



ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS DEL RÍO SANTA CRUZ (PRESIDENTE DR. NÉSTOR C. KIRCHNER Y GOBERNADOR JORGE CEPERNIC), PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CAPÍTULO 4 – LINEA DE BASE AMBIENTAL

PUNTO 6 - LIMNOLOGÍA

INDICE

6	LIMNOLOGÍA	3
6.1	METODOLOGÍA	3
6.2	CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DEL LAGO ARGENTINO Y RÍO SANTA CRUZ.	5
6.3	EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA	10
6.3.1	Reseña de la Problemática	10
6.3.2	Valoración de los resultados analíticos	13
6.3.3	Conclusiones	21
6.4	CARACTERÍSTICAS TÉRMICAS DEL LAGO ARGENTINO	22
6.4.1	Conclusiones	25
6.5	FITOPLANCTON	25
6.5.1	Análisis de Resultados	26
6.5.2	Conclusiones	28
6.6	ZOOPLANCTON	30
6.6.1	Análisis de Resultados	30
6.6.2	Conclusiones	32
6.7	FAUNA BÉNTICA	33



6.7.1	Análisis de Resultados	35
6.7.2	Utilización potencial de los diferentes hábitats por los invertebrados	37
6.7.3	Conclusiones	38
6.8	BIBLIOGRAFÍA	39

ANEXO I – PARÁMETROS ANALIZADOS

ANEXO II – PROTOCOLOS

ANEXO III – NIVELES GUÍAS



6 LIMNOLOGÍA

6.1 METODOLOGÍA

Con el fin de obtener la situación de línea de base ambiental limnológica del sistema lago Argentino-río Santa Cruz, se definió una campaña de campo, la cual fue realizada entre el 29 de marzo al 4 de abril del 2015.

En este contexto se definieron 8 estaciones de muestreo (Figura 6-1):

- Estación 1 - Lago Argentino - Brazo Sur
- Estación 2 - Lago Argentino - El Calafate
- Estación 3 - Lago Argentino - Este (próximo a la naciente del río Santa Cruz)
- Estación 4 - Río Santa Cruz - Ruta 40 (área de cola de embalse NK)
- Estación 5 - Río Santa Cruz - Eje NK
- Estación 6 - Río Santa Cruz - Cola JC
- Estación 7 - Río Santa Cruz - Eje JC
- Estación 8 - Río Santa Cruz - Ruta 3 (Piedrabuena, punto de salida del sistema)

Las estaciones en el lago Argentino fueron definidos considerando que en lagos andino-patagónicos, de grandes dimensiones, pueden existir sectores con peculiaridades en las condiciones físicas, químicas y biológicas, relacionadas con la exposición al tirante de vientos, y con la morfología de las costas. Se consideró relevante también investigar la zona directa de aporte glaciar (estación 1) por constituir un área socialmente sensible, en la que podrían existir reclamos futuros que pudieran ser asignados a la construcción de los embalses.

Previamente a la campaña se había propuesto la realización de dos estaciones de muestreo, a la altura de El Calafate en el área próxima a las costas Sur y Norte. El reconocimiento de campo permitió conocer que no existen diferencias sustanciales en la morfología de ambos márgenes y que la actividad del viento era suficiente para evitar la formación de ambientes con características limnológicas diferenciadas. Por tal motivo se realizó el muestreo en la longitud de El Calafate, equidistante entre ambas márgenes (estación 2).

Las estaciones 5, 6, 7, se definieron como áreas propuestas de sitios de control de calidad de aguas luego de la construcción de los embalses. La estación 8 fue situada en la intersección de la ruta 3, lo que permitirá fácil acceso ante la necesidad eventual de realizar muestreos de control de calidad de agua, con frecuencia mayor a la prevista originalmente, luego de la construcción de los embalses.

