con diferentes grados de tratamiento, caudal e intermitencia se originan en descargadores

de fondo del Dique, cámara séptica cloacal del Dique, descargas de instalaciones sanitarias del camping, una planta caolinera, retrolavado de filtros de plantas potabilizadoras, retorno de canales de riego, retorno de canales de drenajes, pluviales de Trelew (eventual), cloacales de Rawson, y dos industrias pesqueras (una antes del puente Kirchner de la ciudad de Rawson y otra en zona portuaria). Entre las fuentes difusas se incluyen la actividad portuaria, la escorrentía agrícola-ganadera y la escorrentía natural (L.L. Palloni, comunicación personal, 8 de septiembre de 2022).

La multiplicidad de usos y los servicios que el río Chubut brinda a las comunidades del valle homónimo y a Puerto Madryn, conlleva necesariamente al estudio de su calidad. Según predicciones realizadas por Pessacg *et al.* (2020), la cantidad de agua del río Chubut alcanzará reducciones del orden del 40% hacia fines de siglo, por lo que resulta de gran importancia mantener el estudio de su calidad en el tiempo.

Realizar estudios sobre las características fisicoquímicas (temperatura, pH, conductividad, turbidez, sólidos totales disueltos y concentración de oxígeno disuelto) y químicas del agua (demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, concentración de nutrientes, metales traza, hidrocarburos, biocidas y contaminantes emergentes) se ha considerado como el principal método para determinar la calidad de los cuerpos de agua dulce. Si bien las medidas de estas variables son muy precisas, y con los avances tecnológicos más recientes resultan más accesibles económicamente e incluso algunas se pueden automatizar, estos análisis se refieren a una muestra instantánea ya que reflejan la calidad al momento de tomar la muestra dentro de un sistema muy dinámico y cambiante (Domínguez *et al.*, 2022). Estos estudios tampoco revelan el riesgo tóxico, la integridad biótica y el impacto real de las actividades antrópicas sobre los recursos acuáticos (López Fuerte y Siqueiros Beltrones, 2011).

Actualmente se acepta que el conocimiento físico y químico de los ambientes a estudiar es de suma utilidad en la tipificación de los ecosistemas, pero debe conocerse también cuál es el estado de las comunidades residentes a través de la información sobre su estructura y dinámica. Los factores bióticos y abióticos generan situaciones de estrés natural en los organismos acuáticos, que resultan determinantes en la estructuración de los diferentes niveles de organización biológica. Sin embargo, la actividad humana puede modificar estos factores de estrés y además puede aportar nuevos estresores, ajenos al cuerpo de agua. Cuando la capacidad de amortiguar estos cambios por parte de los ecosistemas se ve alterada, las comunidades biológicas comienzan a modificar su composición favoreciendo organismos tolerantes capaces de afrontar las nuevas condiciones (Markert *et al.*, 2003).

Al comparar los cambios entre lugares naturalmente conservados con otros afectados por contaminación se han podido establecer comunidades asociadas a distintos grados de polución y elaborar escalas de calidad biológica del agua (Domínguez *et al.*, 2022). Esto dio lugar a una herramienta biológica denominada bioindicador o indicador biológico de calidad del agua, que utiliza las diferentes tolerancias que tienen distintos organismos (Johnson *et al.*, 1993). Un bioindicador es aquel organismo que permite cuantificar y calificar el nivel y la evolución de la contaminación presente en un determinado ecosistema, gracias a su sensibilidad diferencial a diversas sustancias contaminantes (Blanco *et al.* 2006).

Los indicadores biológicos se suelen calibrar con los parámetros físicos y químicos para determinar su grado de respuesta y proponer escalas aplicables en las diferentes regiones. La calibración tiene en cuenta la comunidad existente en lugares de referencia (o donde se conservan más las condiciones naturales), y los valores de los parámetros físicos y químicos y las comunidades presentes en lugares contaminados o alterados por la acción humana, donde algunos de estos parámetros se ven alterados. Aún en segmentos de un mismo río, para que un bioindicador sea adecuado debe ser más sensible a los estresores originados por el ser humano que a las variaciones naturales del ambiente (Domínguez *et al.*, 2022).

Una de las ventajas de los bioindicadores es que, en lugar de presentar una imagen instantánea o fotografía del estado del agua, se los puede considerar una película, ya que los organismos permanecen en el cuerpo de agua todo el tiempo. Los indicadores biológicos y los parámetros fisicoquímicos son complementarios y no alternativos en la evaluación de los ecosistemas acuáticos (Domínguez *et al.*, 2022). El empleo de bioindicadores provee, además, parámetros biológicos para reglamentar valores de calidad de agua aceptables para el funcionamiento del ecosistema. Por otro lado, la fácil interpretación de los resultados convierte a los indicadores biológicos en una herramienta muy potente de educación y difusión de la importancia de la calidad del agua y del estado o la integridad ecológica de los ecosistemas (Barbour *et al.*, 1996; Domínguez *et al.*, 2020).

Los cambios en la composición del fitoplancton son buenos indicadores de la condición ecológica y la salud del ambiente, ya que el fitoplancton juega un papel importante en los procesos de eutrofización, el ciclado de nutrientes y la dinámica de las tramas tróficas (EPA, 2005). Como el fitoplancton se encuentra en suspensión y es transportado a través de la columna de agua, es capaz de integrar los impactos ambientales de un área geográfica amplia por lo que su utilización como indicador de calidad de agua y de la integridad del ecosistema puede ser más apropiada para evaluar, a mediana o gran escala, ecosistemas donde es un componente importante (Stevenson & White, 1995; Smol & Stoermer, 2010). Por otra parte, los cambios en la estructura y la actividad del fitoplancton a menudo preceden cambios a gran escala o a largo plazo en la función del ecosistema (Paerl & Peierls, 2008).

Existen numerosos estudios sobre las respuestas estructurales del fitoplancton frente a factores de estrés antropogénicos. Por ejemplo, Smith *et al.* (1999) y Smith (2003) destacaron como efecto de la eutrofización en sistemas fluviales al aumento de la biomasa y a los cambios en la composición específica. Por otro lado, Fleeger *et al.* (2003) diferenciaron efectos tóxicos directos e indirectos de hidrocarburos, metales pesados y pesticidas sobre la estructura del fitoplancton en sistemas acuáticos. Los efectos tóxicos directos pueden provocar declinación de las especies sensibles, aumento en la fracción algal de menor tamaño y reducción de la abundancia, pero el efecto indirecto de los tóxicos, por el contrario, puede aumentar la abundancia algal cuando los microorganismos pastoreadores son selectivamente eliminados. Asimismo, Xu *et al.* (1999) señalaron que, en relación con un ecosistema contaminado, un ecosistema saludable tendrá una comunidad fitoplanctónica con alta diversidad y baja biomasa.

Las diatomeas se han incluido en la evaluación de la calidad del agua de los ríos desde los primeros estudios de Kolkwitz & Marsson (1908, como se citó en Licursi y

Gómez, 2003). Numerosos estudios que tratan sobre la evaluación de la calidad del agua se han centrado en la aplicación de metodologías estandarizadas basadas en ensambles de diatomeas (Whitton *et al.*, 1991; Whitton & Rott, 1996; Descy & Coste, 1990, Prygiel & Coste, 1999, como se citó en Licursi y Gómez, 2003). La mayoría de estos estudios se realizaron en el hemisferio norte, en particular en países de Europa. Sin embargo, también se ha replicado esta metodología en varios países de América como Argentina, Uruguay, Chile, Perú, Brasil, México y Estados Unidos (Santinelli *et al.* 1992; Santinelli *et al.*, 1996; Hill *et al.*, 2000; Gómez & Licursi, 2001; Del Toro *et al.*, 2003; Salomoni *et al.*, 2006; Potapova & Charles, 2007; Velázquez Bucio, 2007; Lobo *et al.*, 2010; Bere & Tundisi, 2012; Alarcón Rojas & Peláez Peláez, 2014; Sathicq, 2017; Ferrari *et al.*, 2019; Piccardo Antunez, 2020).

Existen una serie de ventajas del uso de diatomeas como bioindicadores en ecosistemas fluviales (McCormick & Cairns, 1994; Descy & Ector, 1999; Licursi y Gómez, 2003; Toro *et al.*, 2003; Licursi *et al.*, 2006; Tall *et al.*, 2006; Coste *et al.*, 2008; Resh, 2008; Confederación Hidrográfica del Duero, 2010), entre ellas:

- **Cosmopolitismo, ubicuidad y bajo grado de endemismo:** su distribución es prácticamente mundial. Pueden estar presentes en prácticamente todos los sistemas acuáticos con condiciones ambientales muy diferentes (desde los polos hasta las regiones desérticas, tanto en aguas dulces como en mares, aguas salobres, termales e hipersalinas), desarrollándose en una gran variedad de formas vitales (planctónicas, coloniales, perifíticas, etc.), por lo que pueden ser empleadas como bioindicadores virtualmente en todo ecosistema. Son el grupo que más suele contribuir a las comunidades algales de los distintos cuerpos de agua. Existe una gran mayoría de especies que aparecen con abundancia en todo el planeta, de forma que muchos índices diatomológicos tienen aplicabilidad universal, lo que permite estudios comparativos entre regiones diferentes, que en otros casos son inviables.

- **Diversidad:** son un grupo de organismos ampliamente diversificado, existen decenas de miles de especies, subespecies, variedades y formas descritas, cada una de ellas con sus propios rangos de valencia ecológica y sensibilidad, es decir, de tolerancia frente a una gran variedad de factores ambientales. Por lo tanto, la capacidad de diagnosis de la calidad del agua de los índices diatomológicos es comparativamente superior a otros índices bióticos.

- **Sensibilidad:** al formar parte de los productores primarios en los sistemas acuáticos, son sensibles a los cambios en la naturaleza química del medio, en particular a la concentración de nutrientes (P, N, Si) y a la presencia de contaminantes orgánicos. También responden rápidamente a factores tales como la temperatura, la luz, la conductividad, la velocidad de la corriente, la acidificación y la herbivoría. Al estar constantemente en contacto con el agua, reaccionan de forma altamente específica a las alteraciones ambientales de los ecosistemas en los que se desarrollan. Son indicadores confiables del estado trófico. Los rangos de tolerancia a los cambios en el entorno para las distintas especies están identificados.

- **Requerimientos ecológicos conocidos:** las condiciones ambientales necesarias y los factores de adaptación son conocidos para la mayoría de las especies.

- Facilidad de muestreo: pueden muestrearse en cualquier tramo fluvial con un esfuerzo en tiempo y materiales relativamente bajo cuando se recolectan en pequeñas áreas.
- Facilidad de manipulación: son especialmente manipulables debido a que sus paredes celulares de sílice rara vez se dañan al ser muestreadas.
- Preservación indefinida de las muestras: las muestras pueden ser preservadas para futuras revisiones. Las preparaciones realizadas para su identificación son permanentes, lo que facilita la comparación entre investigadores.
- Posibilidad de ser cultivadas: lo que las hace ideales para experimentos en condiciones controladas, para estudiar respuestas a cambios ambientales.
- Precisión estadística: los índices diatomológicos más usuales se basan en la identificación de un mínimo de 200 individuos por muestra. Esto hace que el error cometido en la estimación de la composición de la comunidad sea bajo, lo que supone una mayor fiabilidad y precisión de estos métodos desde el punto de vista estadístico.

Entre los inconvenientes del uso de las diatomeas como bioindicadores, pueden mencionarse: la identificación taxonómica compleja, sobre todo si se quieren identificar especies y subespecies/variedades/formas; los cambios nomenclaturales permanentes; la necesidad de más estudios sobre la autoecología de las especies, es decir, sobre las características morfológicas y funcionales de los organismos, y las relaciones entre éstas y las condiciones que caracterizan el medio donde viven habitualmente; y la baja sensibilidad a cambios físicos estructurales del hábitat.

El estado trófico de un ambiente acuático puede ser estimado mediante la aplicación de índices tróficos, basados en la composición de la comunidad fitoplanctónica y en las características ecológicas de los taxa que la componen. Cuando se habla del estado trófico de un ecosistema acuático se hace referencia a su nivel de productividad biológica, que está determinado principalmente por la concentración de nutrientes. Los tres estados tróficos principales son: oligotrófico, caracterizado por bajas concentraciones de nutrientes, elevada transparencia o profundidad de penetración de la luz, alto contenido de oxígeno disuelto, baja abundancia fitoplanctónica y en consecuencia bajas concentraciones de clorofila *a* y de biomasa; mesotrófico, estado intermedio entre oligotrófico y eutrófico; y eutrófico, caracterizado por niveles altos de nutrientes, escasa transparencia o profundidad de penetración de la luz; bajas concentraciones de oxígeno disuelto (pudiendo llegar al agotamiento), elevada abundancia fitoplanctónica (pudiendo ocurrir floraciones algales) y en consecuencia elevadas concentraciones de clorofila *a* y de biomasa.

En la Argentina, se han aplicado distintos índices tróficos que utilizan microalgas en las regiones de La Pampa, Cuyo, Río de la Plata, Noroeste y Patagonia. Entre ellos se encuentran el IDP (Índice de Diatomeas Pampeano) (Gómez & Licursi, 2001; Mirande y Tracanna, 2005), el IBIRP (Índice de Integridad Biótica del Río de La Plata) (Gómez *et al.*, 2012), el IDPm (IDP modificado) (Licursi y Gómez, 2003; Taboada, 2017), los Índices Compuesto, Euglenal y de Diatomeas de Nygaard (1949, como se citó en Santinelli *et al.*, 1992; Seeligmann, 1999; Mirande y Tracanna, 2005), el índice Clorofitas/Diatomeas (Mirande y Tracanna, 2005), el Ds (Índice de Déficit de Especies de Kothé (1962 como se citó en Salusso, 1998; Salusso y Moraña, 2002; Mirande y



Tracanna, 2005), el DAIp (Diatom Assamble Index to organic pollution) de Watanabe *et al.* (1990, como se citó en Salusso, 1998; Salusso y Moraña, 2002; Apumaita *et al.*, 2016), y el Índice de saprobiedad de Sládecek (1973, como se citó en Locascio de Mitrovich *et al.*, 1997).

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar la calidad de agua del curso inferior del río Chubut mediante índices tróficos durante un período anual.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Identificar los taxa fitoplanctónicos presentes en cuatro sitios del curso inferior del río Chubut en las diferentes estaciones del año.
- Calcular índices tróficos, parámetros cuantitativos y atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica.
- Describir los sitios de muestreo por estación del año en función de los índices tróficos, de los parámetros cuantitativos y atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica, y de los parámetros fisicoquímicos complementarios.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El curso inferior del río Chubut se encuentra al noreste de la provincia del Chubut- Argentina y se extiende desde el Embalse Florentino Ameghino, a 190 km aguas arriba de la desembocadura del río en el Océano Atlántico, hasta el puerto Rawson. En los primeros kilómetros del curso inferior, el río transita por un estrecho valle flanqueado por numerosas cuencas torrenciales. En su tramo final, desde la toma de agua para los canales de riego (Boca Toma, aguas arriba de 28 de Julio), el valle se ensancha abruptamente para constituir el Valle Inferior del Río Chubut (VIRCh).

Se fijaron sitios de muestreo en los siguientes puntos (Figura 1):

- I) Puente del Dique Florentino Ameghino (DFA) ($43^{\circ}41'55''\text{S}$; $66^{\circ}28'39''\text{O}$)
- II) Puente de 28 de Julio (28 J) ($43^{\circ}22'00''\text{S}$; $65^{\circ}53'19''\text{O}$)
- III) Planta potabilizadora de Trelew (Tw) ($43^{\circ}16'34''\text{S}$; $65^{\circ}16'24''\text{O}$)
- IV) Muelle del barrio Rodaj Park, Rawson (Rw) ($43^{\circ}17'32''\text{S}$; $65^{\circ}09'12''\text{O}$)

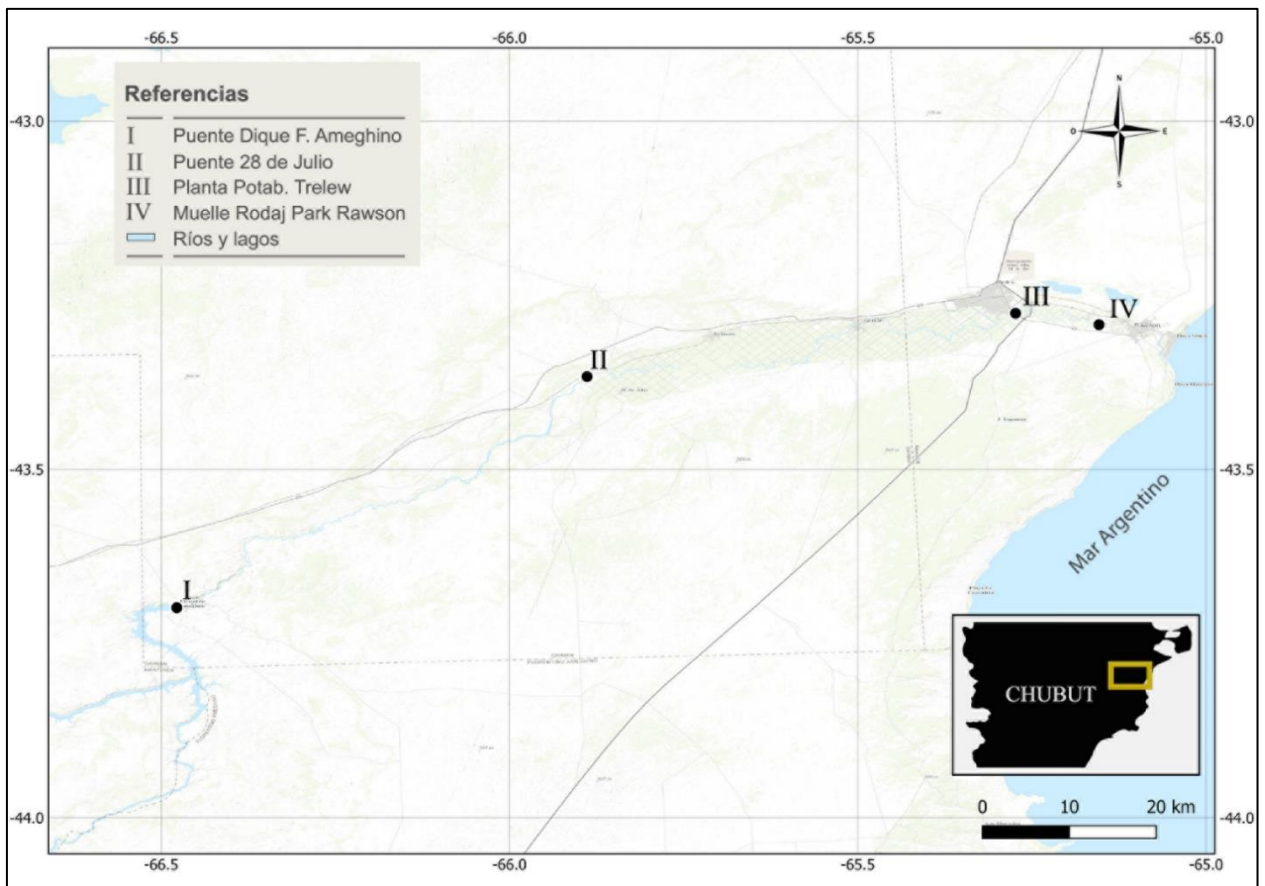


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el área de estudio.

Los sitios fueron georreferenciados utilizando un GPS marca *Garmin*® modelo *eTrex Summit*.

Los sitios de muestreo fueron seleccionados en función de los resultados de estudios previos: el sitio I (DFA) se encuentra al inicio del curso inferior del río Chubut, inmediatamente aguas abajo del Embalse Florentino Ameghino (Figura 2); el sitio II (28 J) se encuentra luego de un tramo del río flanqueado por cuencas torrenciales, con menor impacto antropogénico (Figura 3); y los sitios III (Tw) y IV (Rw) (Figuras 4 y 5) se encuentran aguas abajo del valle irrigado y de las ciudades de 28 de Julio, Dolavon, Gaiman y Trelew.

Se realizó un muestreo en cada estación del año: octubre de 2022, enero, abril y julio de 2023.



Figura 2. Sitio I: Puente del Dique Florentino Ameghino (DFA). (a) Puente; (b) vista desde el puente.

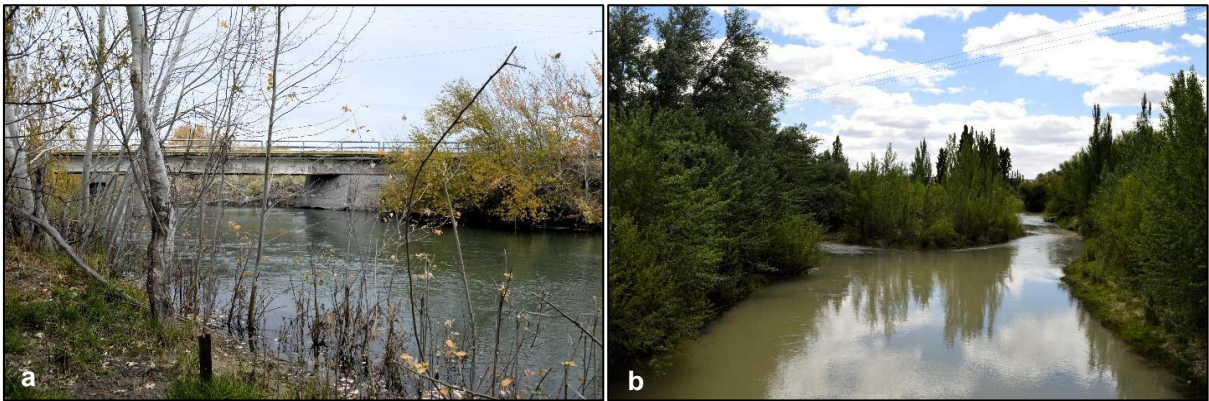


Figura 3. Sitio II: Puente de 28 de Julio (28J). (a) Puente; (b) vista desde el puente.



Figura 4. Sitio III: Planta potabilizadora de Trelew (Tw). (a) Tomas de agua; (b) vista desde la toma.



Figura 5. Sitio IV: Muelle del barrio Rodaj Park, Rawson (Rw). (a) Muelle; (b) vista desde el muelle.

TOMA Y CONSERVACIÓN DE MUESTRAS

La toma y conservación de las muestras fue realizada según Venrick (1995) y Ferrario *et al.* (1995).

Muestras cualitativas de fitoplancton

El muestreo cualitativo fue realizado mediante red de fitoplancton de 25 μm de apertura de malla, perteneciente al Laboratorio de Fitoplancton del IIH de la FCNyCS-UNPSJB, sede Trelew (Figura 6).



Figura 6. Muestreo utilizando red de fitoplancton.

Se conservaron dos submuestras en frascos plásticos de 250 mL (Figura 7): una viva refrigerada y al resguardo de la luz solar y otra fijada con formol al 4% (2,5 mL de solución de formol al 40%) o hasta que la muestra despidió un suave olor.



Figura 7. Frascos plásticos usados para la conservación de las muestras cualitativas.

Muestras cuantitativas de fitoplancton

El muestreo cuantitativo fue realizado con botella Van Dorn de 3 litros de capacidad, perteneciente al Laboratorio de Fitoplancton del IIH (Figura 8).

Las muestras fueron conservadas en botellas de vidrio ámbar de 250 mL con 0,5 mL de solución de Lugol o hasta que tomaron color amarillento.



Figura 8. Muestreo utilizando botella Van Dorn.

DETERMINACIÓN *IN SITU* DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS COMPLEMENTARIOS

Se realizaron las siguientes determinaciones *in situ* (Figura 9):

- Temperatura (T): según SM 2550 B (APHA, AWWA, WEF, 1998), mediante el empleo de sonda multiparamétrica marca *Hanna*® modelo 9511-5, perteneciente al Laboratorio de Química de la FCNyCS-UNPSJB, sede Trelew.

- pH: según SM 4500-H⁺ B electrométrico (APHA, AWWA, WEF, 1998), mediante el empleo de sonda multiparamétrica marca *Hanna*® modelo 9511-5.

- Conductividad: según SM 2510 B (APHA, AWWA, WEF, 1998), mediante el empleo de sonda multiparamétrica marca *Hanna®* modelo 9511-5.
- Oxígeno Disuelto (OD): según SM 4500-O G del electrodo de membrana (APHA, AWWA, WEF, 1998), mediante el empleo de sonda multiparamétrica marca *Lutron®* modelo WA-2015, perteneciente al Laboratorio de Microalgas de la FCNyCS-UNPSJB, sede Trelew.



Figura 9. Determinación *in situ* de parámetros fisicoquímicos complementarios.

ANÁLISIS DE MUESTRAS DE FITOPLANCTON

Análisis cualitativo de fitoplancton

El análisis cualitativo de fitoplancton fue realizado según Ferrario *et al.* (1995) y Venrick (1995) mediante el empleo de Microscopio Óptico (MO) con contraste de fases marca *Olympus®* modelo CX31 (Figura 10).

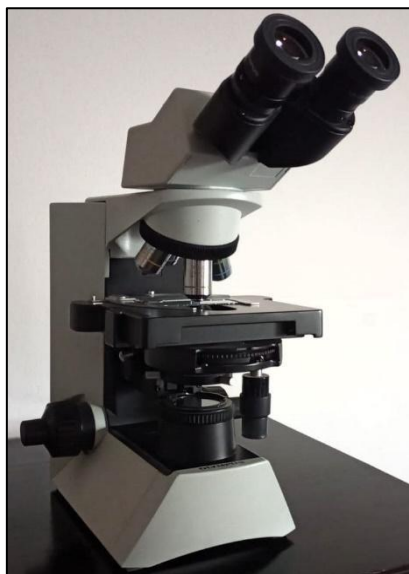


Figura 10. Microscopio Óptico con contraste de fases marca *Olympus®* modelo CX31 utilizado para el análisis cualitativo de fitoplancton.

Para la identificación de especies de diatomeas, la materia orgánica de las muestras fue oxidada utilizando ácido sulfúrico concentrado y soluciones saturadas

de permanganato de potasio y ácido oxálico, siguiendo el protocolo de Hasle & Frixell (1970) (Figura 11).



Figura 11. (a) Reactivos y (b) centrífuga utilizados para la oxidación de las muestras cualitativas.

Parte de las muestras oxidadas fue montada entre porta y cubreobjetos para ser observada bajo MO con objetivo de 100X de inmersión (1000X).

Otra parte se destinó a la observación utilizando Microscopio Electrónico de Barrido (MEB) marca Zeiss® modelo *Gemini 1 Sigma 300 VP* de la empresa Aluar SAIC (Figura 12). Para ello, las muestras fueron montadas sobre vidrios de 1 cm² adheridos a portaobjeto mediante cinta doble faz y metalizadas con oro.

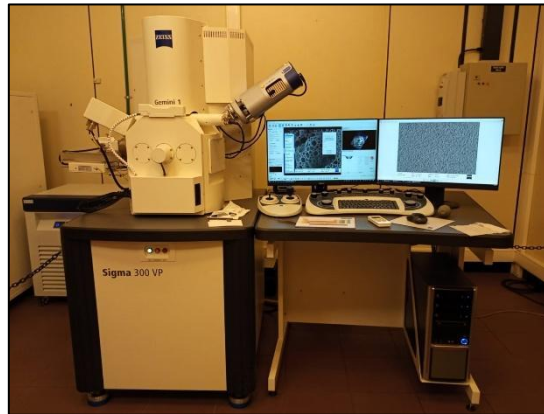


Figura 12. Microscopio Electrónico de Barrido marca Zeiss® modelo *Gemini 1 Sigma 300 VP* de la empresa Aluar SAIC utilizado para la identificación de especies de diatomeas.

Para fotografiar las especies características del curso inferior del río Chubut se utilizó un MO de epifluorescencia marca Zeiss® modelo *Axiolab 5*, equipado con cámara fotográfica de la misma marca, modelo *Axiocam 202 mono* (Figura 13).



Figura 13. Microscopio Óptico de epifluorescencia marca Zeiss® modelo AxioLab 5 utilizado para fotografiar a las especies características del curso inferior del río Chubut.

Para las determinaciones específicas, para Cyanobacteria se consultó a Anagnostidis & Komárek (1988), Komárek & Anagnostidis (2005) y Cronberg & Annadotter (2006). En el caso de Chlorophyta, se siguió a Komarkova-Legnerova (1969), Guarrera (1977), Komárek & Fott (1983), Tracanna (1982, 1985), Comas (1989a, 1989b), Guarrera & Echenique (1992a, 1992b) y Otaño & Santinelli, (1997). Para Charophyta, se consultó a Krieger (1937), Bourrelly (1972), Prescott *et al.* (1972) y Gayoso (1975). Para los análisis taxonómicos de Heterokontophyta se consultó a Huber-Pestalozzi (1942), Patrick & Reimer (1966, 1975), Ferrario (1975), Krammer & Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991, 2004), Ayestarán & Sastre (1995), Martínez de Fabricius *et al.* (2005), Sala (1996a, 1996b), Guerrero *et al.* (2001), Seeligmann (2000), Metzeltin *et al.* (2005), Seeligmann y Maidana (2003), Maidana y Seeligmann (2006, 2015), Maidana *et al.* (2008, 2011), Bahls *et al.* (2011), Spaulding (2011), Kociolek *et al.* (2015), Potapova (2020), Spaulding *et al.* (2021), entre otros. Para Euglenophyta se siguió a Huber- Pestalozzi (1955) y Tell y Conforti (1986), y en el caso de Dinoflagellata, a Boltovskoy (1999). Para todos los phyla se consultó también a Smith (1920), Parra *et al.* (1983) y Vinocur y Tell (1989).

La actualización taxonómica de los taxa presentes en las muestras fue recuperada de *AlgaeBase* el 02 de abril de 2024 (Guiry & Guiry, 2024).

Análisis cuantitativo de fitoplancton

El análisis cuantitativo de fitoplancton fue realizado según Villafañe y Reid (1995) y Venrick (1995), mediante el empleo de MO Invertido con contraste de fases marca Olympus® modelo CKX41, equipado con cámara fotográfica marca Olympus® modelo Evolt E-330, cámara de recuento y cubetas de sedimentación marca Hydrobios de 25, 50 y 100 mL, perteneciente al Laboratorio de Fitoplancton del IIH (Figura 14).



Figura 14. Microscopio Óptico Invertido con contraste de fases marca *Olympus*® modelo *CKX41* utilizado para el análisis cuantitativo de fitoplancton.

Se siguió el método de Utermöhl (1958, como se citó en Villafañe y Reid, 1995), que involucra el uso de microscopio invertido. Se deja sedimentar una muestra en un cilindro de sedimentación con cámara (Figura 15), de manera tal que después de un cierto tiempo, se puede asumir que todos los organismos presentes en la muestra se encuentran en la cámara de vidrio de sedimentación. El cilindro se separa entonces de la cámara, la cual tiene una altura menor que la distancia focal del condensador, con lo que es posible observar los organismos con el microscopio invertido.

La cámara consiste en una base rectangular de *Perspex*®, con un vidrio en la parte central que se sujeta con un anillo metálico. La base rectangular posee un pequeño orificio en uno de sus extremos (por donde se elimina el sobrenadante de la muestra), y una abertura circular de aproximadamente 26 mm de diámetro, sobre la cual se va a colocar el cilindro y posteriormente la muestra.

La muestra debe estar homogeneizada antes de colocarla en el cilindro de sedimentación, agitándose suavemente para no destruir las colonias. Una vez colocada la muestra en el cilindro, se lo tapa en la parte superior con una tapa de vidrio para evitar la pérdida de material por la parte inferior debido a la presión hidrostática. Luego de un tiempo, se retira la tapa para eliminar el sobrenadante de la muestra por el pequeño orificio que tiene la base rectangular. La cámara contiene los organismos que van a contarse. El tiempo de sedimentación depende no solo de la cantidad de muestra, sino también del fijador utilizado. En general se considera que las muestras fijadas con solución de Lugol sedimentan más rápidamente que aquellas fijadas con formol. Se recomienda dejar sedimentar 48 horas para cilindros de 50 y 100 mL y al menos 12 horas para cilindros de 10 mL. La elección del volumen de muestra depende de la concentración del material a examinar. Si la muestra es concentrada, se recomienda utilizar cilindros de 5, 10 o 25 mL. Cuando la concentración de fitoplancton es baja, se recomienda usar cilindros de 50 o 100 mL. Es aconsejable sedimentar dos submuestras de volúmenes diferentes, de manera de hallar el volumen más apropiado para las muestras a analizar. Se deben evitar la formación de burbujas de aire en el cilindro o la cámara, colocando muy lentamente la muestra por las paredes del cilindro; la evaporación de la muestra por temperatura

ambiente alta; y la resuspensión y/o pérdida de material por movimiento del cilindro de sedimentación.



Figura 15. Cilindros de sedimentación con cámara utilizados para la sedimentación de las muestras cuantitativas de fitoplancton.

Una vez sedimentadas las muestras, se realizó el recuento de células por transectas (Villafañe y Reid, 1995). Antes de empezar a contar, se verificó la distribución al azar de los organismos y se estableció contar un mínimo de 200 células en un área variable de la cámara. Para el conteo por transectas, se posiciona el campo de observación en la tangente izquierda de la cámara de sedimentación y se comienza a mover la platina horizontalmente, contando los organismos presentes en cada campo de observación, como así también aquellos que se encuentran cruzando en su límite superior y derecho (los organismos que se encuentran cruzando en el límite inferior e izquierdo se cuentan en la transecta siguiente). Cuando se llega al final de la transecta, se mueve la platina verticalmente, utilizando cualquier partícula como referencia para poder ubicar el campo de observación en la nueva posición. Entonces, se comienza a mover la platina horizontalmente en el sentido opuesto y manteniendo el mismo criterio de cómo contar los organismos que aparecen cruzando los límites del campo.

Luego se calcularon los siguientes parámetros cuantitativos de la comunidad fitoplanctónica:

Abundancia celular:

Una vez realizado el recuento de células, se multiplica el número de células contadas en el número de transectas barridas por el factor de transecta de la cámara circular (Ft) que tiene en cuenta la relación entre el área barrida en la transecta y el área total de la cámara, el cual depende del objetivo y el modelo de microscopio utilizado, y se divide por el número de transectas barridas y el volumen de muestra sedimentado.

$$Abundancia\ celular\ \left(\frac{células}{L}\right) = \frac{n^{\circ}\ de\ células\ contadas \cdot Ft}{n^{\circ}\ transectas\ barridas \cdot volumen\ sedimentado\ (L)}$$

Biomasa:

Una vez calculada la abundancia celular, se calculó la biomasa como peso fresco estimado mediante biovolúmenes celulares (Trevisan, 1978 en Santinelli *et al.*, 1996), como sigue:

$$\text{Biomasa} \left(\frac{mg}{L} \right) = \sum_{i=1}^S A_i \cdot V_i \cdot d \cdot 1E - 9$$

A_i = abundancia celular de la especie i en la muestra de botella $\left(\frac{\text{células}}{L} \right)$

V_i = biovolumen celular de la especie i $\left(\frac{\mu m^3}{\text{célula}} \right)$

d = densidad celular (asumida como $1 \frac{g}{cm^3}$)

S = n° total de especies

El biovolumen celular para cada especie presente en el río Chubut fue determinado por Santinelli *et al.* (1996).

CÁLCULO DE ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA

Se calcularon los siguientes atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica:

Riqueza específica (d) - Índice de Margalef (1957)

Se refiere a la variedad de especies de una comunidad. La división por el logaritmo natural de N se realiza para corregir el sesgo que puede surgir debido a la relación entre la riqueza de especies y el tamaño de la muestra, permitiendo la comparación entre muestras, independientemente de su tamaño.

Se calcula como sigue:

$$d = \frac{S - 1}{\ln N}$$

S = n° total de especies en la muestra de botella

N = n° total de individuos en la alícuota de botella contada

Una comunidad con un índice de riqueza específica elevado tendrá una variedad de especies mayor en comparación con otras de menor índice, teniendo en cuenta el número total de individuos presentes.

Diversidad (H) - Índice de Shannon (1948)

Se refiere a la distribución de las diferentes especies en relación con su abundancia relativa, es decir, a cómo se distribuyen los individuos entre las diferentes especies presentes.

Se calcula como sigue:

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i$$

p_i = abundancia relativa de la especie i en la muestra de red

S = n° total de especies

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = n° de individuos de la especie i en la muestra de red

N = n° total de individuos en la muestra de red

Una comunidad con alta diversidad tendrá una distribución más uniforme de individuos entre las especies, mientras que una con baja diversidad relativa puede estar dominada por unas pocas especies.

Dominancia (λ) - Índice de Simpson (1949)

Proporciona una medida cuantitativa de cómo se distribuyen los individuos de diferentes especies dentro de una comunidad y se refiere a la tendencia de una o varias especies a dominar numéricamente en detrimento de otras especies.

Se calcula como sigue:

$$\lambda = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

p_i = abundancia relativa de la especie i en la muestra de red

S = n° total de especies

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = n° de individuos de la especie i en la muestra de red

N = n° total de individuos en la muestra de red

El índice de Simpson varía entre 0 y 1. Un valor de 0 indica una comunidad donde todas las especies tienen la misma abundancia relativa (máxima diversidad), mientras que un valor de 1 indica una comunidad donde una sola especie domina completamente (mínima diversidad).

CÁLCULO DE ÍNDICES TRÓFICOS

Se calcularon los siguientes índices tróficos:

Cociente de Diatomeas (CD) según Nygaard (1949, como se citó en Sheath & Munawar, 1974).

Se calcula como sigue:

$$CD = \frac{\text{Céntricas}}{\text{Pennadas}}$$

expresado como número de especies de cada grupo morfológico en la muestra de red

Céntricas = diatomeas de simetría radial (clases Mediophyceae y Coscinodiscophyceae del phylum Heterokontophyta)

Pennadas = diatomeas de simetría bilateral (clase Bacillariophyceae del phylum Heterokontophyta)

Los rangos de este cociente determinados por Nygaard (1949, como se citó en Sheath y Munawar, 1974) para los distintos estados tróficos se muestran en la Tabla 1:

Tabla 1. Rangos del Cociente de Diatomeas determinados por Nygaard para los distintos estados tróficos.

CD	Estado trófico
0,00-0,20	Oligotrófico
0,20-3,00	Eutrófico

Cociente Compuesto (CC) según Nygaard (1949, como se citó en Sheath y Munawar, 1974).

Se calcula como sigue:

$$CC = \frac{\text{Cyanophyceae} + \text{Protococcales} + \text{Céntricas} + \text{Euglenophyta}}{\text{Desmidiales}}$$

expresado como número de especies de cada grupo taxonómico en la muestra de red

Cyanophyceae = especies de la clase *Cyanophyceae* del phylum *Cyanobacteria*

Protococcales = especies del antiguo orden *Protococcales*, actualmente bajo el orden *Chlorelales* de la clase *Trochouxiophyceae* y los órdenes *Sphaeropleales* y *Chlamydomonadales* de la clase *Chlorophyceae*, del phylum *Chlorophyta*

Euglenophyta = especies del phylum *Euglenophyta*

Desmidiales = especies del orden *Desmidiales* de la clase *Zygnematophyceae* del phylum *Charophyta*

Los rangos de este cociente determinados por Nygaard (1949, como se citó en Sheath y Munawar, 1974) para los distintos estados tróficos se muestran en la Tabla 2:

Tabla 2. Rangos del Cociente Compuesto determinados por Nygaard para los distintos estados tróficos.

CC	Estado trófico
0,0-1,0	Oligotrófico
1,0-2,0	Mesotrófico
>2,0	Eutrófico

Índice Diatomológico Genérico (IDG) según Rumeau & Coste (1988) en base a la fórmula de Zelinka y Marvan (1961, como se citó en Rimet & Ector, 2005).

La Directiva 2000/60/CE, conocida como Directiva Marco del Agua (DMA) establece un marco comunitario de acción en el ámbito de la política de aguas en la Unión Europea (UE). Esta normativa introdujo por primera vez el concepto de estado ecológico, definiéndolo como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales.

Los procedimientos propuestos por la DMA utilizan indicadores físicos, químicos, hidromorfológicos y biológicos para la evaluación del estado de conservación de las masas de agua. En su anexo V, la DMA establece que la escala de los índices de calidad ecológica debe dividirse en cinco clases, desde estado ecológico muy bueno hasta malo, pasando por bueno, aceptable y deficiente. La DMA en su anexo V también establece el uso de comunidades de organismos como bioindicadores de la calidad de las aguas en las que se desarrollan, dando un lugar destacado a las diatomeas gracias a la serie de características, descritas anteriormente, que las convierten en organismos idóneos para su uso como indicadores ecológicos.

Un índice diatomológico es un valor numérico adimensional, dentro de un rango arbitrario, que informa de la calidad ecológica del agua en un determinado punto. Se han desarrollado distintos índices diatomológicos en base a la fórmula de Zelinka y Marvan (1961, como se citó en Rimet & Ector, 2005), que difieren entre sí en la cantidad de taxa considerados.

El IDG, desarrollado por Rumeau & Coste (1988) en base a la fórmula de Zelinka y Marvan, mencionado como uno de los índices para dar cumplimiento a la DMA (Blanco *et al.*, 2007; Cejudo Figueiras, 2011), considera todos los géneros de agua dulce y presenta la facilidad práctica de requerir la determinación taxonómica sólo a nivel de género.

Se calcula sobre la base de las medias ponderadas de los valores de Sensibilidad a la contaminación (S), Valencia ecológica o grado de estenoecia (V) y Abundancia relativa porcentual (A) de cada uno de los géneros (i) presentes en la muestra, como sigue:

$$IDG = \frac{\sum_{i=1}^S S_i \cdot V_i \cdot A_i}{\sum_{i=1}^n V_i \cdot A_i}$$

S_i = sensibilidad genérica

V_i = valencia ecológica genérica

A_i = abundancia genérica relativa porcentual

S = n° total de géneros

$$A_i = \frac{n_i}{N} \cdot 100$$

n_i = n° de diatomeas del género i en la muestra de red

N = n° total de diatomeas en la muestra de red

S_i varía entre 1 (géneros muy resistentes a la contaminación, que se desarrollan en aguas contaminadas) y 5 (géneros muy sensibles a la contaminación, que habitan en aguas no contaminadas).

V_i varía entre 1 (géneros con valencia ecológica amplia, eurioicos, malos indicadores de calidad de agua) y 3 (géneros con valencia ecológica estrecha, estenoicos, buenos indicadores de calidad de agua).

El IDG varía de 1 a 5. Para llevar el índice a la escala de 1 a 20 y poder clasificar los sitios de muestreo según la escala propuesta por la DMA, el índice se reescala de la siguiente manera:

$$Q_{IDG} = IDG * 4,75 - 3,75$$

Así, se obtienen los rangos de clasificación de los ambientes acuáticos según su calidad ecológica mostrados en la Tabla 3:

Tabla 3. Rangos del Índice Diatomológico Genérico reescalado (Q_{IDG}) para los distintos niveles de calidad ecológica de los ambientes acuáticos.

Q_{IDG}	Calidad ecológica
1-5	Mala
5-9	Deficiente
9-13	Aceptable
13-17	Buena
17-20	Muy buena

TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS

Se realizó el análisis descriptivo de los datos obtenidos. Se elaboraron gráficos de barras apiladas de presencia porcentual de los distintos grupos algales en los sitios de muestreo para las diferentes estaciones del año, gráficos combinados de líneas y áreas de evolución de la abundancia celular, la biomasa y los parámetros fisicoquímicos complementarios, gráficos de líneas de evolución de la abundancia celular de diatomeas céntricas y pennadas y gráficos de barras de evolución de los atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del curso inferior del río Chubut para las diferentes estaciones del año. También se elaboraron tablas de presencia/ausencia de los taxa identificados en los sitios de muestreo para las distintas estaciones del año y tablas de los índices tróficos para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

Se realizó el análisis estadístico multivariado de los datos obtenidos, para lo que se elaboró una matriz de:

- 16 unidades de observación: 4 sitios de muestreo (Dique F. Ameghino, 28 de Julio, Trelew y Rawson) en cada una de las 4 estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno).
- 12 variables: 2 parámetros cuantitativos (abundancia celular y biomasa) y 3 atributos ecológicos (riqueza específica, diversidad y dominancia) de la comunidad fitoplanctónica, 3 índices tróficos (Cociente de Diatomeas, Cociente Compuesto e Índice Diatomológico Genérico) y 4 parámetros fisicoquímicos complementarios (temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad).