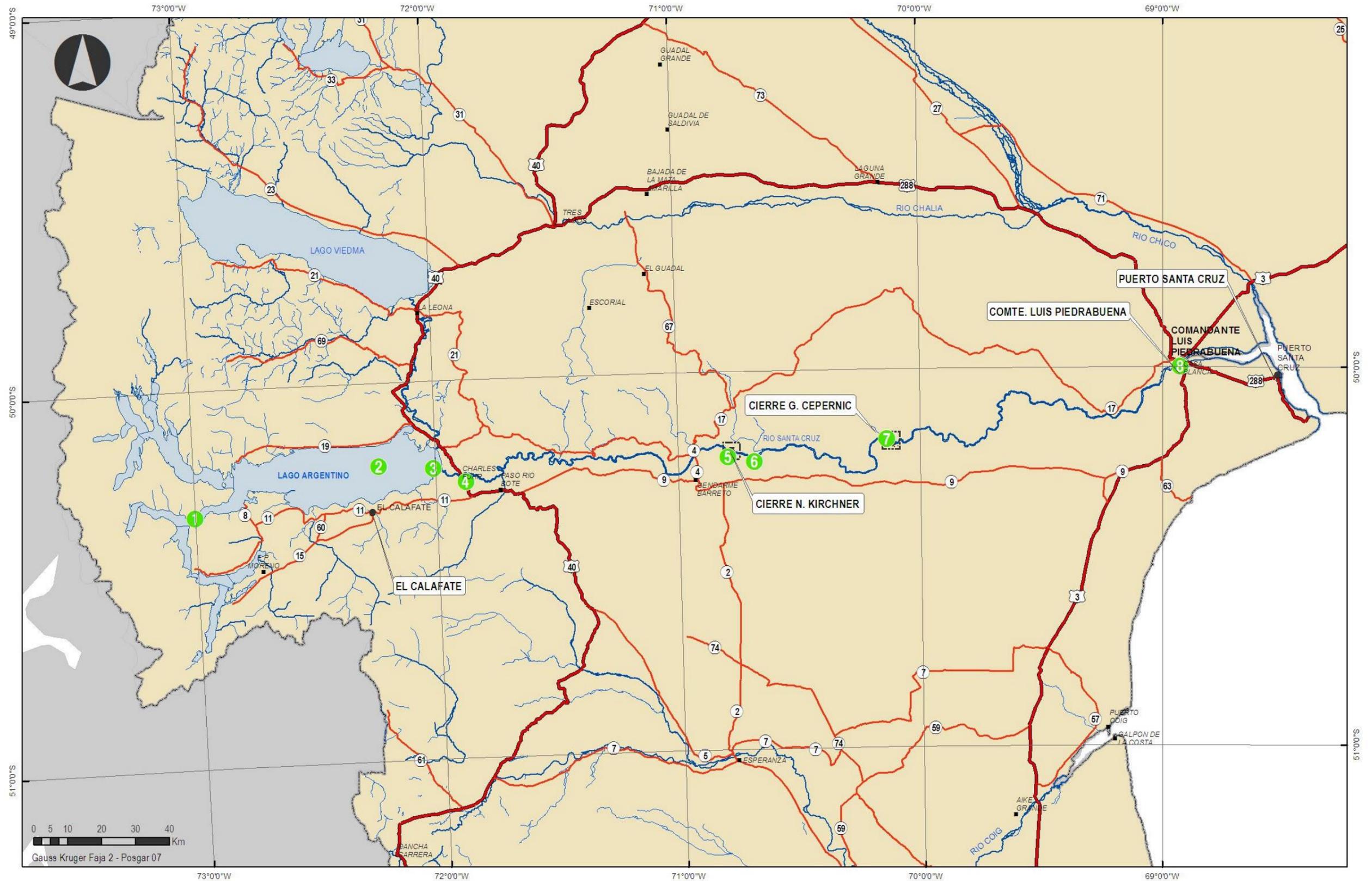


Figura 6-1. Estaciones de muestreo.



Todos los trabajos fueron realizados por el Dr. Juan José Neiff, quien portó equipos, el instrumental debidamente calibrado y envases acondicionados para la toma de muestras. Las muestras se acondicionaron en conservadoras térmicas y fueron transportadas por el Dr. Neiff hasta los laboratorios de CECOAL (Centro de Ecología Aplicada del Litoral), quien tuvo a su cargo los análisis de laboratorio.

La descripción de los parámetros analizados (aniones y cationes mayoritarios, metales pesados, HTP, agroquímicos, PCBs, fitoplancton, zooplancton, bentos, entre otros) y de las técnicas analíticas utilizadas se detalla en el Anexo 4-06-I. Estos son coherentes con las especificaciones de la Disposición 04/96 de la Autoridad de Aplicación de calidad de los recursos hídricos de la Provincia de Santa Cruz. Para los registros de parámetros de campo, la toma de muestras, la conservación y transporte se cumplió con la directiva mencionada, siguiendo además los lineamientos de APHA^{20th}. en casos en los que no habían especificaciones consignadas en la Disposición 04/96.