Para hallar similitudes entre los sitios de muestreo por estación del año en cuanto a las variables analizadas, se aplicó la técnica de Análisis de Componentes Principales, ACP (Legendre & Legendre, 2012), utilizando el Programa R versión 4.3.1 (R Core Team, 2023).

El ACP es una técnica estadística utilizada para reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos, manteniendo la mayor cantidad posible de información. Esto simplifica la complejidad de los datos facilitando su interpretación, y ayuda a la visualización de datos de alta dimensionalidad al proyectarlos en un espacio de menor dimensión. En el ACP, se representa según un modelo lineal, un conjunto de variables originales mediante un reducido número de variables hipotéticas, denominadas componentes principales. Estos componentes no están correlacionados entre sí, por lo tanto, se interpretan independientemente unos de otros y cada uno de ellos contiene una parte de la variabilidad total de la matriz de datos original.

RESULTADOS

A continuación, se presentan los resultados obtenidos a partir del análisis cualitativo y cuantitativo de las muestras. Se presenta el análisis descriptivo y el análisis estadístico multivariado de los datos (Análisis de Componentes Principales). En el Anexo se presenta el set de datos completo del presente trabajo.

TAXA IDENTIFICADOS EN LAS MUESTRAS

La Tabla 4 muestra la presencia/ausencia de los taxa identificados en los sitios de muestreo en las distintas estaciones del año.

Se muestran resaltadas las especies que estuvieron presentes en el 94% o más de las muestras, es decir, las especies características de todo el curso inferior del río Chubut (Figura 16).

Tabla 4. Presencia/ausencia de los taxa identificados en los sitios de muestreo en las distintas estaciones del año.

Referencias: 1: presencia; celda vacía: ausencia

	PRIMAVERA				VERANO				OTOÑO				INVIERNO			
	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw
PHYLUM HETEROKONTOPHYTA																
Clase Mediophyceae																
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	1				1	1		1	1							
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pleurosira laevis</i>			1	1			1	1								
Clase Coscinodiscophyceae																
<i>Melosira varians</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>A. granulata</i> var. <i>Angustissima</i>		1		1	1				1	1			1	1	1	1
<i>Urosolenia eriensis</i>													1	1	1	
Clase Bacillariophyceae																
<i>Asterionella Formosa</i>		1							1	1	1	1			1	
<i>Odontidium anceps</i>	1	1		1	1							1		1	1	1
<i>Diatoma vulgare</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1	1	1	1		1	1		1		1		1	1	1
<i>Fragilaria rumpens</i>														1	1	
<i>Fragilaria</i> sp. (462,50 µm)																1
<i>Fragilariforma virescens</i>										1	1					
<i>Stausosira construens</i>				1												
<i>Ulnaria acus</i>							1				1					
<i>Ulnaria ulna</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Tabellaria fenestrata</i>			1							1						
<i>Cocconeis placentula</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Achnantheidium minutissimum</i>															1	1

	PRIMAVERA				VERANO				OTOÑO				INVIERNO			
	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw
<i>Planothidium lanceolatum</i>	1			1	1	1	1		1	1	1					
<i>Planothidium delicatulum</i>			1				1									1
<i>Cymbella cistula</i>			1	1			1	1			1	1				
<i>Cymbella cymbiformis</i>			1										1			
<i>Cymbella tumida</i>							1	1								
<i>Encyonema leibleinii</i>															1	1
<i>Encyonema minutum</i>		1		1												
<i>Caloneis amphisbaena</i>			1	1		1		1				1		1	1	
<i>Diploneis crabro</i>											1	1				
<i>Frustulia vulgaris</i>		1	1													
<i>Frustulia saxonica</i>												1				
<i>Frustulia amosseana</i>		1														
<i>Gomphonella olivácea</i>	1	1			1	1		1		1	1	1				1
<i>Gomphonema pseudotenellum</i>	1	1	1	1			1							1	1	1
<i>Gomphonema angustatum</i>	1														1	1
<i>Gomphonema acuminatum</i>								1								
<i>Gomphonema kociolekii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1			1	1
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1	1	1	1		1	1	1			1	1			1	1
<i>Gyrosigma prolongatum</i>												1				
<i>Pleurosigma australe</i>											1					
<i>Navicula capitatoradiata</i>	1		1	1	1	1	1	1		1				1	1	1
<i>Navicula peregrina</i>			1	1				1						1	1	
<i>Navicula goersii</i>			1													
<i>Navicula lanceolata</i>		1	1	1	1		1	1				1		1		
<i>Navicula gregaria</i>				1												
<i>Navicula radiosa</i>			1	1			1				1	1		1	1	
<i>Navicula veneta</i>											1	1				
<i>Navicula cryptocephala</i>			1	1									1			
<i>Navicula spp.</i>			1													
<i>Placoneis rostrata</i>		1								1		1				1
<i>Craticula cuspidata</i>			1	1												
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1		1		1	1		1	1	1	1					1
<i>Reimeria sinuata</i>								1	1							
<i>Epithemia adnata</i>		1	1	1			1	1				1				
<i>Epithemia sorex</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Epithemia gibba</i>			1	1			1		1		1	1		1		1
<i>Rhopalodia gibberula var. vanheurckii</i>			1												1	
<i>Rhopalodia musculus</i>												1				
<i>Nitzschia acicularis</i>	1	1	1		1		1			1	1	1		1	1	1

	PRIMAVERA				VERANO				OTOÑO				INVIERNO			
	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw
<i>Nitzschia vermicularis</i>		1	1	1	1	1	1	1			1	1		1	1	1
<i>Nitzschia sigmoidea</i>			1	1				1			1	1		1	1	1
<i>Nitzschia sigma</i>															1	
<i>Nitzschia linearis</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1	1	1
<i>Nitzschia dissipata</i>	1	1			1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1
<i>Nitzschia pusilla</i>	1		1		1	1	1							1		
<i>Nitzschia palea</i>			1	1			1									
<i>Nitzschia frustulum</i>							1			1	1	1		1	1	
<i>Hantzschia amphioxys</i>				1			1	1								
<i>Tryblionella hungarica</i>			1	1		1										1
<i>Tryblionella calida</i>				1												
<i>Tryblionella brunoii</i>				1												
<i>Surirella librice</i>	1	1	1	1	1	1		1				1		1	1	1
<i>Surirella undulata</i>		1	1	1											1	
<i>Surirella lacrimula</i>			1													
<i>Surirella minuta</i>				1			1	1								
<i>Surirella ovalis</i>			1	1			1	1			1	1				
<i>Surirella angusta</i>												1				
<i>Iconella linearis</i>																1
<i>Iconella splendida</i>			1	1												
<i>Stenopterobia intermedia</i>											1	1				
Bacillariophyceae pennada sin identificar 20 µm									1		1	1		1	1	
Clase Chrysophyceae																
<i>Mallomonas</i> sp.					1	1										
PHYLUM CHLOROPHYTA																
Clase Trebouxiophyceae																
<i>Chlorella</i> sp.					1											
<i>Actinastrum hantzschii</i>					1						1			1		
<i>Oocystis</i> sp.		1														
Clase Chlorophyceae																
<i>Monoraphidium mirabile</i>		1														1
<i>Monoraphidium</i> sp.				1	1	1		1	1	1	1	1		1		1
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1	1			1	1		1	1							
<i>Coelastrum microporum</i>					1	1										
<i>Chlamydocapsa</i> sp.						1									1	1
<i>Pediastrum duplex</i>		1	1													
<i>Pediastrum musterii</i>																1
<i>Stauridium tetras</i>							1									
<i>Nephroclytium agardhianum</i>						1			1	1						

	PRIMAVERA				VERANO				OTOÑO				INVIERNO			
	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw
<i>Tetradasmus obliquus</i>			1	1												
<i>Desmodesmus communis</i>									1		1					
<i>Chlamydomonas</i> sp.															1	1
<i>Pandorina morum</i>	1	1	1		1	1										
<i>Eudorina elegans</i>								1								
Chlorophyceae Oedogoniales		1			1	1										
Clase Ulvophyceae																
Ulvophyceae Ulotrichales	1	1	1	1	1	1	1							1		
Chlorophyta sin identificar					1											
PHYLUM CHAROPHYTA																
Clase Zygnematophyceae																
<i>Closterium setaceum</i>	1	1			1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium acutum</i>	1					1				1	1	1				1
<i>Closterium calosporum</i>	1							1								
<i>Closterium braunii</i>				1												
<i>Closterium ehrembergii</i>											1	1				
<i>Closterium praelongoum</i>													1			
<i>Closterium</i> sp.																1
<i>Cosmarium</i> sp.	1								1							
<i>Gonatozygon</i> sp.	1															
<i>Pleurotaenium</i> sp.						1										
<i>Spirogyra</i> sp.					1	1		1				1				
<i>Spirotaenia</i> sp.				1												
PHYLUM DINOFLLAGELLATA																
Clase Dinophyceae																
<i>Ceratium hirundinella</i>					1	1			1	1	1	1				
<i>Peridinium</i> sp.					1	1			1	1						
PHYLUM EUGLENOPHYTA																
Clase Euglenophyceae																
<i>Euglena</i> sp.		1		1		1				1					1	
<i>Trachelomonas</i> sp.				1		1					1					
PHYLUM CRYPTISTA																
Clase Cryptophyceae																
Cryptophyceae sin identificar									1	1						
PHYLUM CYANOBACTERIA																
Clase Cyanophyceae																
<i>Arthrospira</i> sp.	1			1				1								
<i>Oscillatoria</i> sp.				1	1						1			1		1
<i>Planktothrix</i> sp.													1	1	1	1

	PRIMAVERA				VERANO				OTOÑO				INVIERNO			
	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw	DFA	28 J	Rw	Tw
<i>Aphanizomenon</i> sp.					1											
<i>Dolichospermum</i> sp.		1	1		1				1	1		1		1	1	
Cyanophyceae Chroococcales	1				1	1				1	1	1				
Cyanophyceae filamentosa sin identificar	1				1			1			1	1		1	1	
Total taxa	34	37	48	49	39	40	35	38	26	33	40	49	10	34	42	42

En las muestras recolectadas estuvieron presentes un total de 126 taxa pertenecientes a los phyla Heterokontophyta (clases Coscinodiscophyceae, Mediophyceae, Bacillariophyceae y Chrysophyceae), Chlorophyta, Charophyta, Dinoflagellata, Euglenophyta, Cryptista y Cyanobacteria, entre los cuales se pudieron identificar 70 géneros y 99 especies.

Las especies del phylum Heterokontophyta, *Melosira varians*, *Aulacoseira granulata*, *Stephanodiscus alpinus*, *Cocconeis placentula* y *Epithemia sorex* fueron identificadas en los cuatro sitios en todas las estaciones del año, mientras que las especies *Diatoma vulgare* y *Ulnaria ulna* fueron identificadas en 15 de los 16 muestreos (94%), encontrándose ausentes ambas en el Dique F. Ameghino en invierno. *Nitzschia linearis* (Heterokontophyta) y *Closterium setaceum* (Charophyta) estuvieron presentes en 14 de los 16 muestreos (87,5%); *Nitzschia linearis* estuvo ausente en el Dique F. Ameghino tanto en verano como en invierno, mientras que *Closterium setaceum* estuvo ausente en primavera en los sitios de Trelew y Rawson. Las especies de la clase Bacillariophyceae, *Gomphonema kociolekii* y *Nitzschia dissipata* estuvieron presentes en 13 de los 16 muestreos (81%). El resto de los taxa tuvo una menor presencia en las muestras. En general, los phyla Charophyta, Euglenophyta y Cyanobacteria mostraron una distribución irregular a lo largo del curso inferior, en tanto que los phyla Cryptista, Chlorophyta, Dinoflagellata y la clase Chrysophyceae del phylum Heterokontophyta tuvieron mayor presencia en el tramo superior.

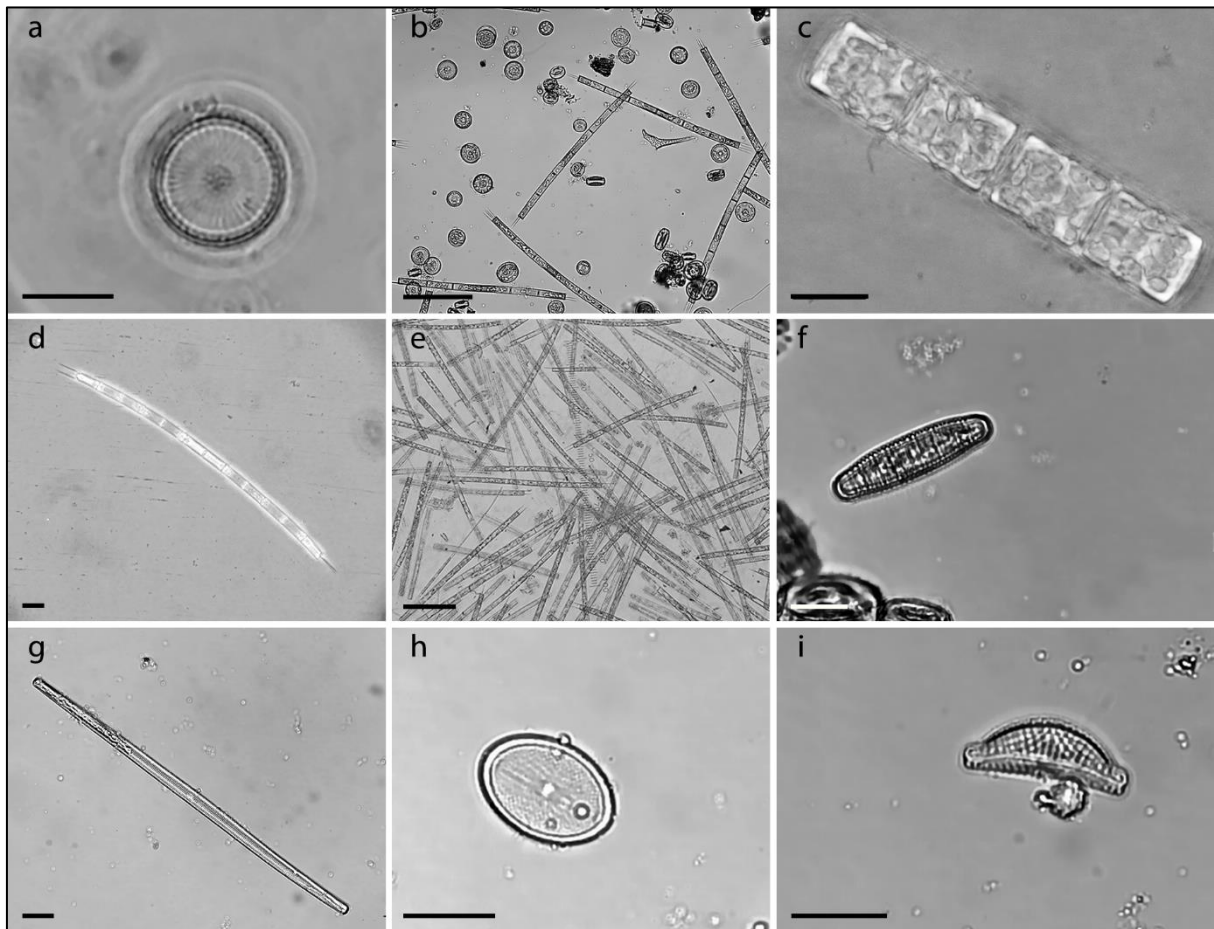


Figura 16. Especies características del curso inferior del río Chubut. (a) *Stephanodiscus alpinus*; (b) Floración de *S. alpinus*; (c) *Melosira varians*; (d) *Aulacoseira granulata*; (e) Floración de *A. granulata*; (f) *Diatoma vulgaris*; (g) *Ulnaria ulna*; (h) *Cocconeis placentula*; (i) *Epithemia sorex*. En (b) y (e) la escala representa 100µm; en (a), (c), (d), (f), (g), (h), (i), representa 20µm.

PRESENCIA PORCENTUAL DE LOS DISTINTOS GRUPOS MICROALGALES

La Figura 17 muestra la presencia porcentual de los distintos grupos microalgales en los sitios de muestreo para las diferentes estaciones del año.

El phylum Heterokontophyta fue dividido *ad hoc* en 2 grupos: Heterokontophyta 1 incluye a las diatomeas (clases Coscinodiscophyceae, Mediophyceae y Bacillariophyceae); Heterokontophyta 2 incluye la clase Chrysophyceae.

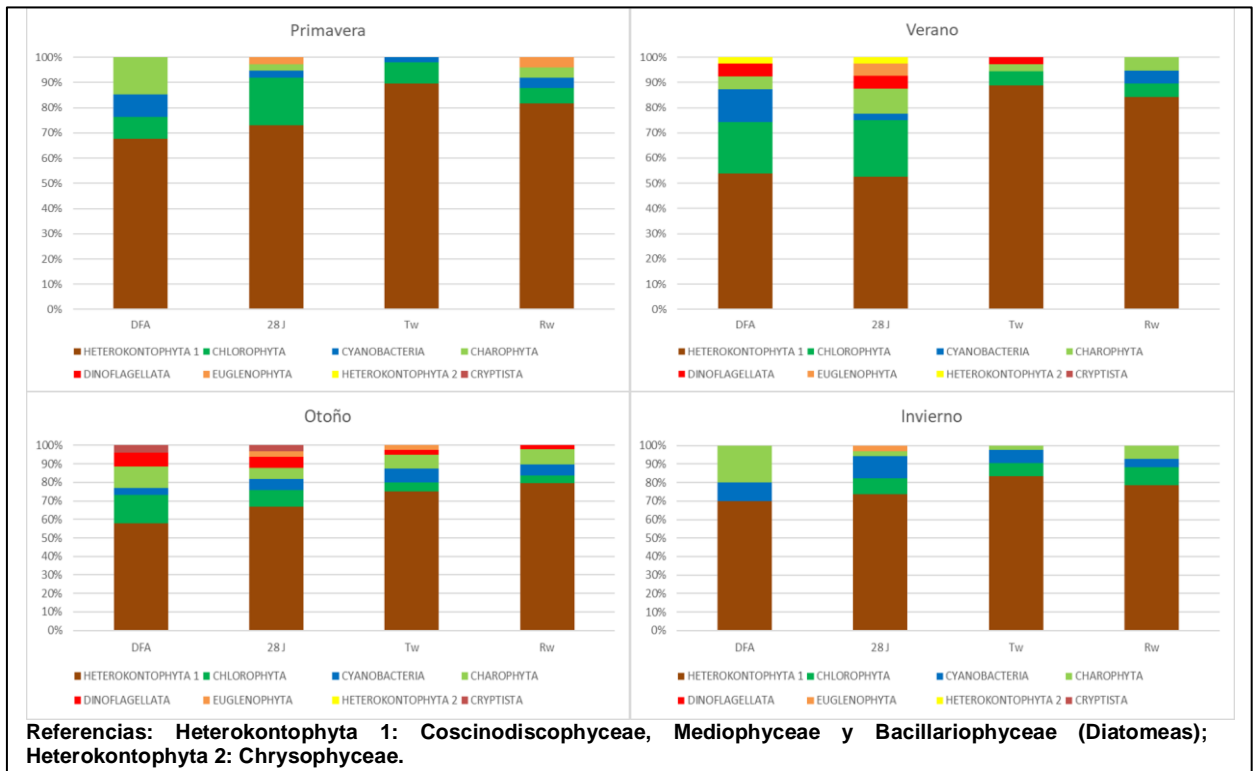


Figura 17. Gráficos de presencia porcentual de los distintos grupos microalgales en los sitios de muestreo para las diferentes estaciones del año.

En primavera, las diatomeas (Heterokontophyta 1) fueron dominantes en los cuatro sitios de muestreo (entre el 68% en Dique F. Ameghino y el 90% en Trelew), seguidas por Chlorophyta (entre el 6% en Rawson y el 19% en 28 de Julio) y Cyanobacteria (entre el 2% en Trelew y el 9% en Dique F. Ameghino). Charophyta estuvo ausente sólo en Trelew y Euglenophyta presente sólo en 28 de Julio y Rawson.

En verano, las diatomeas fueron las más abundantes en los cuatro sitios de muestreo (entre el 53% en 28 de Julio y el 89% en Trelew), seguidas por Chlorophyta (entre el 5% en Rawson y el 23% en 28 de Julio) y Charophyta (entre el 3% en Trelew y el 10% en 28 de Julio). Cyanobacteria estuvo ausente sólo en Trelew y Dinoflagellata sólo en Rawson. Las crisofíceas (Heterokontophyta 2) estuvieron presentes en Dique F. Ameghino y 28 de Julio y Euglenophyta sólo en 28 de Julio.

En otoño, las diatomeas fueron las más abundantes en los cuatro sitios de muestreo (entre el 58% en Dique F. Ameghino y el 80% en Rawson). Chlorophyta, Charophyta, Cyanobacteria y Dinoflagellata estuvieron presentes en todos los sitios con diferentes porcentajes (Chlorophyta entre el 4% en Rawson y el 15% en Dique F. Ameghino; Charophyta entre el 6% en 28 de Julio y el 12% en Dique F. Ameghino; Cyanobacteria entre el 4% en Dique F. Ameghino y el 8% en Trelew; y Dinoflagellata entre 2% en Rawson y 8% en Dique F. Ameghino). Euglenophyta estuvo presente sólo en 28 de Julio y Trelew, mientras que Cryptista sólo en Dique F. Ameghino y 28 de Julio.

En invierno, las diatomeas fueron dominantes en los cuatro sitios de muestreo (entre el 70% en Dique F. Ameghino y el 83% en Trelew), seguidas por Charophyta (entre el 2% en Trelew y el 20% en Dique F. Ameghino) y Cyanobacteria (entre el 5%

en Rawson y 12% en 28 de Julio). Chlorophyta estuvo ausente sólo en Dique F. Ameghino y Euglenophyta estuvo presente sólo en 28 de Julio.

PARÁMETROS CUANTITATIVOS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA Y PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS COMPLEMENTARIOS

La Figura 18 muestra los gráficos de la evolución de la abundancia celular y la biomasa (en el eje vertical principal) y de los parámetros fisicoquímicos (en el eje vertical secundario) a lo largo del curso inferior del río Chubut en las distintas estaciones del año.

Para poder construir los gráficos, la abundancia celular debió ser expresada en unidades de E3 células/L, la biomasa en unidades de E-2 mg/L y la conductividad en unidades de E1 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nótese el cambio de escala utilizado en el eje vertical principal para los gráficos de otoño e invierno, necesario para poder mostrar las floraciones algales ocurridas en algunos sitios.

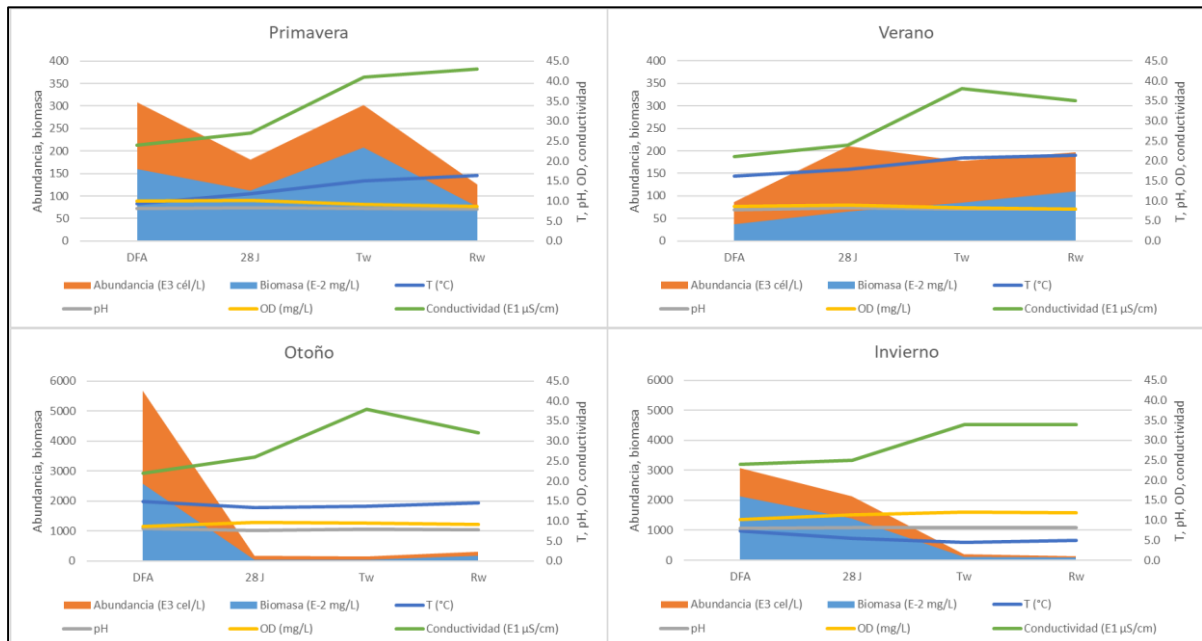


Figura 18. Gráficos de evolución de la abundancia celular, la biomasa y los parámetros fisicoquímicos complementarios a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.

En primavera, la mayor abundancia celular se registró en Dique F. Ameghino (307.800 células/L) y la menor en Rawson (125.280 células/L); en verano, la mayor abundancia celular se registró en 28 de Julio (211.140 células/L) y la menor en Dique F. Ameghino (86.366 células/L).

En otoño, la mayor abundancia celular se registró en Dique F. Ameghino (5.668.078 células/L), como resultado de una floración de la diatomea céntrica *Stephanodiscus alpinus*, especie que representó el 62% del fitoplancton total, seguida por otra diatomea céntrica, *Aulacoseira granulata*, con el 19% y la cianobacteria *Dolichospermum* sp. con el 13% del fitoplancton total. La menor abundancia celular se registró en Trelew (146.880 células/L).

En invierno, la mayor abundancia celular se registró nuevamente en Dique F. Ameghino (3.075.760 células/L), como resultado de una floración de *A. granulata*, que representó el 98% del fitoplancton total. Al momento del muestreo, el agua del río se podía observar muy turbia y con una coloración amarillenta. Esta floración se manifestó también en 28 de Julio con el 89% del fitoplancton total, cuya abundancia fue de 2.134.424 células/L. La menor abundancia se registró en Rawson (130.680 células/L).

La biomasa algal, en general, siguió el mismo patrón de variación que la abundancia celular, excepto en verano, estación en la que aumentó a lo largo del curso inferior, desde 0,37 mg/L en Dique F. Ameghino hasta 1,10 mg/L en Rawson; en primavera fluctuó entre 2,08 mg/L en Trelew y 0,76 mg/L en Rawson; en otoño, la biomasa fue máxima en Dique F. Ameghino (25,71 mg/L) cayendo abruptamente en el resto de las estaciones (entre 0,40 y 1,78 mg/L); y en invierno, disminuyó a lo largo del curso inferior, desde 21,39 mg/L en Dique F. Ameghino hasta 0,85 mg/L en Rawson, siendo abrupta esta disminución entre 28 de Julio y Trelew.

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos complementarios, la temperatura aumentó a lo largo del curso, tanto en primavera (de 9,3 a 16,3°C) como en verano (de 16,1 a 21,4°C); en otoño, fue máxima en Dique F. Ameghino (14,8°C) y mínima en 28 de Julio (13,3°C); en invierno fue máxima en Dique F. Ameghino (7,4°C) y mínima en Trelew (4,5°C).

El pH en primavera osciló entre 8,0 en Rawson y 8,3 en 28 de Julio; en verano, entre 7,8 en Dique F. Ameghino y 8,2 en 28 de Julio; en otoño, entre 7,6 en 28 de Julio y 8,2 en Dique F. Ameghino; y en invierno, entre 8,0 en Dique F. Ameghino y 8,1 en los demás sitios de muestreo.

La concentración de oxígeno disuelto fue elevada a lo largo del curso en todas las estaciones del año (mayor a 8,6 mg/L, con % de saturación mayor a 88%). En primavera y verano la concentración fue máxima en 28 de Julio (10,2 y 8,9 mg/L respectivamente) y mínima en Rawson (8,6 y 7,9 mg/L respectivamente); en ambas estaciones del año el % de saturación de oxígeno aumentó desde Dique F. Ameghino (90%) hacia 28 de Julio (98 y 97% respectivamente) para luego disminuir hacia Rawson (91 y 92% respectivamente). En otoño la concentración de oxígeno disuelto fue mínima en Dique F. Ameghino (8,6 mg/L), coincidiendo con la floración, aumentando hacia 28 de julio (9,7 mg/L) para luego disminuir aguas abajo hasta Rawson (9,2 mg/L); el % de saturación de oxígeno fue mínimo en Dique F. Ameghino (88%), aumentando en 28 de Julio (96%), para luego descender hacia Trelew y Rawson (93%). En invierno la concentración de oxígeno disuelto fue menor en Dique F. Ameghino y 28 de Julio (10,2 y 11,3 mg/L) donde hubo floración, y mayor en Trelew y Rawson (12,0 y 11,9 mg/L); el % de saturación de oxígeno aumentó desde Dique F. Ameghino (88%) hasta Trelew y Rawson (96%).

La conductividad mostró un salto abrupto entre 28 de Julio y Trelew en todas las estaciones del año. En primavera pasó de 240 y 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Dique F. Ameghino y 28 de Julio respectivamente a 410 y 430 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Trelew y Rawson respectivamente; en verano pasó de 210 y 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Dique F. Ameghino y 28 de Julio a 380 y 350 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Trelew y Rawson; en otoño pasó de 220 y 260 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Dique F. Ameghino

y 28 de Julio a 380 y 320 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Trelew y Rawson; y en invierno pasó de 240 y 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Dique F. Ameghino y 28 de Julio a 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Trelew y Rawson.

DISTRIBUCIÓN DE LA ABUNDANCIA DE LOS GRUPOS MORFOLÓGICOS DE DIATOMEAS

La Figura 19 muestra los gráficos de la evolución de la abundancia celular de los grupos morfológicos de diatomeas (céntricas y pennadas) a lo largo del curso inferior del río Chubut en las distintas estaciones del año.

Nótese el cambio de escala utilizado en el eje vertical para los gráficos de otoño e invierno, necesario para poder mostrar las floraciones algales de diatomeas céntricas ocurridas en algunos sitios.

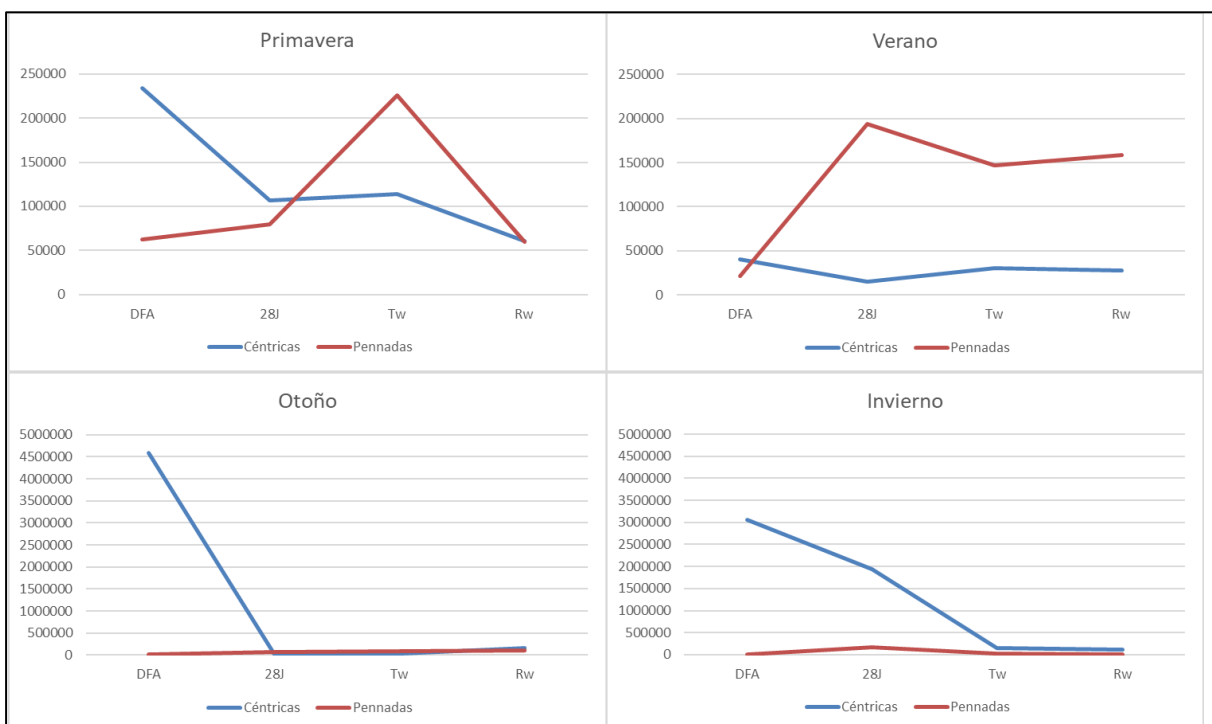


Figura 19. Gráficos de evolución de la abundancia de los grupos morfológicos de diatomeas a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.

En todas las estaciones del año se observó una mayor abundancia de las diatomeas céntricas en Dique F. Ameghino y una disminución de su abundancia aguas abajo.

Lo contrario fue observado para las diatomeas pennadas, cuya abundancia fue menor en Dique F. Ameghino aumentando aguas abajo en primavera y verano, y baja en otoño y en invierno en todo el curso.

ATRIBUTOS ECOLÓGICOS DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA

La Figura 20 muestra la evolución de los atributos ecológicos (riqueza específica (d), diversidad (H) y dominancia (λ)) a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.

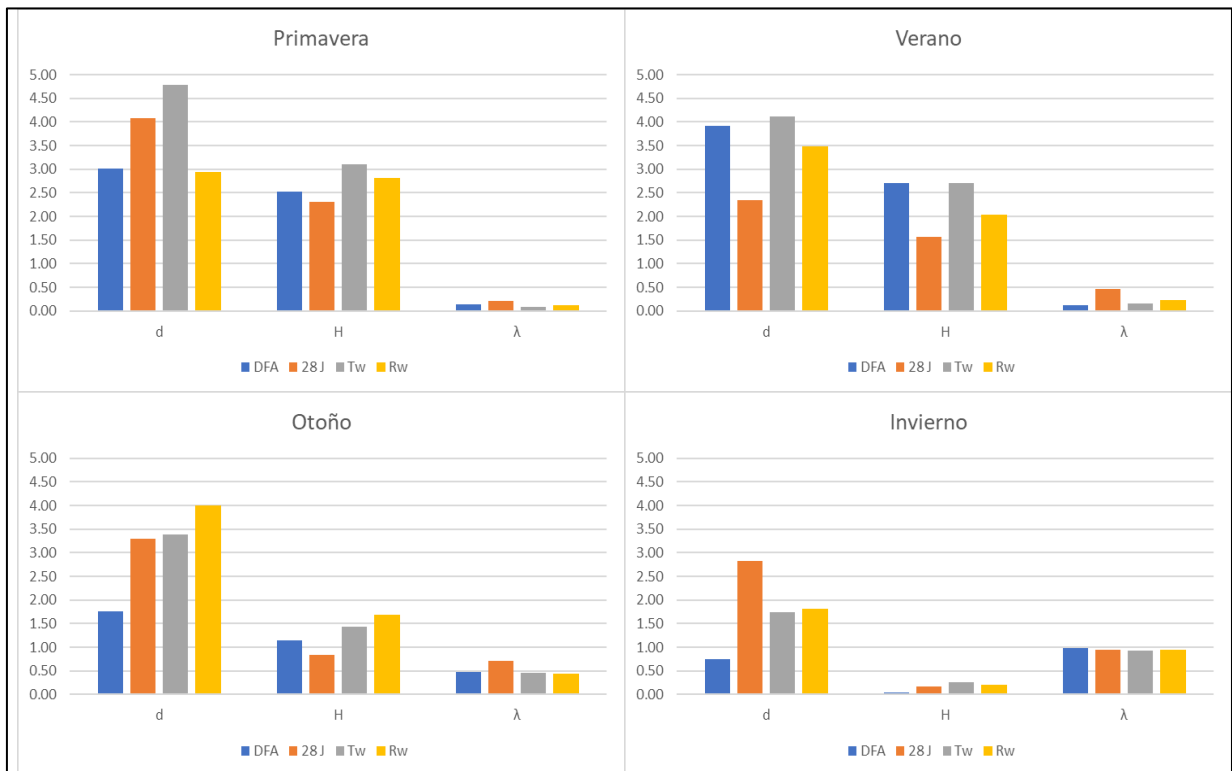


Figura 20. Gráficos de evolución de los atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.

En primavera, el índice de riqueza específica fue elevado en todos los sitios (>2,93), aumentando desde Dique F. Ameghino (3,01) hasta Trelew (4,77) y disminuyendo en Rawson. El índice de diversidad fue alto en todos los sitios (>2,31), siendo mayor en Trelew y Rawson (3,10 y 2,81) y menor en Dique F. Ameghino y 28 de Julio (2,50 y 2,31). El índice de dominancia fue bajo en todos los sitios (<0,21).

En verano, el índice de riqueza específica fue elevado en todos los sitios (>3,48), excepto en 28 de Julio donde tuvo un valor menor (2,35). El índice de diversidad fue alto en todos los sitios (>2,03), excepto en 28 de Julio (1,57), donde el índice de dominancia fue elevado (0,46). En los demás sitios el índice de dominancia fue bajo (<0,24).

En otoño, el índice de riqueza específica aumentó desde Dique F. Ameghino (1,77) hasta Rawson (4,01). El índice de diversidad fue menor que en primavera y verano en todos los sitios (entre 0,84 y 1,69), siendo menor en Dique F. Ameghino y en 28 de Julio (1,14 y 0,84) y mayor en Trelew y Rawson (1,44 y 1,69). El índice de dominancia fue mayor que en primavera y verano (>0,43), siendo máximo en 28 de Julio (0,72).

En invierno, el índice de riqueza específica disminuyó en todos los sitios respecto del otoño (0,74 a 2,82). El índice de diversidad fue bajo en todos los sitios (<0,26), aumentando desde Dique F. Ameghino (0,05) hasta Trelew. El índice de dominancia fue elevado en todos los sitios (>0,93), alcanzando su máximo en Dique F. Ameghino (0,99).

ÍNDICES TRÓFICOS

Cociente de Diatomeas

La Tabla 5 muestra los valores del Cociente de Diatomeas (CD) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

Tabla 5. Cociente de Diatomeas (CD) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
DFA	0,21	0,31	0,50	1,33
28 J	0,17	0,24	0,22	0,25
Tw	0,10	0,14	0,11	0,16
Rw	0,14	0,19	0,08	0,17

Referencias:

0,00-0,20 oligotrófico

0,20-3,00 eutrófico

Según este cociente, Dique F. Ameghino presentó estado eutrófico en todas las estaciones del año. 28 de Julio presentó estado eutrófico en todas las estaciones del año excepto en primavera, cuando presentó estado oligotrófico. Trelew y Rawson presentaron estado oligotrófico en todas las estaciones del año.

Cociente Compuesto

La Tabla 6 muestra los valores del Cociente Compuesto (CC) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

Tabla 6. Cociente Compuesto (CC) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
DFA	1,6	15,0	3,0	2,5
28 J	10,0	4,0	5,0	12,0
Tw	7,0	2,5	3,0	9,0
Rw	13,0	9,0	2,7	3,0

Referencias:

0,0-1,0 oligotrófico

1,0-2,0 mesotrófico

> 2,0 eutrófico

Según este cociente, todos los sitios en todas las estaciones del año presentaron estado eutrófico, excepto Dique F. Ameghino en primavera, cuando presentó estado mesotrófico.

Índice Diatomológico Genérico

La Tabla 7 muestra los valores del Índice Diatomológico Genérico reescalado (Q_{IDG}) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

Tabla 7. Índice Diatomológico Genérico reescalado (Q_{IDG}) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.

	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
DFA	3,6	5,4	7,1	7,2
28 J	4,9	6,3	6,9	7,2
Tw	4,3	4,2	6,6	7,1
Rw	4,5	5,7	5,9	7,1

Referencias:

1 a 5 calidad mala
5 a 9 calidad deficiente
9 a 13 calidad aceptable
13 a 17 calidad buena
17 a 20 calidad muy buena

Según este índice, todos los sitios presentaron calidad deficiente o mala. Todos los sitios en primavera y Trelew en verano presentaron calidad mala. Mientras que en otoño e invierno todos los sitios presentaron una calidad deficiente y en verano Dique F. Ameghino, 28 de Julio y Rawson también presentaron una calidad deficiente.

ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Se realizó el Análisis de Componentes Principales (ACP) de la matriz de datos de 16 unidades de observación (4 sitios de muestreo en cada una de las 4 estaciones del año) y 12 variables (2 parámetros cuantitativos (abundancia celular y biomasa) y 3 atributos ecológicos (riqueza específica-d, diversidad-H y dominancia- λ) de la comunidad fitoplanctónica, 3 índices tróficos (Cociente de Diatomeas-CD, Cociente Compuesto-CC e Índice Diatomológico Genérico- Q_{IDG}) y 4 parámetros fisicoquímicos complementarios (temperatura-T, pH, oxígeno disuelto-OD y conductividad).

En la Tabla 8 se presentan los autovalores, el porcentaje de variación explicada y el porcentaje de variación explicada acumulado de los componentes principales del análisis. Los dos primeros componentes del análisis explicaron casi el 63% de la variación total en la matriz de datos original. El componente principal 1 (CP1) explicó casi el 45% de la variación mientras que el componente principal 2 (CP2) explicó casi el 18%.

Tabla 8. Autovalores, porcentaje de varianza y porcentaje de varianza acumulado para los Componentes Principales.

Componente principal	Autovalor	Porcentaje de variación explicada	Porcentaje de variación explicada acumulado
CP 1	5.384	44.869	44.869
CP 2	2.138	17.818	62.688
CP 3	1.410	11.751	74.438
CP 4	0.995	8.290	82.728
CP 5	0.768	6.401	89.129
CP 6	0.525	4.378	93.507
CP 7	0.474	3.947	97.454
CP 8	0.165	1.376	98.830
CP 9	0.098	0.814	99.643

Componente principal	Autovalor	Porcentaje de variación explicada	Porcentaje de variación explicada acumulado
CP 10	0.035	0.295	99.939
CP 11	0.005	0.041	99.979
CP 12	0.002	0.021	100.000

El gráfico de sedimentación o de codo (Figura 21) mostró una estabilización de la varianza explicada (“codo”) a partir del CP2, por lo que se retuvieron los dos primeros componentes para el análisis.