Resulta importante mencionar que se realizaron perfiles térmicos en el lago Argentino. Esto estuvo condicionado por la ocurrencia de fuertes vientos, especialmente en El Calafate, donde no se pudo alcanzar la profundidad deseada.

Como parte de esta campaña se exploró visualmente la presencia de macrófitos litorales, con resultados negativos, no existiendo antecedentes al respecto.

6.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DEL LAGO ARGENTINO Y RÍO SANTA CRUZ.

Como fuera descrito en detalle anteriormente (ver Punto 2), el lago Argentino tiene dos áreas morfométricamente diferenciadas por la punta oriental de la Península Avellaneda.

La occidental que está rodeada por cerros de 2500 metros, que tiene dos brazos subdivididos en canales y ensenadas. Hasta allí llegan las lenguas glaciares provenientes del campo de hielo patagónico. Estos brazos están flanqueados por laderas abruptas cubiertas por bosques andinopatagónicos cuyos árboles disminuyen su altura en la medida que se asciende, hasta tener formas achaparradas en el límite superior (*timber line*) que se encuentra entre 1600 y 1800 m.s.n.m.

La zona oriental del lago es la más amplia, con el aspecto característico de los lagos patagónicos, con perfil vertical en forma de una "V" extendida horizontalmente, típica de la zona terminal de un lago de origen glacial. La línea de costa en esta zona es regular, poco desarrollada, circundada por varias terrazas.

La zona litoral del lago Argentino es breve, en la línea de costa se alcanza los 20 metros de profundidad antes de alejarse 50 metros de la costa, precisamente por la forma de "V truncada" a la que se aludió en el párrafo anterior.

Los sedimentos del fondo en la zona litoral son gravas poco seleccionadas, con muy escasa cantidad de arenas gruesas a finas y el contenido de materia orgánica (detritos) es exiguo. Estas características de la zona litoral y el importante batido del oleaje, son la causa que no se encuentre vegetación acuática hasta 10 metros de profundidad. No se dispone de sondeos entre los 10 y 20 metros de profundidad, donde podrían encontrarse plantas de *Ranúnculus* o de *Isoetes* como en otros lagos andinopatagónicos (Neiff, 1973). Para mayor conocimiento se deberían hacer estudios complementarios sobre la distribución de plantas acuáticas en el lago Argentino y su función en la estructuración de hábitats.

Las aguas tienen muy bajo contenido de sales disueltas, como puede apreciarse en los valores de conductividad eléctrica, registrándose gradiente de incremento desde el Brazo Sur hasta la estación situada en proximidad de las nacientes del río Santa Cruz (Este).

La concentración de nitrógeno, en sus distintas formas, se encuentra generalmente por debajo (o: en) el límite de detección de la técnica utilizada. No así el fósforo, que como fósforo total y como ortofosfatos, indica condiciones apropiadas para la producción primaria planctónica. Como señalara Pizzolón (1995) para el lago Futalaufquen, la actividad fotosintética planctónica está limitada por el nitrógeno y no por el fósforo.

La concentración de clorofila, como expresión de la biomasa de algas, en todas las muestras analizadas se encontró por debajo, o en, del límite de detección, a pesar que el clima óptico de las aguas permitiría una producción mayor.

Si bien la información de este estudio es puntual, a efectos sólo operativos, las características del lago Argentino responden a las de los lagos oligotróficos o ultraoligotróficos.

En este período el clima óptico de las aguas evidenció la mayor transparencia en el Brazo sur, con medida de disco de Secchi de 1,10 m, de 0,69 m en la estación El Calafate y de sólo 0,46 m en la estación Este. En sentido inverso, se constató un aumento de la turbidez desde el Brazo sur hasta la estación Este, como puede verse en las planillas de laboratorio (ver Anexo 4-06-II).

Si bien las aguas del lago impresionan por su color azul-celeste, al igual que en el río Santa Cruz, vale señalar que se trata de un efecto visual dado por la absorción de la luz ambiente.



Figura 6-2. Imagen aérea del lago Argentino, en la naciente del río Santa Cruz.

El color aparente de las aguas, no alcanzó a diferenciarse en las tablas de color de Münsell, debido a su escasa tonalidad y matiz. En la Figura 6-3 se presentan los filtros de membrana, de acetato de celulosa, de $0,45\mu$ de poro, utilizado para valorar la cantidad de partículas sólidas totales suspendidas en el agua.



Figura 6-3. Filtros de membrana, lago Argentino

En las tres estaciones, la concentración de sólidos suspendidos fue inferior a 2 mg.L^{-1} , todos, materiales coloidales, que atraviesan los filtros GFC de 2μ de poro. Como muestra la Figura anterior la concentración de coloides en el Brazo Sur es ínfima. Las bajas concentraciones de sólidos suspendidos para el río Sta. Cruz, fueron ya mencionadas por Depetris et al. (2005) con resultados que colocan a este río entre los de menores concentraciones de materiales disueltos y suspendidos, al compararlo con otros ríos de la Patagonia (Depetris et al. op cit.).

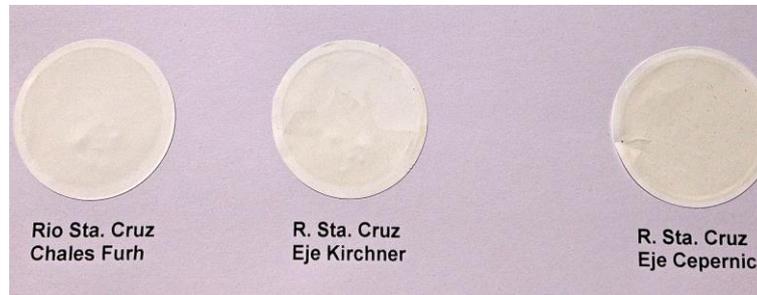


Figura 6-4. Filtros de membrana de algunas estaciones del río Santa Cruz

Como se aprecia en las planillas de campo (Anexo 4-06-II) las aguas del lago son débilmente alcalinas, con pH de 7,1 en el Brazo sur a 7,4 en la estación Este, lo que se corresponde con baja concentración de materia orgánica disuelta y particulada en el agua (ver valores de DQO en Anexo 4-06-II) y baja respiración planctónica. Los valores de DQO en muestra bruta fueron menores al 10% del límite establecido por la Disposición 04/96 para ríos, siendo que en el período de crecientes suelen obtenerse las mayores concentraciones.

Como se discute en otro acápite de este informe (ver Punto 6.4), en las tres estaciones de muestreo, desde superficie a profundidad, se registró valores de oxígeno muy cercanos al punto de saturación. Indudablemente predominan los procesos oxidativos lo que es muy importante a la hora de considerar alguna posible situación de estratificación de los futuros embalses del río Santa Cruz. En el supuesto que se diera tal fenómeno, la probabilidad de generarse condiciones reductoras y producción de metano parece muy poco probable.

Las aguas del lago pertenecen a la tipología: bicarbonatada-cálcicas-cloruradas-sódicas, con menor participación de sulfatos y con concentración siempre baja del potasio.

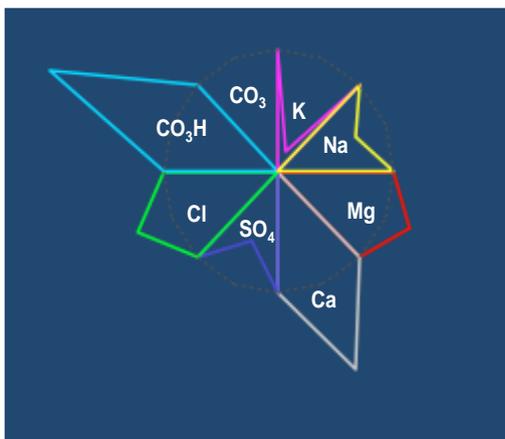


Figura 6-5. Lago Argentino Este. El Diagrama de Maucha presenta las concentraciones iónicas relativas de los aniones y cationes mayoritarios, expresados como meq.L^{-1} .