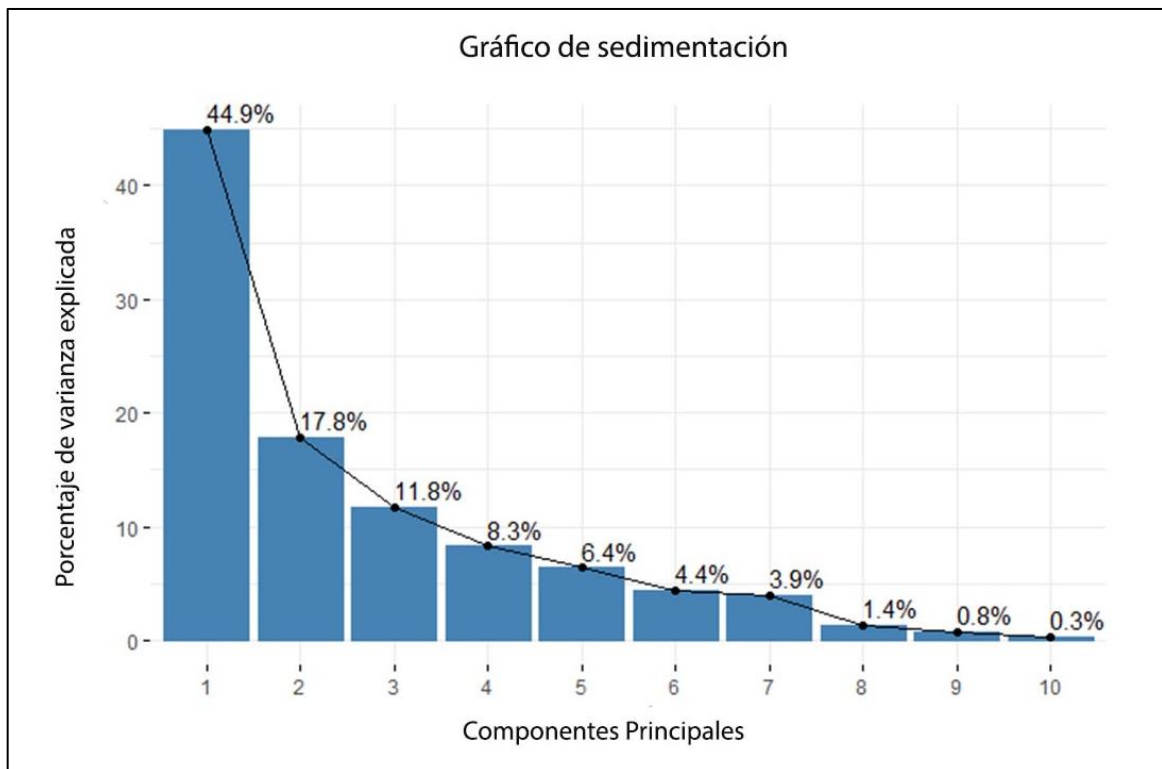


Figura 21. Gráfico de sedimentación del ACP que muestra el “codo” en el CP2.

Análisis de las variables

Las variables que mayor contribución tuvieron al CP1 fueron el Índice Diatomológico Genérico (Q_{IDG}) y los atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica (riqueza específica (d), diversidad (H) y dominancia (λ)) (Figura 22a), por lo que el CP1 podría interpretarse como los “parámetros ecológicos”.

Las variables que mayor contribución tuvieron al CP2 fueron oxígeno disuelto (OD) y temperatura (T) (Figura 22b) por lo que el CP2 podría interpretarse como los “parámetros fisicoquímicos”.

Los parámetros cuantitativos de la comunidad fitoplanctónica (abundancia celular y biomasa) y el Cociente de Diatomeas (CD) contribuyeron a ambos componentes principales, mientras que el Cociente Compuesto, el pH y la conductividad no tuvieron contribución a los dos primeros componentes del análisis.

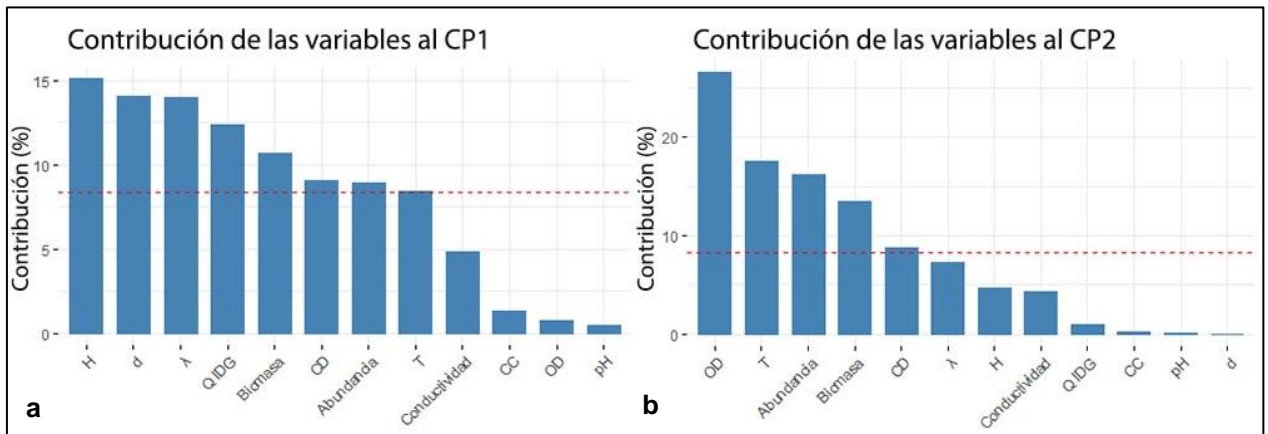


Figura 22. Porcentaje de contribución de las variables (a) al CP1 y (b) al CP2.

En relación con la calidad de representación de las variables, el pH, el Cociente Compuesto (CC) y la conductividad fueron las que se encontraron peor representadas en los dos primeros componentes del análisis (Figura 23).

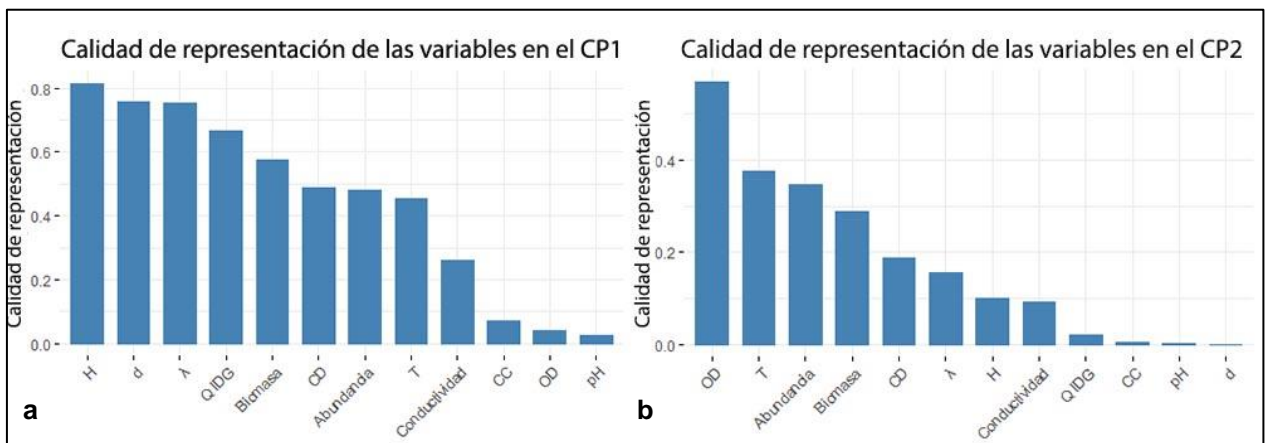


Figura 23. Calidad de representación de las variables (a) en el CP1 y (b) en el CP2.

Como puede observarse en la Figura 24, las variables abundancia celular, biomasa y CD mostraron correlación positiva entre sí y fueron independientes de la T. El Q_{IDG} mostró correlación positiva con la dominancia. La diversidad y la riqueza específica mostraron correlación positiva entre sí y ambas mostraron correlación negativa con la dominancia. El oxígeno mostró correlación negativa con la T. La conductividad fue independiente de la T.

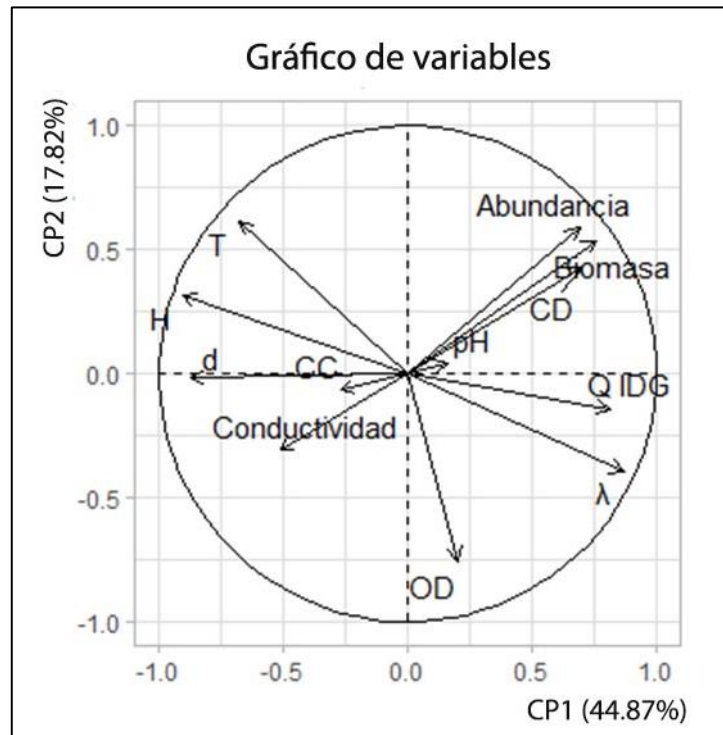


Figura 24. Gráfico que muestra la correlación entre las variables y el círculo de correlación unitario de la matriz de datos original para los dos primeros componentes del análisis.

Análisis de las unidades de observación

Respecto a la contribución de las unidades de observación a los componentes principales 1 y 2, se puede observar que Tw P, Rw P, Rw V, DFA O, 28J O y DFA I contribuyeron al CP1 (Figura 25a) y que Tw P, Rw O y Rw I contribuyeron al CP2 (Figura 25b).

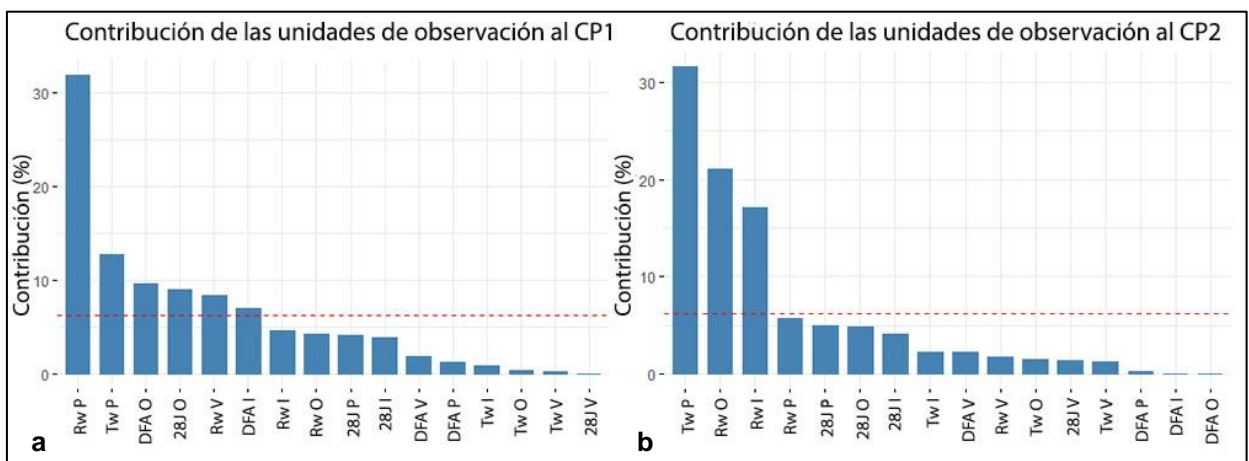


Figura 25. Porcentaje de contribución de las unidades de observación (a) al CP1 y (b) al CP2.

En relación con la calidad de representación, sólo las unidades de observación Rw P, Rw V, DFA O, 28J O y DFA I estuvieron bien representadas en los dos primeros componentes del análisis (Figura 26).

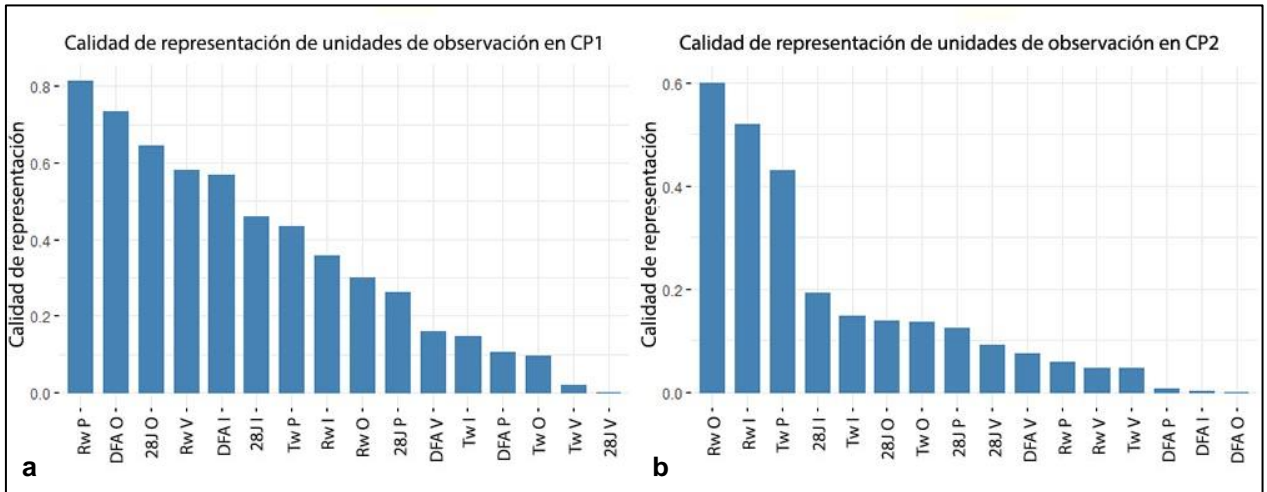


Figura 26. Calidad de representación de las unidades de observación (a) en el CP1 y (b) en el CP2.

Biplot

Las unidades de observación (sitios de muestreo por estación del año) y las variables se muestran simultáneamente en el siguiente *biplot* (Figura 27):

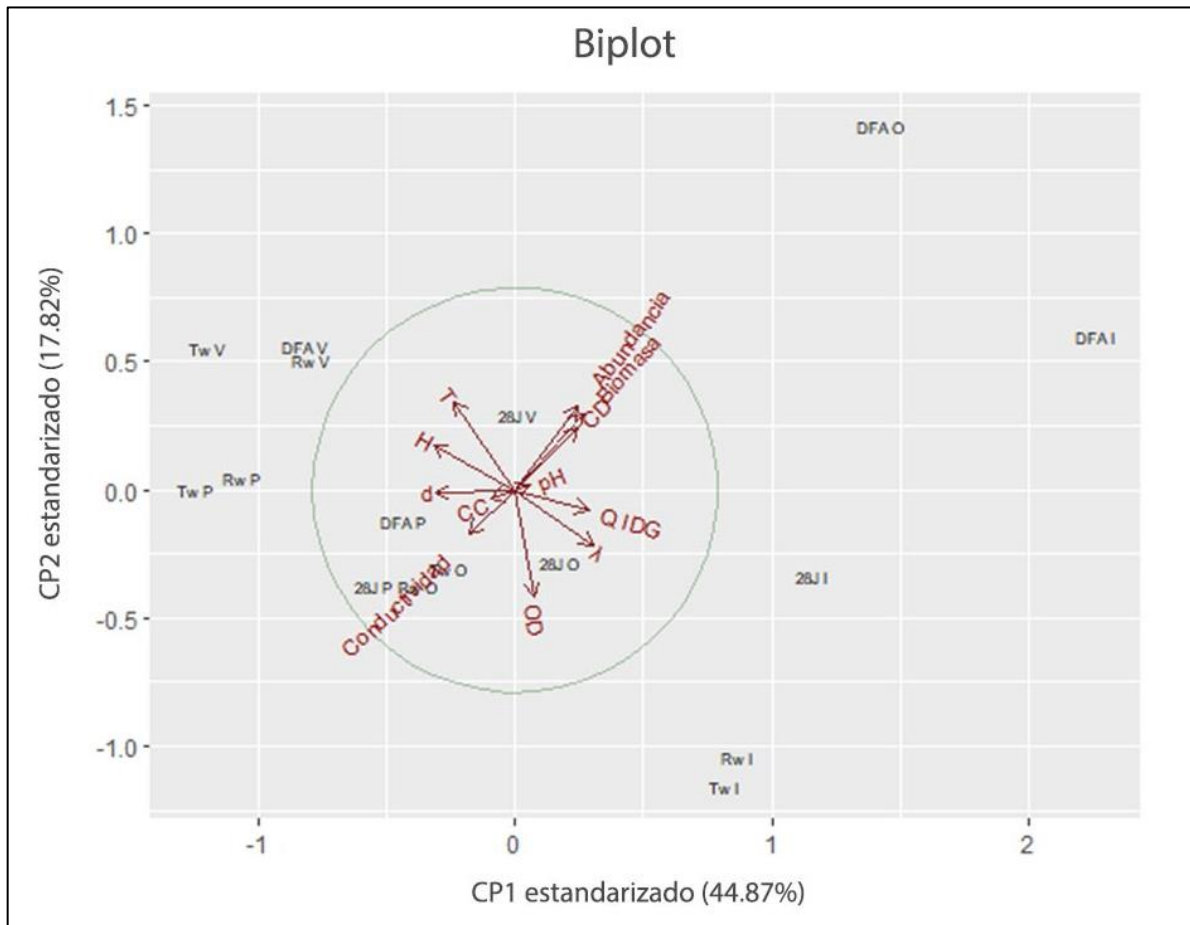


Figura 27. Gráfico *Biplot* de los CP1 y CP2 que muestra simultáneamente las unidades de observación y las variables del ACP.

El Análisis de Componentes Principales mostró que los sitios Trelew y Rawson presentaron características similares en cuanto a las variables analizadas en todas las estaciones del año.

En primavera, los sitios Trelew y Rawson presentaron temperatura (T) levemente elevada y valores altos de los índices de riqueza específica de Margalef (d) y de diversidad de Shannon (H); presentaron un valor levemente bajo de oxígeno disuelto (OD), y valores bajos de abundancia celular, biomasa, cociente de diatomeas (CD), índice de dominancia de Simpson (λ) e índice diatomológico genérico (Q_{IDG}).

En verano, los sitios Dique F. Ameghino, Trelew y Rawson presentaron T elevada y OD bajo; valores altos de diversidad y riqueza específica; valores promedio de abundancia celular, biomasa y CD; y valores bajos de dominancia y Q_{IDG} .

En otoño, los sitios Trelew y Rawson también presentaron características similares entre sí: valores levemente bajos de abundancia celular, biomasa y CD; y valores promedio de T, OD, diversidad, riqueza específica, dominancia y Q_{IDG} .

En invierno, Trelew y Rawson presentaron valores altos de OD, dominancia, y Q_{IDG} , valores promedio de abundancia celular, biomasa y CD; y valores bajos de T, diversidad y riqueza específica.

Los sitios Dique F. Ameghino en otoño y en invierno y 28 de Julio en invierno aparecieron alejados del resto de los sitios por estación y aislados entre sí.

El sitio Dique F. Ameghino en otoño presentó los máximos valores de abundancia celular, biomasa y CD, coincidiendo con la floración de diatomeas céntricas *Stephanodiscus alpinus* y *Aulacoseira granulata*; presentó valores levemente elevados de Q_{IDG} y T; valor promedio de dominancia; valor levemente bajo de diversidad; y valores bajos de OD y riqueza específica.

El sitio Dique F. Ameghino en invierno también presentó valores altos de abundancia celular, biomasa y CD y valores elevados de dominancia y Q_{IDG} , coincidiendo con la floración de *A. granulata*; presentó valor promedio de OD y valores bajos de T, riqueza específica y diversidad.

El sitio 28 de Julio en invierno presentó valores altos de Q_{IDG} y dominancia y valores levemente elevados de abundancia celular, biomasa y CD, coincidiendo con la floración de *A. granulata*; presentó valores bajos de riqueza específica, diversidad y T; y valor de OD levemente elevado.

Los sitios por estación que se ubican en el centro de la ordenación tuvieron valores promedios de las variables analizadas.

DISCUSIÓN

La calidad del curso inferior del río Chubut fue analizada previamente, bajo un enfoque similar al abordado en este estudio, alrededor de treinta años atrás (Santinelli *et al.* 1992; Ivanissevich *et al.* 1993; Sastre y Santinelli, 1993; Sastre *et al.*, 1994a, 1994b, 1994c, 1998; Ayestarán y Sastre, 1995; Otaño y Santinelli 1997). Dadas las condiciones cambiantes de los sistemas lóticos y la importancia del río para las comunidades del VIRCh y Puerto Madryn, fue que se consideró llevar a cabo este nuevo estudio.

En los últimos años se han incrementado los estudios sobre calidad de agua de sistemas fluviales que incorporan índices biológicos que utilizan a las microalgas como indicadores. Particularmente, las diatomeas presentan numerosas ventajas: son ubicuistas, con una distribución prácticamente mundial; es un grupo ampliamente diversificado; los requerimientos ecológicos de las distintas especies son conocidos; son sensibles a los cambios en su entorno, respondiendo a las variaciones tanto a largo como a corto plazo, y los rangos de tolerancia de las distintas especies a estos cambios son conocidos; son fáciles de muestrear y manipular; pueden preservarse de manera permanente y cultivarse para realizar experiencias en condiciones controladas (McCormick y Cairns, 1994; Descy & Ector, 1999; Licursi y Gómez, 2003; Toro *et al.*, 2003; Licursi *et al.*, 2006; Tall *et al.*, 2006; Coste *et al.*, 2008; Resh, 2008; Confederación Hidrográfica del Duero, 2010).