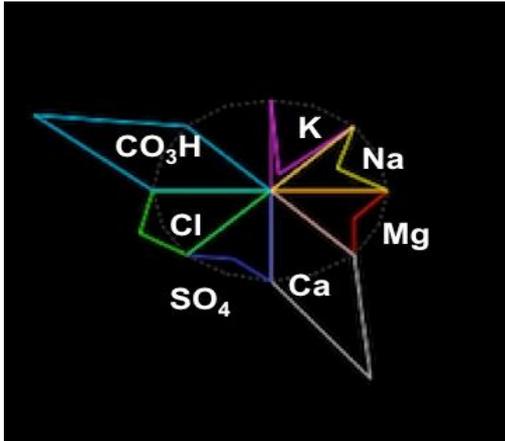


Figura 6-6. Lago Argentino Brazo Sur. El Diagrama de Maucha presenta las concentraciones iónicas relativas de los aniones y cationes mayoritarios, expresados como meq.L⁻¹. No hay diferencias significativas en el balance iónico relativo, si bien el calcio ocupa proporción algo mayor. La tipología es Bicarbonatada- calcica-clorurada-sulfatada-sódica-magnésica. El potasio es igualmente bajo. En ninguna de las muestras se registró carbonatos, porque el pH fue sólo ligeramente alcalino.

El balance iónico relativo para la estación El Calafate mantiene las características semejantes a las de la estación Este del lago.

Para resumir algunas variables más importantes, por su influencia en el metabolismo del lago, se presenta la Figura 6-7 en la que se aprecia la escasa variabilidad espacial del pH, el aumento de la conductividad eléctrica en sentido O-E y los valores de temperatura más bajos en dirección opuesta.

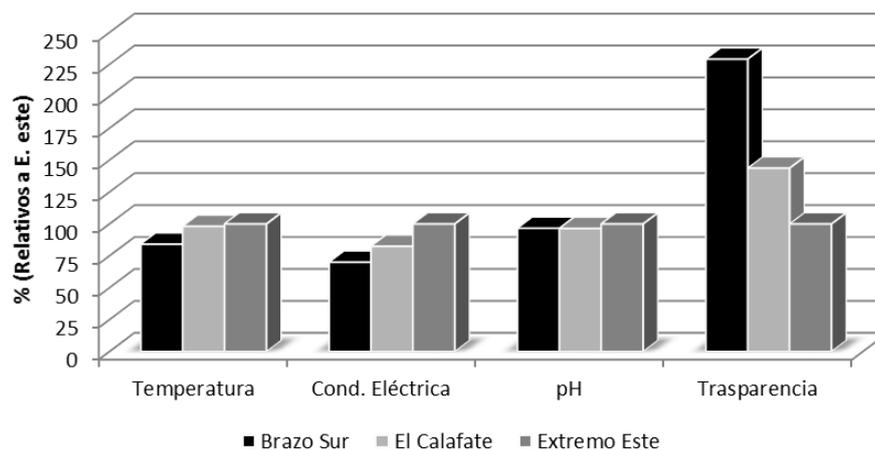


Figura 6-7. Temperatura, CE, pH y Transparencia en valores relativos a la estación Este del lago.

Se presenta la información en valores relativos a la estación Este del lago, lo que permite apreciar mejor el decrecimiento de la transparencia del agua por el efecto de los vientos dominantes del Oeste.

Quizás lo que distingue al lago Argentino de otros lagos es el gradiente térmico registrado en el sentido y dirección de los vientos dominantes, del oeste, como muestra la Figura 6-8.

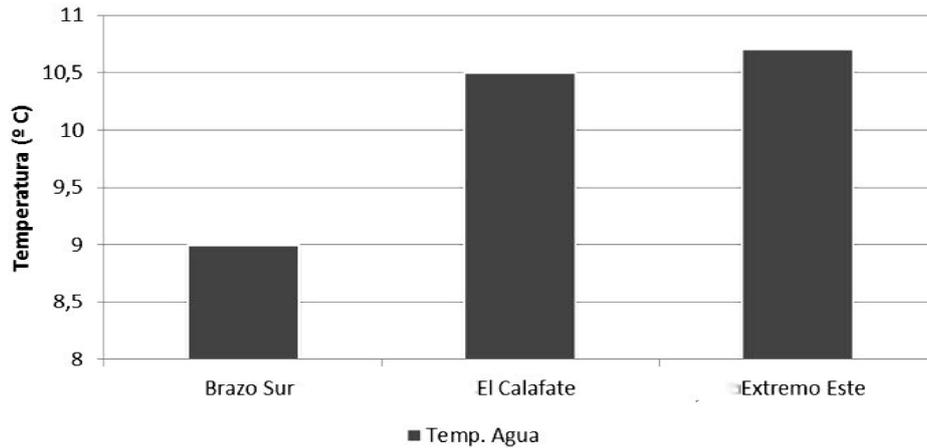


Figura 6-8. Temperatura en estaciones en el lago.