En el presente estudio se observó que el grupo algal dominante a lo largo del curso inferior del río Chubut en todas las estaciones del año fueron las diatomeas (Heterokontophyta 1: clases Mediophyceae, Coscinodiscophyceae y Bacillariophyceae), al igual que en el estudio realizado por Santinelli *et al.* (1992), siendo las especies características *Stephanodiscus alpinus*, *Melosira varians*, *Aulacoseira granulata*, *Diatoma vulgare*, *Ulnaria ulna*, *Cocconeis placentula* y *Epithemia sorex*. Gran parte de estas especies son consideradas tolerantes a condiciones de baja calidad de agua, pudiendo adaptarse a condiciones cambiantes del ambiente. Particularmente, *A. granulata*, *M. varians* y *C. placentula* son altamente tolerantes a disturbios antrópicos (Potapova, 2009b; Potapova & English, 2010; Potapova & Spaulding, 2013), según el Gradiente de Condición Biológica (GCB) (Davies & Jackson, 2006, como se citó en Spaulding *et al.*, 2021). *U. ulna* es considerada un taxón tolerante a aguas con contaminación orgánica por Lange-Bertalot (1979, en Gómez, 1998). *S. alpinus* es indicadora de agua de calidad intermedia (Licursi y Gómez, 2003). *Diatoma vulgare* y *Epithemia sorex* son consideradas como sensibles a disturbios antrópicos (Potapova, 2009a; Lowe, 2010) según el GCB.

Se observó una mayor abundancia de las diatomeas céntricas en Dique F. Ameghino y una disminución de su abundancia aguas abajo, contrariamente a lo observado para las diatomeas pennadas, cuya abundancia fue menor en Dique F. Ameghino aumentando aguas abajo en primavera y verano, y baja en otoño y en invierno en todo el curso coincidiendo con lo observado por Santinelli *et al.* (1992), 30 años atrás.

Los phyla Charophyta, Euglenophyta y Cyanobacteria mostraron una distribución irregular a lo largo del curso inferior. Los phyla Cryptista, Chlorophyta, Dinoflagellata

y la clase Chrysophyceae del phylum Heterokontophyta tuvieron mayor presencia en el tramo superior.

Durante el período anual estudiado, no se observó en el curso inferior del río Chubut un patrón estacional de distribución temporal como fuera observado por Sastre *et al.* (1994a y 1994b), con valores de floración hacia fines de primavera y verano, que afectarían el normal abastecimiento de agua potable por taponamiento de los filtros. Por el contrario, se registraron floraciones algales en invierno y otoño. Luchini (1981, como se citó en Sastre *et al.*, 1994b) cita a *A. granulata* en el río Limay, desarrollándose especialmente durante el período invernal y disminuyendo su número hacia el verano, tal como fue observado en el curso inferior del río Chubut en el presente estudio, por lo que la temperatura no sería el factor desencadenante de la floración de esta especie.

La floración de otoño en el sitio Dique F. Ameghino estuvo conformada principalmente por las diatomeas céntricas *Stephanodiscus alpinus* y *Aulacoseira granulata* y en menor proporción por la cianobacteria *Dolichospermum* sp., mientras que las floraciones de invierno en los sitios Dique F. Ameghino y 28 de Julio fueron exclusivamente de la especie *A. granulata*, como había sido encontrado en los estudios realizados a principios de los '90.

Margalef (1983) cita a *A. granulata* como característica de ambientes medianamente eutrofizados y Szczepocka & Rakowska (2015) la encuentran presente en aguas con contaminación orgánica. *S. alpinus* muestra un mayor crecimiento en ambientes con bajas temperaturas, pH entre 7 y 8,5 y conductividad entre 90 y 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Bahls, 2013), condiciones similares a las halladas en el sitio Dique F. Ameghino en otoño, momento en que la especie generó la floración junto a *A. granulata*. La cianobacteria *Dolichospermum* sp. ve favorecido su crecimiento a pH mayor a 7 (que implica aguas con bajas concentraciones de CO_2 disuelto) dado que posee una mejor capacidad para captar CO_2 en comparación con la mayoría de las microalgas y a temperaturas entre 15 y 30°C (Brandacher y Falcon, 2017), condiciones existentes en el río al momento de ser detectada acompañando la floración de *S. alpinus* y *A. granulata*.

A diferencia de los resultados hallados en este estudio, donde las floraciones algales ocurrieron en el tramo superior del curso, Sastre *et al.* (1994a) observaron las floraciones de *A. granulata* en el tramo más bajo del curso inferior.

El oxígeno disuelto (OD) tuvo concentraciones elevadas a lo largo de todo el curso inferior en todas las estaciones del año (mayores a 8,6 mg/L, con % de saturación mayores a 88). Esto coincide con lo mencionado por Owen (2010), quien encontró un contenido de oxígeno disuelto elevado en distintos puntos del tramo inferior, lo que garantiza su capacidad autodepuradora. En concordancia con las floraciones observadas, en otoño el menor % de saturación de OD fue encontrado en Dique F. Ameghino, subiendo hacia 28 de Julio para luego volver a descender hacia Rawson. En invierno, el % de saturación fue menor en Dique F. Ameghino y 28 de Julio, donde ocurrieron las floraciones, y ascendió hacia Trelew, para volver a bajar en Rawson.

Ward y Stanford (1979, como se citó en Sastre *et al.* 1994c) afirman que las condiciones ambientales en el río aguas abajo, son función de la calidad del agua que

entra en el reservorio, de los fenómenos limnológicos que ocurren en el sistema léntico y de las variables operacionales en el embalse. Las interacciones de estas variables determinan en gran medida las condiciones ecológicas que prevalecen aguas abajo, las que afectan a fenómenos biológicos tales como la productividad y la diversidad. El efecto de las variables de operación del embalse fue evidenciado en el estudio realizado por Sastre *et al.* (1994c), ya que las floraciones de diatomeas que se produjeron aguas abajo fueron posteriores a su presencia en gran concentración en el fondo del embalse, y a la salida del agua que se realizó mediante los descargadores de fondo, lo que provocó la deriva de las células que se encontraban a ese nivel. La erogación normal del embalse se realiza por la salida que está ubicada a los 20m del fondo y tiene una altura de 8m. Sin embargo, cuando la cota no es suficiente para erogar de esta manera, se utilizan descargadores situados en el fondo (Sastre *et al.*, 1994c). Es importante destacar que las diatomeas *A. granulata* y del género *Stephanodiscus* son capaces de sobrevivir períodos prolongados (muchos meses o años) en los sedimentos de los lagos como células de resistencia, en estado de dormancia, a pesar de la falta de luz y oxígeno (Lund, 1954; Gibson, 1981; Reynolds *et al.*, 1986; Sicko-Goad *et al.*, 1986; Davey, 1987, como se citó en Sastre *et al.*, 1994c). La alta eficiencia fotosintética, la tasa intrínseca de caída y la posesión de estados de resistencia de estas especies (Reynolds, 1973, como se citó en Sastre y Santinelli, 1993) y el hecho de que la concentración de nutrientes aumenta con la profundidad de los reservorios haciendo que la descarga profunda tienda a aumentar la productividad de las aguas corrientes receptoras (Ward y Stanford, 1979, como se citó en Sastre y Santinelli, 1993), serían factores que explicarían estas floraciones. La cianobacteria *Dolichospermum* sp. tiene la capacidad de desarrollar células especializadas como heterocistos, fijadoras de nitrógeno molecular, o acinetas, que pueden germinar después de haber pasado por una etapa desfavorable como puede ser la limitación de fósforo (Licera *et al.*, 2012). Existen antecedentes de floraciones de esta cianobacteria en el embalse (de varios millones de células por litro) que derivaron aguas abajo en el curso del río y pudieron detectarse en las tomas de la planta potabilizadora de Trelew, en los veranos de 1996 y 1998 (Pizzolón *et al.*, 1997; V. Sastre, comunicación personal, 12 de septiembre de 2023). Es probable entonces, que el inóculo de las especies que conformaron las floraciones haya provenido del embalse.

Según Margalef (1974), la diversidad y sus variaciones son un excelente indicador de polución ya que cuando un curso se recupera, la diversidad vuelve a aumentar. Nather Khan (1991), analizando el efecto de las descargas urbanas e industriales en ríos tropicales, encontró valores muy bajos de diversidad en la comunidad de diatomeas en aquellas estaciones localizadas río arriba, libres de cualquier tipo de impacto, valores de diversidad altos en aquellas estaciones con un enriquecimiento medio y una disminución en la diversidad en sitios con un enriquecimiento severo. El índice de diversidad de Shannon es considerado un buen indicador del impacto que ejerce el ambiente sobre las diatomeas, donde los valores bajos de diversidad indican mayor contaminación y valores más altos indican ambientes más prístinos (Calizaya-Anco *et al.*, 2013). En este trabajo se observaron valores bajos de diversidad en el río a la salida del embalse en las estaciones de otoño e invierno, coincidentes con las floraciones algales y en todas las estaciones del año se observó una recuperación de la diversidad entre 28 de Julio y Trelew, lo que estaría

indicando una mejora en la calidad biológica. Estos datos concuerdan con la mayor dominancia y menor riqueza específica hallada en la zona alta en invierno y otoño. Sastre y Santinelli (1993) habían encontrado resultados similares, con una diversidad inferior en la estación a la salida del embalse, menos impactada antrópicamente que en el resto del curso inferior, recuperándose rápidamente aguas abajo, a pesar de sufrir variaciones, registrándose los más altos valores de diversidad media en las estaciones situadas en el tramo intermedio y bajo del curso inferior.

Según Ivanissevich *et al.* (1993), la diferencia en la concentración de nitrógeno inorgánico y de fósforo como fosfato registrada en el río entre las estaciones inmediata anterior e inmediata posterior a la descarga del Canal Colector Principal Sud (ubicado aproximadamente a 3100 m aguas arriba del sitio Trelew), podría deberse al arrastre de los nutrientes utilizados como fertilizantes y de los compuestos fosforados de los pesticidas, por el agua de escorrentía de los terrenos cultivados, proceso que se ve favorecido por el suelo de tipo arcilloso predominante en el valle, que absorbe poco el agua de riego. Sastre *et al.* (1998) afirmaron que la mayoría de los parámetros fisicoquímicos (turbidez, conductividad, alcalinidad, dureza total, concentración de amonio, cloruros, sulfatos, calcio y magnesio) aumentaron aguas abajo del embalse. Liberoff *et al.* (2019) encontraron que las concentraciones de fósforo reactivo soluble y fósforo total exhibieron un marcado aumento en la dirección aguas abajo de la cuenca y el nitrógeno total mostró un aumento abrupto en la cuenca inferior, aguas abajo de la ciudad de Trelew. La conductividad medida en el presente estudio mostró un marcado aumento entre 28 de Julio y Trelew. Si bien los nutrientes no pudieron ser medidos en este trabajo, se consultaron informes de Hidroeléctrica Ameghino S.A. (Marin, 2022a, 2022b, 2023a y 2023b) y de la Planta Potabilizadora de Trelew (R. González Gallastegui, comunicación personal, 7 de mayo de 2024) durante el período de tiempo estudiado, que dan cuenta del aumento en la concentración de nitratos y de fósforo total entre el sitio de muestreo situado 400 m aguas abajo del embalse y la toma de agua de la planta en Trelew. El aumento en la diversidad observado a partir del sitio 28 de Julio en el presente estudio podría, entonces, estar causado por el aporte de nutrientes proveniente de las actividades antrópicas del VIRCh.

En este estudio no pudo establecerse una diferenciación de tramos que indiquen un gradiente de eutrofización en sentido longitudinal del río, como fueran caracterizados por Sastre *et al.* (1998).

En relación con los índices tróficos aplicados, los sitios Dique F. Ameghino y 28 de Julio (excepto en primavera) presentaron los mayores valores del Cociente de Diatomeas (CD), indicando un estado eutrófico, mientras que aguas abajo de 28 de Julio los valores del índice indicaron un estado oligotrófico. Santinelli *et al.* (1992) habían encontrado resultados similares, tomando el índice valores mayores a 1 en el sitio Dique F. Ameghino, aunque no en todas las estaciones del año, y valores inferiores a 0,3 en todas las estaciones aguas abajo de Boca Toma. Coincidiendo también con estos autores, se encontró una correlación positiva entre el CD y la abundancia celular y la biomasa fitoplanctónica, dado que las mayores abundancias correspondieron al grupo morfológico de las diatomeas céntricas, lo que permitiría usar este índice para caracterizar el estado trófico del curso inferior del río Chubut. Estos resultados fueron concordantes con los valores de los atributos ecológicos de

la comunidad fitoplanctónica, coincidiendo el estado eutrófico con valores altos de dominancia y bajos de diversidad y riqueza específica.

Según el Cociente Compuesto (CC), al igual que los resultados hallados por Santinelli *et al.* (1992), todos los sitios en todas las estaciones del año presentaron valores superiores a 1. Sólo el sitio Dique F. Ameghino en primavera presentó condición mesotrófica mientras que, en el resto de los casos, los sitios fueron clasificados como eutróficos. Este índice podría estar sobreestimando el estado eutrófico del curso inferior, por ser las desmidiales un grupo muy poco representado en este tramo. Además, este índice no tuvo buena calidad de representación en el ACP y mostró correlación negativa con la abundancia celular y la biomasa, por lo que no sería un índice adecuado para evaluar el estado trófico del curso inferior del río Chubut. Debería estudiarse su correlación con la concentración de nutrientes, la turbidez y el caudal para poder concluir sobre su utilidad.

Si bien los Índices Compuesto y de Diatomeas de Nygaard habían sido utilizados con anterioridad para caracterizar el estado trófico del curso inferior del río Chubut (Santinelli *et al.*, 1992), el Índice Diatomológico Genérico, uno de los mencionados para dar cumplimiento a la DMA de la UE (Blanco *et al.*, 2007; Cejudo Figueiras, 2011), fue aplicado en este trabajo por primera vez para su caracterización. Según este índice, todos los sitios del curso inferior del río Chubut muestreados presentan calidad biológica deficiente o mala.

Distintos grupos de investigación argentinos han implementado y adaptado índices para su aplicación en regiones distintas a las de su creación o desarrollado índices locales para evaluar diversos impactos sobre el ambiente. En todos estos casos, la implementación ha dependido del interés de los gestores del área ambiental. Particularmente en Europa, la DMA fue la impulsora del uso de bioindicadores y la regulación fue llevada a cabo por cada estado, mediante protocolos específicos desarrollados para cada cuenca por parte de los comités específicos (Domínguez *et al.*, 2022). La Argentina, como país federal, podría establecer una política ambiental clara (similar a la DMA) que determine criterios para mantener y evaluar la integridad ecológica de los ambientes acuáticos y que permita a cada provincia emitir las normativas para su aplicación (Domínguez *et al.*, 2022).

CONCLUSIONES

En el curso inferior del río Chubut, durante el período estudiado, estuvieron presentes un total de 126 taxa pertenecientes a los phyla Heterokontophyta, Chlorophyta, Charophyta, Dinoflagellata, Euglenophyta, Cryptista y Cyanobacteria. El grupo algal dominante fueron las diatomeas, siendo las céntricas más abundantes en el tramo superior y disminuyendo aguas abajo, contrariamente a lo observado para las diatomeas pennadas.

Durante el período anual estudiado se registraron floraciones algales en otoño e invierno en el tramo superior del curso. La floración de otoño estuvo conformada principalmente por las diatomeas céntricas *Stephanodiscus alpinus* y *Aulacoseira granulata* y en menor proporción por la cianobacteria *Dolichospermum* sp., mientras que las floraciones de invierno fueron exclusivamente de la especie *A. granulata*.

Se observaron valores bajos de diversidad en el río a la salida del embalse en otoño e invierno, coincidentes con las floraciones algales, y en todas las estaciones del año se observó una recuperación de la diversidad entre 28 de Julio y Trelew, lo que estaría indicando una mejora en la calidad ecológica.

El oxígeno disuelto (OD) tuvo concentraciones elevadas a lo largo de todo el curso inferior en todas las estaciones del año, siendo menor el % de saturación durante las floraciones. La conductividad mostró un marcado aumento entre 28 de Julio y Trelew.

De los tres índices tróficos aplicados en el estudio, el Cociente de Diatomeas (CD) fue el que permitió caracterizar más adecuadamente el estado trófico del curso inferior del río Chubut, ya que presentó correlación positiva con la abundancia celular y la biomasa fitoplanctónica y, además, sus valores fueron concordantes con los resultados hallados para los atributos ecológicos de diversidad, riqueza específica y dominancia. Este índice mostró un estado eutrófico en el tramo superior mientras que aguas abajo sus valores indicaron un estado oligotrófico. Esto evidencia la influencia del Embalse Florentino Ameghino en los procesos ecológicos que ocurren aguas abajo y que determinan la calidad del agua del río.

El Índice Diatomológico Genérico fue aplicado en este trabajo por primera vez para caracterizar el estado ecológico del curso inferior del río Chubut. Según este índice, todos los sitios muestreados presentan calidad ecológica deficiente o mala.

Los índices utilizados en el presente trabajo deberían calibrarse para el río Chubut con todos los parámetros fisicoquímicos del sistema lótico (incluidos los nutrientes, caudal, turbidez y otros parámetros que no pudieron ser medidos en este estudio) y con los parámetros operativos del Embalse Florentino Ameghino, para determinar su grado de respuesta y proponer escalas aplicables.

Son necesarios futuros estudios para conocer la influencia que pueden ejercer otros factores como los nutrientes, el caudal, la turbidez, la abundancia de las especies en el embalse y el manejo de la represa, en la dinámica de la comunidad fitoplanctónica del curso inferior del río Chubut, para poder determinar si los factores causantes del estado trófico del río y de las floraciones algales son naturales o antropogénicos y poder contribuir al establecimiento de pautas para el manejo del recurso.

En la Argentina, como se hizo en la Unión Europea, debería establecerse una normativa ambiental similar a la DMA, que determine criterios para evaluar la integridad ecológica de los ambientes acuáticos y que permita a cada provincia y a sus comités de cuenca adaptar su legislación y protocolos para su aplicación.

En la actualidad, el grupo de trabajo del Laboratorio de Fitoplancton del Instituto de Investigación de Hidrobiología cuenta con la capacidad para evaluar el curso inferior del río Chubut mediante índices basados en microalgas como bioindicadores, y con la preparación necesaria para capacitar a los técnicos y profesionales de los ámbitos de gestión para poder incorporar el biomonitoreo basado en microalgas de manera planificada y continua.

BIBLIOGRAFIA

- Alarcón Rojas, N. & Peláez Peláez, F. (2014). Water quality of the river Sendamal (Celendin, Cajamarca, Peru): determination by use of diatoms 2012. *Rebiol*, 34(2), 29-37.
- Anagnostidis, K. & Komárek, J. (1988). Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3- Oscillatoriales. *Archiv für Hydrobiologie, Algological Studies*, (50-53), 327 – 472.
- APHA, AWWA, WEF. (1998). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Ediciones Díaz de Santos.
- Apumaita, T.E., Vargas Rodríguez, N. y Maidana, N.I. (2016). Diatomeas bentónicas altoandinas como potenciales indicadoras de cambios ambientales. *Acta Zoológica Lilloana*, 60(12).
- Arbuinés, R. y Colombani, E. (8-10 de octubre de 2008). *Tendencia del régimen de las lluvias en la provincia del Chubut*. EEA Chubut-INTA. XII Reunión Argentina de Agrometeorología, San Salvador de Jujuy.
- Ayestarán, M.G. y Sastre, A.V. (1995). Diatomeas del curso inferior del río Chubut (Patagonia, Argentina). Pennales Y: Naviculaceae. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 31(1-2), 57-68.
- Bahls, L., Morales, E. & Potapova, M. (2011). *Navicula goersii*. In: Diatoms of North America. Recuperado de: https://diatoms.org/species/navicula_goersii el 8 de mayo de 2024.
- Bahls, L. (2013). *Stephanodiscus alpinus*. In: Diatoms of North America. Recuperado de https://diatoms.org/species/stephanodiscus_alpinus1 el 8 de mayo de 2024.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, R., Frydenborg, R., McCarron, E., White, J. S., & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2), 185-211.
- Bere, T. & Tundisi, J.G. (2012). Applicability of the Pampean Diatom Index (PDI) to streams around São Carlos-SP, Brazil. *Ecological Indicators*, (861), 5-5.
- Blanco, S., Bécares, E., Hernández, N. y Ector, L. (2006). Evaluación de la calidad del agua en los ríos de la cuenca del Duero (España) mediante índices diatomológicos. *Ingeniería Civil*, (148), 139-153.
- Blanco, S., Bécares, E., Cauchie, H.M., Hoffmann, L. & Ector, L. (2007). Comparison of biotic indices for water quality diagnosis in the Duero Basin (Spain). *Archiv für Hydrobiologie Supplement.*, 17(3-4), 267-286.
- Boltovskoy, A. (1999). Contribución al conocimiento de los dinoflagelados de la República Argentina [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata].
- Bourelly, P. (1972). *Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique I: Les algues vertes*. N. Boubée et Cie.