Los análisis de campo dan cuenta de una mineralización progresiva de las aguas en el sentido oeste-este, gradiente que involucra también al río Santa Cruz, y que se trasunta en aumento gradual de la conductividad eléctrica. Como parece lógico, no se producen cambios significativos en la composición iónica relativa, debido a que los terrenos que atraviesa el río no difieren demasiado en todo su trayecto.

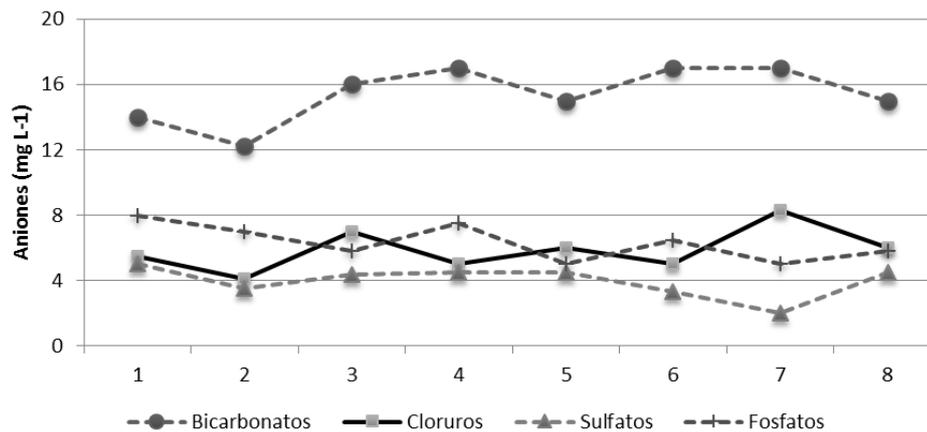


Figura 6-9. Concentración de los aniones mayores en el lago Argentino y río Sta. Cruz.

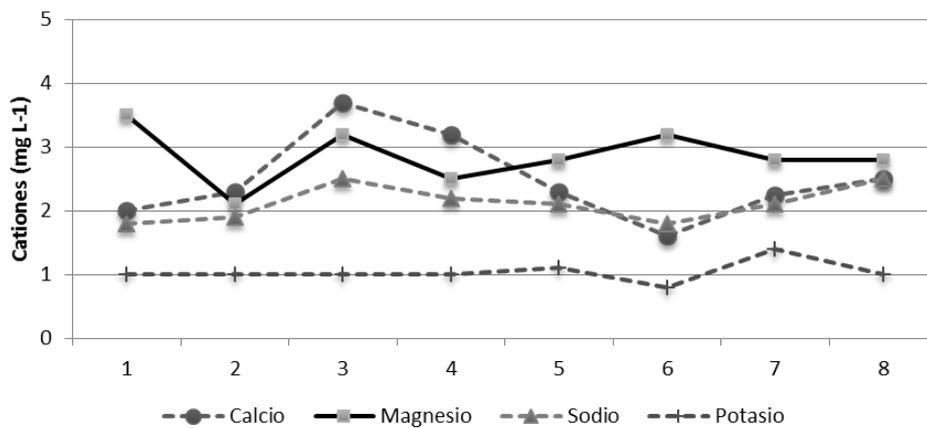


Figura 6-10. Concentración de los cationes mayores en el lago Argentino y río Sta. Cruz.

Otra característica relevante del sistema, es la escasísima influencia de la vegetación en la cuenca de drenaje, con aportes bajísimos de materia orgánica tanto en el lago como en todo el trayecto del río Santa Cruz. De tal manera, no tiene peso esta variable que, en la mayoría de los paisajes, se comporta como un vector de heterogeneidad espacial.