- Brandacher, J. B. y Falcon, C. R. (2017). Diversidad de fitoplancton del embalse de agua "El Pane" (Arequipa). *Evaluación hidrológica y de calidad del agua del Sistema Hidráulico del Chili*, (45).
- Calizaya-Anco, J., Avendaño-Cáceres, M. y Delgado-Vargas, I. (2013). Evaluación de la calidad del agua fluvial con diatomeas (Bacillariophyceae), una experiencia en Tacna, Perú. *Revista peruana de medicina experimental y salud pública*, (30), 58-63.
- Cejudo Figueiras, C. (2011). *Monitorización de los ecosistemas dulceacuícolas mediante métricas basadas en diatomeas* [Tesis Doctoral, Universidad de León].
- Comas, A. (1989a). Taxonomische Übersicht der zönobialen Chlorokokkalalgen von Kuba I. Fam Hydrodictyaceae. *Archiv für Hydrobiologie*, 82(2), 129-151.
- Comas, A. (1989b). Taxonomische Übersicht der zönobialen Chlorokokkalalgen von Kuba II. Fam. Coelastraceae. *Archiv für Hydrobiologie*, 82(3), 347-364.
- Confederación Hidrográfica del Duero (Ed.). (2011). *Guía de las diatomeas de la cuenca del Duero*. Confederación Hidrográfica del Duero.
- Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J. & Delmas, F. (2008). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, (9), 621-650.
- Cronberg, G. & Annadotter, H. (2006). *Manual on Aquatic Cyanobacteria. A Photo Guide and a Synopsis of their Toxicology*. ISSHA. UNESCO.
- Del Toro, J., Schuster, J.P., Kusosawa, J., Araya, E. y Contreras, M. (2003). *Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Río Maipo (Santiago, Chile)*. XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica.
- Descy, J.P. & Ector, L. (1999). Use of diatoms for monitoring rivers in Belgium and Luxemburg. En: Prygiel, J., Whitton, B.A. & Bukowska, J. (Eds.), *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Proceedings of International Symposium, Douai, France, 1997, 128-137.
- Díaz, L.D., Raguileo, D.A., Hernández, M. y Salvadores, F.J. (2021). *Caracterización del sistema de riego del Valle Inferior del Río Chubut: análisis desde las representaciones y opiniones de quienes riegan*. Ediciones INTA.
- Domínguez, E., Giorgi, A. y Gómez, N. (Comps.). (2020). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: Bases para el análisis de la integridad ecológica*. Editorial Eudeba.
- Domínguez, E., Encalada, A. Fernández, H., Giorgi, A., Marchese, M., Miserendino, M., Munne, A., Prat, N., Ríos-Touma, B. y Rodrigues Capítulo, A. (2022). Biomonitorio en ríos de la Argentina: Un camino por recorrer. *Ecología Austral*, (32), 934-949.
- EPA. (2005). *New Indicators of Coastal Ecosystem Condition*. Office of Research and Development Washington DC, EPA/600/S-05/004.

- Ferrari, G., Kröger, A. y Torrendell, M. (2019). Calidad de agua de los tributarios de la Laguna del Sauce, Maldonado, Uruguay, en base al Índice Diatomológico Pampeano (IDP). *Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay*, (18), 10-35.
- Ferrario, M.E. (1975). Diatomeas del Lago Puelo. *Darwiniana*, 19(2-4), 207-284.
- Ferrario, M., Sar, E. y Sala, S. (1995). Metodología básica para el estudio del fitoplancton con especial referencia a las diatomeas. En: Alveal, K., Ferrario, M.E., Oliviera, E. y Sar, E. (Eds.). *Manual de métodos ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile. 1-24.
- Fleeger, J.W., Carman, K.R. & Nisbet, R.M. (2003). Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 317(1), 207-233.
- Gayoso, A.M. (1975). Contribución al conocimiento de las Desmidiáceas del Parque Nacional Los Alerces (Chubut). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 16(4), 325-338.
- Gómez, N. (1998). Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research*, 32(7), 2029-2034.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001). The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*, (35), 163–181.
- Gómez N., Licursi, M., Bauer, D.E., Ambrosio E.S. & Rodrigues Capítulo, A. (2012). Assessment of biotic integrity of the Coastal Freshwater Tidal Zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts*, 35(5), 1328-1339.
- Guarrera, S.A. (1977). Algas de agua dulce para Argentina I. Chlorophyta de Chubut. En: *Obra Cent. Mus. La Plata, III, Bot.*, La Plata, 1977. 21-44.
- Guarrera, S.A. y Echenique, R.O. (1992a). Las algas del sistema del río Limay (República Argentina) II. Chlorophyta: 2. Volvocales y Tetrasporales. *Cryptogamie, Algologie*, 13(1), 31-38.
- Guarrera, S.A. y Echenique, R.O. (1992b). Las algas del sistema del río Limay (R. Argentina) II. Chlorophyta: 3. Chlorococcales. *Cryptogamie, Algologie*, 13(4), 257-272.
- Guerrero, J., Sala, S. E. y Gorriti, G. (2001). Epithemiaceae y Surirellaceae (Bacillariophyceae) de Tierra del Fuego, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (36), 29-45.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2024. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Recuperado de: <https://www.algaebase.org> el 20 de marzo de 2024.
- Hansen, D.V. & Rattray, M. Jr. (1966). New dimensions in estuary classification. *Limnology and Oceanography* XI, (3), 319-326.
- Hasle, G. R. & Fryxell, G. A. (1970). Diatoms: Cleaning and Mounting for Light and Electron Microscopy. *Transactions of the American Microscopical Society*, 89(4), 469–474.

- Hill, B.H., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R., Stevenson, R.J., McCormick, F.H. & Johnson, C.B. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *Journal of North American Benthological Society*, 19(1), 50–67.
- Huber-Pestalozzi, G. (1942). Das phytoplankton des süßwassers, Diatomeen. In: Thienemann, A. *Die Binnengewässer*, 16(2), 367-549.
- Huber-Pestalozzi, G. (1955). Das phytoplankton des süßwassers. Systematik und Biologie. In: Thienemann, A. *Die Binnengewässer*, 16(7).
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2022). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas. Recuperado de: <https://www.indec.gov.ar/> el 20 de marzo de 2024.
- Ivanissevich, M.E., Sastre, V., Otaño, S., Santinelli, N., Ayestarán, M.G., Pángaro, M.F., Rivera S. y Reinoso, R. (1993). *Influencia de los canales colectores de riego en el curso inferior del río Chubut*. XVI Reunión Argentina de Ecología. Puerto Madryn, 19 al 24 de abril de 1993.
- Johnson, R., Wiederholm, T. & Rosenberg, D. (1993). Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. En: Rosenberg, D. & Resh, V. (Eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall. 40-158.
- Kaless, G., Matamala, F.M., Montero, B. y Greco, W. (2008). *Cambios hidrológicos y morfológicos en el Río Chubut aguas abajo de la presa Florentino Ameghino*. V Congreso Argentino de Presas y Aprovechamientos Hidroeléctricos, Tucumán, Argentina.
- Kociolek, J.P., Theriot E.C., Williams, D.M., Julius, M., Stoermer, E.F. & Kingston, J.C. (2015). Centric and Araphid Diatoms. In: Wehr, J.D., Sheath, R.G. & Kociolek, J.P. (Eds.). *Freshwater Algae of North America*. San Diego. Elsevier Inc. Academic Press. 653-708.
- Komárek, J. & Fott, B. (1983). Chlorophyceae, Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- Komárek, J. & Anagnostidis, K. (2005). *Cyanoprokaryota, Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 19/2. Spektrum Akademischer Verlag, Berlin.
- Komarkova-Legnerova, J. (1969). The systematics and ontogenesis of the genera *Ankistrodesmus* Corda and *Monoraphidium* gen. nov. In: Fott, B. (Ed.) *Studies in Phycology*. Academia. 75-144.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986). Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Veb Gustav Fischer Verlag, Jena, Alemania.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988). Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/2. Veb Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991). Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/3. Veb Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (2004). Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthesaceae. Kritische Ergänzungen zu *Achnanthes* s. l. *Navicula* s. str., *Gomphonema*. In: Ettl H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. & Mollenhauer, D. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlín, Alemania.
- Krieger, W. (1937). Die Desmidiaceen Europas mit Berücksichtigung der aussereuropäischen Arten. I. *Rabenhorsts, Kryptogamen-Flora von Deutschland*, 13(1), 1-712.
- Legendre, P. & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Liberoff A.L., Flaherty S., Hualde P., García Asorey M.I., Fogel M.L. & Pascual M.A. (2019). Assessing land use and land cover influence on surface water quality using a parametric weighted distance function. *Limnologica*, (74), 28-37.
- Licera, C., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Ruiz, M., Halac, S., Olivera, P. y Nadal, F. (2012). *Cianobacterias en embalses de Córdoba, descripción taxonómica y ecológica*. Instituto Nacional del Agua, Centro de Investigación de la Región Semiárida (INA-CIRSA), Córdoba-Argentina.
- Licursi, M. y Gómez, N. (2003). Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad de agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana Argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*, (21), 31-49.
- Licursi, M., Sierra, M.V. & Gómez, N. (2006). Diatom assemblages from a turbid coastal plain estuary: Rio de la Plata (South America). *Journal of Marine Systems*, (62), 35-45.
- Lobo, E.A., Wetzel, C.E., Ector, L., Katoh, K., Blanco, S. & Mayama, S. (2010). Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian Rivers. *Limnetica*, 29(2), 323-340.
- Locascio de Mitrovich, C., Villagra de Gamundi, A., Tracanna, B.C., Seeligmann C. y Butí, C. (1997). *Situación Actual de la Problemática limnológica de los embalses de la provincia de Tucumán (Argentina)*. Seminario Internacional sobre Evaluación de la calidad de pequeños cuerpos de agua en los trópicos y subtrópicos de Sudamérica, La Paz, Bolivia.
- López Fuerte, F.O. y Siqueiros Beltrones, D.A. (2011). Diatomeas como indicadores de la calidad ecológica de los oasis de Baja California Sur, México. *CONABIO. Biodiversitas*, (99), 8-11.
- Lowe, R. (2010). *Epithemia sorex*. In: Diatoms of North America. Recuperado de https://diatoms.org/species/epithemia_sorex el 15 de mayo de 2024.
- Maidana, N.I. y Seeligmann, C. (2006). Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes acuáticos de altura de la provincia de Catamarca, Argentina II. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (41), 1-13.

- Maidana, N.I., Seeligmann, C. y Morales, M.R. (2008). Diatomeas (Bacillariophyceae) de humedales de altura de la Provincia de Jujuy, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (43), 1-17.
- Maidana, N.I., Seeligmann C. y Morales, M.R. (2011). El género *Navicula* sensu stricto (Bacillariophyceae) en humedales de altura de Jujuy, Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (46), 13-29.
- Maidana, N.I. y Seeligmann, C. (2015). Diatomeas (Bacillariophyceae) en humedales de altura de la Provincia de Catamarca (Argentina) III. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (50), 447-466.
- Margalef, R. (1957). La teoría de la información en ecología. *Memorias de la Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona*, 32(13),373-436.
- Margalef, R. (1974). *Ecología*. Omega.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Omega.
- Marin, L. (2022a). *Monitoreo de calidad de agua, septiembre 2022*. Hidroeléctrica Ameghino S.A. Recuperado de <https://www.hidroameghino.com.ar/inform> el 5 de mayo de 2024.
- Marin, L. (2022b). *Monitoreo de calidad de agua, diciembre 2022*. Hidroeléctrica Ameghino S.A. Recuperado de <https://www.hidroameghino.com.ar/inform> el 5 de mayo de 2024.
- Marin, L. (2023a). *Monitoreo de calidad de agua, marzo 2023*. Hidroeléctrica Ameghino S.A. Recuperado de <https://www.hidroameghino.com.ar/inform> el 5 de mayo de 2024.
- Marin, L. (2023b). *Monitoreo de calidad de agua, agosto 2023*. Hidroeléctrica Ameghino S.A. Recuperado de <https://www.hidroameghino.com.ar/inform> el 5 de mayo de 2024.
- Markert, B.A., Breure, A.M. & Zechmeister, H.G. (2003). Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. *Trace Metals and other Contaminants in the Environment*, (6), 3-39.
- Martínez de Fabricius, A.L., Luque, M.E. y Boccolini, M. (2005). Diatomeas planctónicas de cursos de agua: Cuenca del Río Piedra Blanca (Córdoba, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina de Botánica*, (40), 183-198.
- McCormick, P.V. & Cairns Jr., J. (1994). Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology*, (6), 509-526.
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. & García-Rodríguez, F. (2005) *Diatoms of Uruguay. Compared with other taxa from South America and elsewhere*. Gantner Verlag, Ruggell.
- Mirande, V. y Tracanna, B.C. (2005). Fitoplancton de un río del noroeste argentino contaminado por efluentes azucareros y cloacales. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 40(3-4), 169-182.
- Nather Khan, I.S.A. (1991). Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia*, (224), 175-184.

- Orfila, J. y Scapini, M. (1987). *Análisis preliminar de las características fisicoquímicas del estuario del río Chubut y su aptitud para su uso*. I Jornadas Nacionales de Recursos Hídricos de Zonas Áridas y Semiáridas y su Relación con el Hombre y el Medio Ambiente. Río Gallegos.
- Otaño, S. y Santinelli, N. (1997). Chlorophyta del río Chubut (Patagonia, Argentina) I. Chlorococcales, *Physis*, (53), 124-125.
- Owen, J. (2010). *Informe Técnico N°438-DCOA-2010*. MAyCDS.
- Paerl, H.W. & Peierls, B.L. (2008). Ecological responses of the Neuse River–Pamlico Sound estuarine continuum to a period of elevated hurricane activity: Impacts of individual storms and longer term trends. *American Fisheries Society Symposium*, (64), 101-116.
- Parra, O., González, M., Dellarossa, V., Rivera, P. y Orellana, M. (1983). *Manual Taxonómico del Fitoplancton de Aguas Continentales; con especial referencia al fitoplancton de Chile*. Editorial de la Universidad de Concepción.
- Patrick, R. & Reimer, C.W. (1966). The diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. 1. *Monographs, Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, (13), 1-688.
- Patrick, R.M. & Reimer, C.W. (1975). The Diatoms of the United States, exclusive of Alaska and Hawaii. II, part 1. *Monographs, Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, (13), 1-213.
- Perillo, G. & Piccolo, M.C. (1989). Hydrography and Circulation of the Chubut River Estuary (Argentina). *Estuaries and Coasts*. 12(3), 186-194.
- Pessacq, N., Flaherty, S., Solman, S. & Pascual, M. (2020). Climate change in Patagonia: Critical decrease in water resources. *Journal of Theoretical and Applied Climatology*. 140(3),807-822.
- Piccardo Antunez, A. (2020). Diatomeas bentónicas como indicadores de gradientes ambientales asociados a actividades antrópicas en arroyos de la cuenca del río Negro [Tesis de Maestría en Geociencias, Universidad de la República de Uruguay].
- Pizzolón, L., Tracanna, B., Silva, H., Prospero, C., Martínez de Fabricius, A. L. M., García de Emiliani, M. O., Otaegui, A. V., Amalfi, M., Labollita, H., Santinelli, N. y Sastre, V. (1997). Inventario de ambientes de aguas dulce de Argentina con riesgo de envenenamiento por cianobacterias. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, (33), 26-34.
- Potapova, M. & Charles, D.F. (2007). Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, (7), 48–70.
- Potapova, M. (2009a). *Diatoma vulgaris*. In: Diatoms of North America. Recuperado de https://diatoms.org/species/diatoma_vulgaris el 15 de mayo de 2024.
- Potapova, M. (2009b). *Melosira varians*. In: Diatoms of North America. Recuperado de https://diatoms.org/species/melosira_varians el 15 de mayo de 2024.

- Potapova, M. & English, J. (2010). *Aulacoseira granulata*. In: Diatoms of North America. Recuperado de https://diatoms.org/species/aulacoseira_granulata el 8 de mayo de 2024.
- Potapova, M. & Spaulding, S. (2013). *Cocconeis placentula*. In: Diatoms of North America. Recuperado de https://diatoms.org/species/cocconeis_placentula el 15 de mayo de 2024.
- Potapova, M. (2020). *Surirella lacrimula*. In: Diatoms of North America. Recuperado de <https://diatoms.org/species/surirella-lacrimula> el 8 de mayo de 2024.
- Prescott, G.W., Croasdale H.T. & Vinyard, W.C. (1972). *North American Flora, Desmidiáles I: Saccodermæ, Mesotaeniaceæ*. New York Botanical Garden, New York, EUA.
- R Core Team., 2023. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de: <https://www.R-project.org/>
- Resh, V.H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138(1), 131-138.
- Rimet, F. & Ector, L. (2005). Role of diatoms in the application of the Water Framework Directive in Europe: recent developments in France. *Van de Nederlands - Vlaamse Kring van Diatomisten*, (31).
- Rumeau, A. & Coste, M. 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique générique. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, (309), 1-69.
- Sala, S.E. (1996a). Flora diatomológica del embalse Paso de las Piedras (Argentina) I Fam. Diatomaceae, fam. Achnanthaceae y fam. Eunotiaceae (O. Pennales). *Darwiniana*, (34), 251-266.
- Sala, S.E. (1996b). Flora diatomológica del embalse Paso de las Piedras (Prov. de Buenos Aires: Argentina) II Fam. Naviculaceae (Pennales). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (32), 95-121.
- Salomoni, S.E., Rocha, O., Callegaro, V.L. & Lobo, E.A. (2006). Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, (559), 233–246.
- Salusso, M.M. 1998. *Evaluación de la calidad del agua de dos ríos del valle de Lerma (Salta) sometidos a acción antrópica* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Litoral].
- Salusso, M.M. y Moraña, L. (2002). Comparación de índices bióticos utilizados en el monitoreo de dos sistemas lóticos del noroeste argentino. *Revista de Biología Tropical*, 50(1), 327-336.
- Santinelli, N., Sastre, V., Otaño, S., Ayestarán, M.G., Pángaro, M.F., Ivanissevich, M.E., Reinoso, R. y Rivera, S. (6-11 de diciembre de 1992). *Fitoplancton y estado trófico del curso inferior del río Chubut, Patagonia Argentina*. Congreso Latinoamericano de Ecología. Caxambú, Mina Gerais, Brasil.

- Santinelli, N., Sastre, V., Rivera, S y Otaño, S. (1996). *Fitoplancton del Embalse Florentino Ameghino (Chubut): Estructura, dinámica y estado trófico*. Informe Final PI Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.
- Sastre, V., Santinelli, N. y Caille, G. (1990). Diatomeas y Dinoflagelados del Estuario del río Chubut, Patagonia, Argentina. II Estructura de las Comunidades. *Anales II Congreso Latinoamericano de Ficología Marina, Revista de la Facultad de Oceanografía, Pesquería y Ciencias Alimentarias, Universidad Nacional Federico Villarreal*, (2), 181-192.
- Sastre, A.V. y Santinelli, N.H. (1993). *Informe final del PI Factores naturales y antrópicos causantes de las floraciones de diatomeas en el curso inferior del río Chubut*. FCN-Sede Trelew-UNPSJB
- Sastre V., Santinelli N., Otaño S., Ivanissevich M.E. & Ayestaran M.G. (1994a). Diatom blooms and their relation to water supply. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, (25), 1974-1978.
- Sastre V., Santinelli N. y Sendin M.E. (1994b). Floración de *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen (Bacillariophyceae) en el curso inferior del río Chubut. *Revista Brasileira de Biologia*, 54(4), 641-647.
- Sastre, V., Otaño, S., Santinelli, N., Pangaro, M., Ayestaran, G. e Ivanissevich M. (1994c). Fitoplancton, nutrientes, manejo del embalse Florentino Ameghino y su influencia en el río Chubut. *Naturalia Patagónica*, 2(1-2), 59-69.
- Sastre, A.V., Santinelli, N.H., Otaño, S.H. & Ivanissevich, M.E. (1998). Water quality in the lower section of the Chubut River, Patagonia, Argentina. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, (26), 951-955.
- Sathicq, M.B. (2017). *Empleo de descriptores fitoplanctónicos como biomonitores en la evaluación de la calidad del agua en la costa del río de la Plata (Franja Costera Sur)* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata].
- Scapini, M., Lobos, J., y Orfila, J. (1983). *Estudio de la capacidad autodepuradora del río Chubut*. 6º Congreso Argentino de Saneamiento. Salta. Argentina.
- Scapini, M., y Orfila, J. (1984). *Características químicas de las aguas superficiales del Chubut*. Chubut, MESOP, DPA.
- Seeligmann, C.T. (1999). Dinámica del fitoplancton del río Salí (Tucumán, Argentina) en relación a la contaminación. *Natura Neotropicalis*, 30(1- 2), 57- 66.
- Seeligmann, C.T. (2000). Nuevas citas de Bacillariophyceae para el Noroeste Argentino. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (34), 165-169.
- Seeligmann, C. y Maidana, N. (2003). Diatomeas (Bacillariophyceae) de ambientes acuáticos de altura de la provincia de Catamarca (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, (38), 39-50.
- Shannon, C. E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, (27), 379–423.
- Sheath, R. & Munawar, M. (1974). Phytoplankton composition of a small subarctic lake in the Northwest Territories, Canada. *Phycologia*, 13(2), 149-161.

- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, (163), 688.
- Smith, G.M. (1920). Phytoplankton of the Inland Lakes of Wisconsin. Part I. Myxophyceae, Phaeophyceae, Heterokontae, and Chlorophyceae exclusive of the Desmidiaceae. *Bulletin Wisconsin Geological and Natural History Survey*, 57(12), 1-243.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. & Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100(1), 179-196.
- Smith, V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10(2), 126-139.
- Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (2010). *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press.
- Spaulding, S. (2011). *Tryblionella*. In: Diatoms of North America. Recuperado de <https://diatoms.org/genera/tryblionella> el 8 de mayo de 2024.
- Spaulding *et al.* (2021). Diatoms.org: supporting taxonomists, connecting communities. *Diatom Research*, 36(4), 291-304.
- Stevenson, R.J. & White, K.D. (1995). A comparison of natural and human determinants of phytoplankton communities in the Kentucky River basin, USA. *Hydrobiologia*, (297), 201-216.
- Szczepocka, E. & Rakowska, B. (2015). Diatoms in the biological assessment of the ecological state of waters using the Czarna Staszowska River as an example. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 44(2), 254-266.
- Taboada, M.A. (2017). *Estudio de la ficoflora como bioindicadora del Estado Ecológico en sistemas lóticos de Tucumán: Evaluación del estado antrópico* [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Tucumán].
- Tall, L., Cloutier, L. & Cattaneo, A. (2006). Grazer diatom size relationships in an epiphytic community. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 1211-1216.
- Tell, G. y Conforti, V. (1986). Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. *Bibliotheca Phycologica*, (75).
- Toro, J., Schuster, J.P., Kurosawa, J. Araya, E. y Contreras, M. (2003). *Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores, Río Maipo (Santiago: Chile)*. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica.
- Tracanna, B.C. (1982). Estudio taxonómico de las Chlorophyta de Tucumán (incluidas algunas consideraciones ecológicas). *Opera Lilloana*, (32).
- Tracanna, B.C. (1985). Algas del noroeste argentino (excluyendo las diatomophyceae). *Opera Lilloana*, (35).
- Velázquez Bucio, M.M. (2007). *Uso de diatomeas para la evaluación del agua del río Turbio, afluente del río Lerma, México* [Tesis de Maestría en Geociencias y Planificación del Territorio, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo].

- Venrick, E. (1995). Muestreo y submuestreo del fitoplancton marino y dulceacuícola. En: Alveal, K., Ferrario, M.E., Oliviera, E. y Sar, E. (Eds.) *Manual de métodos ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile. 199-218.
- Villafañe, V. y Reid, F. (1995). Métodos de microscopía para la cuantificación del fitoplancton. En: Alveal, K., Ferrario, M.E., Oliviera, E. y Sar, E. (Eds.) *Manual de métodos ficológicos*. Universidad de Concepción, Chile. 169-186.
- Vinocur A. y Tell G. (1989). Algas del río Luján nuevas para la Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 26(1-2),119-125.
- Whitton, B.A., Rott, E. & Friedrich, G. (eds.) (1991) *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Proceedings of the International Symposium, 26-28 May 1991, Germany.
- Whitton, B.A. & Rott, E. (eds.) (1996) *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Proceedings II of the International Symposium, 17-19 September 1995, Innsbruck, Austria.
- Xu, F.L., Jørgensen, S.E. & Tao, S. (1999). Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling*, 116(1), 77-106.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el área de estudio.	17
Figura 2. Sitio I: Puente del Dique Florentino Ameghino (DFA). (a) Puente; (b) vista desde el puente.	18
Figura 3. Sitio II: Puente de 28 de Julio (28J). (a) Puente; (b) vista desde el puente.	18
Figura 4. Sitio III: Planta potabilizadora de Trelew (Tw). (a) Tomas de agua; (b) vista desde la toma.	18
Figura 5. Sitio IV: Muelle del barrio Rodaj Park, Rawson (Rw). (a) Muelle; (b) vista desde el muelle.	19
Figura 6. Muestreo utilizando red de fitoplancton.	19
Figura 7. Frascos plásticos usados para la conservación de las muestras cualitativas.	20
Figura 8. Muestreo utilizando botella Van Dorn.	20
Figura 9. Determinación <i>in situ</i> de parámetros fisicoquímicos complementarios.	21
Figura 10. Microscopio Óptico con contraste de fases marca <i>Olympus®</i> modelo <i>CX31</i> utilizado para el análisis cualitativo de fitoplancton.	21
Figura 11. (a) Reactivos y (b) centrífuga utilizados para la oxidación de las muestras cualitativas.	22
Figura 12. Microscopio Electrónico de Barrio marca <i>Zeiss®</i> modelo <i>Gemini 1 Sigma 300 VP</i> de la empresa Aluar SAIC utilizado para la identificación de especies de diatomeas.	22
Figura 13. Microscopio Óptico de epifluorescencia marca <i>Zeiss®</i> modelo <i>Axiolab 5</i> utilizado para fotografiar a las especies características del curso inferior del río Chubut.	23
Figura 14. Microscopio Óptico Invertido con contraste de fases marca <i>Olympus®</i> modelo <i>CKX41</i> utilizado para el análisis cuantitativo de fitoplancton.	24
Figura 15. Cilindros de sedimentación con cámara utilizados para la sedimentación de las muestras cuantitativas de fitoplancton.	25
Figura 16. Especies características del curso inferior del río Chubut. (a) <i>Stephanodiscus alpinus</i> ; (b) Floración de <i>S. alpinus</i> ; (c) <i>Melosira varians</i> ; (d) <i>Aulacoseira granulata</i> ; (e) Floración de <i>A. granulata</i> ; (f) <i>Diatoma vulgare</i> ; (g) <i>Ulnaria ulna</i> ; (h) <i>Cocconeis placentula</i> ; (i) <i>Epithemia sores</i>	36
Figura 17. Gráficos de presencia porcentual de los distintos grupos microalgales en los sitios de muestreo para las diferentes estaciones del año.	37
Figura 18. Gráficos de evolución de la abundancia celular, la biomasa y los parámetros fisicoquímicos complementarios a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.	38
Figura 19. Gráficos de evolución de la abundancia de los grupos morfológicos de diatomeas a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.	40
Figura 20. Gráficos de evolución de los atributos ecológicos de la comunidad fitoplanctónica a lo largo del curso inferior del río Chubut para las distintas estaciones del año.	41
Figura 21. Gráfico de sedimentación del ACP que muestra el “codo” en el CP2.	44
Figura 22. Porcentaje de contribución de las variables (a) al CP1 y (b) al CP2.	45
Figura 23. Calidad de representación de las variables (a) en el CP1 y (b) en el CP2.	45
Figura 24. Gráfico que muestra la correlación entre las variables y el círculo de correlación unitario de la matriz de datos original para los dos primeros componentes del análisis.	46
Figura 25. Porcentaje de contribución de las unidades de observación (a) al CP1 y (b) al CP2.	46
Figura 26. Calidad de representación de las unidades de observación (a) en el CP1 y (b) en el CP2.	47
Figura 27. Gráfico <i>Biplot</i> de los CP1 y CP2 que muestra simultáneamente las unidades de observación y las variables del ACP.	47

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Rangos del Cociente de Diatomeas determinados por Nygaard para los distintos estados tróficos.....	27
Tabla 2. Rangos del Cociente Compuesto determinados por Nygaard para los distintos estados tróficos.....	28
Tabla 3. Rangos del Índice Diatomológico Genérico reescalado (Q_{IDG}) para los distintos niveles de calidad ecológica de los ambientes acuáticos.....	29
Tabla 4. Presencia/ausencia de los taxa identificados en los sitios de muestreo en las distintas estaciones del año.....	31
Tabla 5. Cociente de Diatomeas (CD) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.....	42
Tabla 6. Cociente Compuesto (CC) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.....	42
Tabla 7. Índice Diatomológico Genérico reescalado (Q_{IDG}) para los sitios de muestreo en las diferentes estaciones del año.....	43
Tabla 8. Autovalores, porcentaje de varianza y porcentaje de varianza acumulado para los Componentes Principales.....	43

LISTA DE SÍMBOLOS Y ABREVIATURAS

®	Marca registrada
28J	28 de Julio
ACP	Análisis de Componentes Principales
APHA	American Public Health Association (Asociación Americana de Salud Pública)
AWWA	American Water Works Association (Asociación Americana de Obras Hídricas)
CC	Cociente Compuesto
CD	Cociente de Diatomeas
CP	Componente principal
d	Riqueza específica
DAIpo	Diatom Assamble Index to organic pollution (Índice de ensamble de diatomeas para contaminación orgánica)
DFA	Dique Florentino Ameghino
DMA	Directiva Marco de Agua
Ds	Índice de déficit de especies
EPA	Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos)
FCNyCS	Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud
H	Diversidad
I	Invierno
IBIRP	Índice de Integridad Biótica del Río de La Plata
IDG	Índice Diatomológico Genérico
IDP	Índice de Diatomeas Pampeano
IDPm	Índice de Diatomeas Pampeano modificado
IIH	Instituto de Investigación de Hidrobiología
INDEC	Instituto Nacional de Estadística y Censos de la República Argentina
MEB	Microscopio Electrónico de Barrido
MO	Microscopio Óptico
O	Otoño
OD	Oxígeno Disuelto
P	Primavera
Q _{IDG}	Índice Diatomológico Genérico reescalado
Rw	Rawson
SAIC	Sociedad Anónima Industrial y Comercial
T	Temperatura
Tw	Trelew
UE	Unión Europea
UNPSJB	Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco
V	Verano
VIRCh	Valle Inferior del Río Chubut
WEF	Water Environment Federation (Federación del Ambiente del Agua)
λ	Dominancia



ANEXO

Tabla. Set de datos completo del trabajo.

SITIO	ESTACIÓN	Parámetros fisicoquímicos					Abundancia de cada taxa (células/L)			
		Temperatura del agua (°C)	OD (mg/L)	OD (% saturación)	pH	Conductividad (µS/cm)	<i>Melosira varians</i>	<i>Aulacoseira granulata</i>	<i>A. granulata</i> var. <i>angustissima</i>	<i>Stephanodiscus alpinus</i>
DFA	Primavera	9.3	9.9	90	8.1	240	29160	0	0	205200
DFA	Verano	16.1	8.6	90	7.8	210	7830	540	0	32400
DFA	Otoño	14.8	8.6	88	8.2	220	3616	1059488	0	3525600
DFA	Invierno	7.4	10.2	88	8.0	240	3616	3026592	10848	25312
28J	Primavera	11.9	10.2	98	8.3	270	0	37968	0	68704
28J	Verano	17.8	8.9	97	8.2	240	0	0	0	15120
28J	Otoño	13.3	9.7	96	7.6	260	0	2700	0	13500
28J	Invierno	5.4	11.3	92	8.1	250	7232	1898400	21696	18080
Tw	Primavera	15.0	9.1	93	8.1	410	1808	0	12656	99440
Tw	Verano	20.8	8.2	94	8.0	380	3240	0	0	27000
Tw	Otoño	13.6	9.4	93	7.9	380	0	11880	0	21600
Tw	Invierno	4.5	12.0	96	8.1	340	0	142560	2700	0
Rw	Primavera	16.3	8.6	91	8.0	430	3240	0	0	57240
Rw	Verano	21.4	7.9	92	8.0	350	6480	0	0	21600
Rw	Otoño	14.5	9.2	93	7.8	320	57856	25312	0	70512
Rw	Invierno	4.9	11.9	96	8.1	340	0	116100	0	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)									
		<i>Urosolenia eriensis</i>	<i>Odontidium anceps</i>	<i>Diatoma vulgaris</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i>	<i>Fragilariforma viridescens</i>	<i>Staurosira construens</i>	<i>Ulnaria ulna</i>	<i>Tabellaria fenestrata</i>	<i>Cocconeis placentula</i>	<i>Achnanthydium minutissimum</i>
DFA	Primavera	0	0	7560	0	0	0	1080	0	22680	0
DFA	Verano	0	0	4320	0	0	0	1080	0	8100	0
DFA	Otoño	0	0	3616	0	0	0	3616	0	7232	0
DFA	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Primavera	0	0	5424	0	0	0	10848	0	10848	0
28J	Verano	0	0	0	0	0	0	1080	0	89100	0
28J	Otoño	0	0	0	0	540	0	0	0	27000	0
28J	Invierno	0	3616	0	0	0	0	3616	0	61472	0
Tw	Primavera	0	0	9040	0	0	12656	47008	1808	34352	0
Tw	Verano	0	0	3240	11880	0	0	3240	0	52920	0
Tw	Otoño	0	0	0	0	540	0	1080	0	35100	540
Tw	Invierno	0	2700	0	0	0	0	0	0	1620	0
Rw	Primavera	0	2160	2160	0	0	0	12960	0	8640	0
Rw	Verano	0	0	2160	4320	0	0	10800	0	54000	0
Rw	Otoño	0	0	3616	0	0	0	7232	0	27120	0
Rw	Invierno	540	0	1080	0	0	0	540	0	1620	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)								
		<i>Planothidium lanceolatum</i>	<i>Planothidium delicatulum</i>	<i>Cymbella cistula</i>	<i>Cymbella cymbiformis</i>	<i>Encyonema minutum</i>	<i>Caloneis amphisbaena</i>	<i>Frustulia vulgaris</i>	<i>Frustulia amosseana</i>	<i>Gomphonella olivacea</i>
DFA	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DFA	Verano	0	0	0	0	0	0	0	0	2970
DFA	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DFA	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Primavera	0	0	0	0	5424	0	0	1808	1808
28J	Verano	0	0	0	0	0	0	0	0	46980
28J	Otoño	0	540	0	0	0	0	0	0	2160
28J	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tw	Primavera	0	0	3616	1808	0	0	7232	0	0
Tw	Verano	0	0	2160	0	0	0	0	0	0
Tw	Otoño	2160	0	540	0	0	0	0	0	3780
Tw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Verano	0	0	0	0	0	2160	0	0	3240
Rw	Otoño	0	0	1808	0	0	0	0	0	5424
Rw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)							
		<i>Gomphonema pseudotenellum</i>	<i>Gomphonema angustatum</i>	<i>Gomphonema acuminatum</i>	<i>Gomphonema kociolekii</i>	<i>Gyrosigma acuminatum</i>	<i>Gyrosigma prolongatum</i>	<i>Navicula capitatoradiata</i>	<i>Navicula peregrina</i>
DFA	Primavera	15120	0	0	3240	0	0	1080	0
DFA	Verano	0	0	0	270	0	0	0	0
DFA	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0
DFA	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Primavera	3616	0	0	5424	3616	0	0	0
28J	Verano	0	0	0	2160	0	0	3240	0
28J	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Invierno	14464	0	0	0	0	0	0	0
Tw	Primavera	10848	0	0	3616	0	0	0	0
Tw	Verano	5400	0	0	0	6480	0	6480	0
Tw	Otoño	0	0	0	540	0	0	0	0
Tw	Invierno	0	2160	0	0	0	0	0	0
Rw	Primavera	3240	0	0	2160	0	0	0	0
Rw	Verano	0	0	18360	0	0	0	0	0
Rw	Otoño	0	0	0	0	0	1808	0	0
Rw	Invierno	0	2160	0	0	540	0	0	540



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)									
		<i>Navicula lanceolata</i>	<i>Navicula radiosa</i>	<i>Navicula cryptocephala</i>	<i>Navicula spp.</i>	<i>Placoneis rostrata</i>	<i>Craticula cuspidata</i>	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<i>Epithemia adnata</i>	<i>Epithemia sorex</i>	<i>Epithemia gibba</i>
DFA	Primavera	0	0	0	1080	0	0	0	0	1080	0
DFA	Verano	0	0	0	0	0	0	1350	0	540	0
DFA	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0	7232	0
DFA	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	3616	0
28J	Primavera	0	0	0	1808	1808	0	0	1808	5424	0
28J	Verano	0	0	0	0	0	0	3780	0	17280	0
28J	Otoño	0	0	0	0	540	0	0	0	4860	0
28J	Invierno	3616	0	0	0	0	0	0	0	21696	3616
Tw	Primavera	0	1808	0	7232	0	1808	1808	3616	7232	1808
Tw	Verano	5400	1080	0	0	0	0	0	1080	16200	2160
Tw	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0	3240	0
Tw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	1620	0
Rw	Primavera	0	4320	0	0	0	3240	0	3240	10800	0
Rw	Verano	6480	0	0	0	0	0	1080	2160	15120	0
Rw	Otoño	0	0	1808	0	0	0	0	1808	3616	0
Rw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	540	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)								
		<i>Rhopalodia gibberula</i> var. <i>vanheurckii</i>	<i>Nitzschia</i> <i>acicularis</i>	<i>Nitzschia</i> <i>vermicularis</i>	<i>Nitzschia</i> <i>sigmoidea</i>	<i>Nitzschia</i> <i>linearis</i>	<i>Nitzschia</i> <i>dissipata</i>	<i>Nitzschia</i> <i>pusilla</i>	<i>Nitzschia</i> <i>frustulum</i>	<i>Tryblionella</i> <i>hungarica</i>
DFA	Primavera	0	0	0	0	0	4320	1080	0	0
DFA	Verano	0	0	0	0	0	270	0	0	0
DFA	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DFA	Invierno	0		0	0	0	0	0	0	0
28J	Primavera	0	3616	0	0	3616	0	0	0	0
28J	Verano	0	0	4860	0	0	0	0	0	0
28J	Otoño	0	1620	0	0	0	4860	0	17280	0
28J	Invierno	0	10848	0	0	3616	7232	0	7232	0
Tw	Primavera	1808	10848	1808	3616	9040	0	0	0	0
Tw	Verano	0	0	6480	0	0	0	0	2160	1080
Tw	Otoño	0	1620	540	0	0	11880	1080	0	0
Tw	Invierno	0	2160	0	0	0	1620	0	0	0
Rw	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	4320
Rw	Verano	0	0	14040	0	0	0	0	0	0
Rw	Otoño	0	0	7232	1808	0	0	0	0	0
Rw	Invierno	0	0	0	0	0	1080	0	0	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)								
		<i>Surirella librole</i>	<i>Surirella minuta</i>	<i>Surirella ovalis</i>	Diatomeas pennadas sin identificar	<i>Monoraphidium mirabile</i>	<i>Monoraphidium griffithii</i>	<i>Actinastrum hantzschii</i>	<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	<i>Coelastrum microporum</i>
DFA	Primavera	0	0	0	4320	0	0	0	1080	0
DFA	Verano	540	0	0	12656	0	1620	270	0	810
DFA	Otoño	0	0	0	41584	112096	0	0	0	0
DFA	Invierno	0	0	0	2160	0	0	0	0	0
28J	Primavera	0	0	0	1620	0	1808	0	0	0
28J	Verano	1080	0	0	24300	0	540	0	0	540
28J	Otoño	0	0	0	17280	41580	2700	0	0	0
28J	Invierno	0	0	0	22680	14464	0	0	0	0
Tw	Primavera	0	0	0	3616	0	0	0	0	0
Tw	Verano	0	2160	0	15660	0	0	0	0	0
Tw	Otoño	0	0	0	22140	27000	0	1080	0	0
Tw	Invierno	540	0	0	36160	0	1080	0	0	0
Rw	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Verano	1080	0	1080	28928	0	2160	0	1080	0
Rw	Otoño	1808	0	1808	12420	41584	23504	0	0	0
Rw	Invierno	0	0	0	5940	0	0	0	0	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)								
		<i>Nephrocytium agardhianum</i>	<i>Tetrademus obliquus</i>	<i>Desmodesmus communis</i>	<i>Pandorina morum</i>	Chlorophyceae Oedogoniales	Chlorophyceae Ulotrichales	<i>Closterium setaceum</i>	<i>Closterium acutum</i>	<i>Cosmarium</i> sp.
DFA	Primavera	0	0	0	2160	0	0	0	0	3240
DFA	Verano	0	0	0	0	270	540	270	0	0
DFA	Otoño	0	0	0	0	0	0	3616	0	3616
DFA	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Verano	0	0	0	0	0	0	0	540	0
28J	Otoño	540	0	4320	0	0	0	0	0	0
28J	Invierno	0	0	0	0	0	0	7232	0	0
Tw	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tw	Verano	0	0	0	0	0	0	0	0	1080
Tw	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Primavera	0	7560	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Verano	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Otoño	0	0	14464	0	0	0	0	0	0
Rw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

		Abundancia de cada taxa (células/L)							
SITIO	ESTACIÓN	<i>Spirogyra</i> sp.	<i>Ceratium</i> <i>hirundinella</i>	<i>Peridinium</i> sp.	<i>Euglena</i> sp.	<i>Trachelomonas</i> sp.	<i>Mallomonas</i> sp.	Cryptophyceae sin identificar	<i>Planktothrix</i> sp.
DFA	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0
DFA	Verano	0	270	0	0	0	5670	0	0
DFA	Otoño	0	3616	0	0	0	0	148254	0
DFA	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	3616
28J	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0
28J	Verano	0	0	540	0	0	0	0	0
28J	Otoño	0	0	4320	0	540	0	2700	0
28J	Invierno	0	0	0	3616	0	0	0	0
Tw	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0
Tw	Verano	1080	0	0	0	0	0	0	0
Tw	Otoño	0	540	0	0	0	0	0	0
Tw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Primavera	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Verano	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Otoño	0	0	0	0	0	0	0	0
Rw	Invierno	0	0	0	0	0	0	0	0



PROGRAMA DE POSTGRADO INTERINSTITUCIONAL EN CIENCIAS HÍDRICAS (CON MENCIÓN AMBIENTAL)

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Abundancia de cada taxa (células/L)			Abundancia total (células/L)	Biomasa (mg/L)	Atributos ecológicos de la comunidad		
		<i>Dolichospermum</i> sp.	Cyanobacteria Chroococcales	Cyanobacteria filamentosa sin identificar			Riqueza específica (d)	Diversidad (H)	Dominancia (λ)
DFA	Primavera	0	3240	1080	307800	1.60	3.01	2.53	0.15
DFA	Verano	0	2160	1620	86366	0.37	3.91	2.71	0.12
DFA	Otoño	744896	0	0	5668078	25.71	1.77	1.14	0.48
DFA	Invierno	0	0	0	3075760	21.39	0.74	0.05	0.99
28J	Primavera	0	0	3616	180612	1.12	4.07	2.31	0.21
28J	Verano	0	0	0	211140	0.66	2.35	1.57	0.46
28J	Otoño	0	22680	0	172260	0.44	3.30	0.84	0.72
28J	Invierno	0	0	0	2134424	13.98	2.82	0.18	0.96
Tw	Primavera	0	0	0	301936	2.08	4.77	3.10	0.09
Tw	Verano	0	0	0	177660	0.85	4.11	2.71	0.16
Tw	Otoño	0	0	0	146880	0.40	3.38	1.44	0.46
Tw	Invierno	0	0	0	194920	1.06	1.74	0.26	0.93
Rw	Primavera	0	0	0	125280	0.76	2.93	2.81	0.12
Rw	Verano	0	0	0	196328	1.10	3.48	2.03	0.24
Rw	Otoño	1808	0	1808	316164	1.78	4.01	1.69	0.43
Rw	Invierno	0	0	0	130680	0.86	1.82	0.22	0.95

Tabla. Set de datos completo del trabajo (cont.).

SITIO	ESTACIÓN	Índices tróficos		
		Cociente de Diatomeas (CD)	Cociente Compuesto (CC)	índice Diatomológico Genérico reescalado (Q_{IDG})
DFA	Primavera	0.21	1.60	3.60
DFA	Verano	0.31	15.00	5.36
DFA	Otoño	0.50	3.00	7.09
DFA	Invierno	1.33	2.50	7.21
28J	Primavera	0.17	10.00	4.92
28J	Verano	0.24	4.00	6.32
28J	Otoño	0.22	5.00	6.95
28J	Invierno	0.25	12.00	7.15
Tw	Primavera	0.10	7.00	4.25
Tw	Verano	0.14	2.50	4.20
Tw	Otoño	0.11	3.00	6.59
Tw	Invierno	0.16	9.00	7.08
Rw	Primavera	0.14	13.00	4.50
Rw	Verano	0.19	9.00	5.73
Rw	Otoño	0.08	2.67	5.87
Rw	Invierno	0.17	3.00	7.13