Con intención de comparar las diferencias en la química del agua en el sistema lago Argentino-río Santa Cruz, se presenta a continuación el balance iónico relativo de las ocho estaciones de muestreo, en el que se ve gran superposición de los iones mayoritarios.

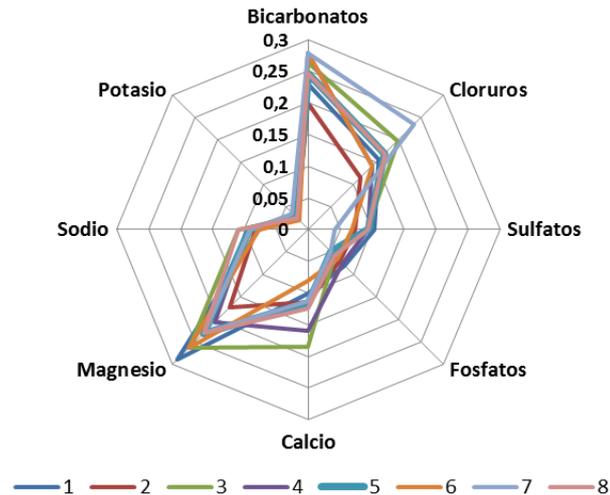


Figura 6-11. Diagrama de Gulay, mostrando las concentraciones iónicas relativas (meq.L^{-1}) de los iones mayores en el lago Argentino y Río Sta. Cruz.

Como se aprecia en el diagrama, la mayor variabilidad espacial se dio en las proporciones que ocupan los iones cloruro, calcio y magnesio, aunque siempre en concentraciones muy bajas.

Como fuera expresado, en el lago Argentino el nitrógeno (amonio, nitritos y nitratos) estuvieron en el límite de detección, y el fósforo como ortofosfato se lo encontró apenas por encima del límite de detección con valores extremos de $7,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ y de $8,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ en el río Sta. Cruz, aguas abajo de su intersección con la ruta 40 y en el Brazo Sur del Lago Argentino respectivamente. Esta escases de nutrientes, en sí misma permite asignar la condición ultraoligotrófica al sistema estudiado, a lo que se suman otros indicadores como el paupérrimo contenido de clorofila tanto en el lago como en todo el curso del río Santa Cruz.

6.3 EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

6.3.1 Reseña de la Problemática

La calidad física y química del agua natural es aquel estado que corresponde a tiempos pre-humanos, es decir, sin signos de impactos antropogénicos. Las concentraciones naturales podrían, sin embargo, variar en uno o más órdenes de magnitud entre las diferentes cuencas. En la práctica, las aguas cristalinas son muy difíciles de encontrar como resultado del transporte atmosférico de contaminantes y su posterior deposición en lugares muy distantes de su origen.

Muchos cursos y cuerpos de agua, contienen en estado natural, sustancias químicas como el arsénico, el boro el manganeso y otras sustancias que determinan limitaciones para la utilización del agua y han producidos problemas de salud, ya en las poblaciones precolombinas.



Sin embargo, la presencia del hombre, de sus animales domésticos, sus cultivos, su actividad minera, producen el ingreso de sustancias que afectan a las distintas formas de vida. Antes de que aguas prístinas alcancen la condición contaminadas, se producen dos fases de degradación de la calidad del agua.

La primera fase muestra el impacto humano, pero sin ningún riesgo para la biota o restricciones en el uso del agua. Los cambios sólo pueden ser detectables por mediciones químicas repetidas durante períodos de tiempo largos. Hay muchos ejemplos en Europa, donde las concentraciones de cloruros cambiaron de 1-2 mg.L⁻¹ a 10 mg.L⁻¹ (como en el lago de Ginebra, donde las concentraciones medias fueron de 2 mg l⁻¹ en 1960 y hoy son cercanas a los 10 mg.L⁻¹, o con el nitrógeno en lagunas costeras de Brasil, con actividad de camaroneras, donde el nitrógeno (como amonio o como nitratos) alcanza a 1-2 mg.L⁻¹.

La siguiente fase consiste en la degradación de la calidad del agua y la posible restricción de usos específicos del agua porque se exceden los límites de calidad del agua (locales, regionales o globales) recomendados por los organismos de control. Una vez que las concentraciones máximas aceptables para las variables seleccionadas en relación con el uso del agua se han superado, o el hábitat acuático y la biota se han modificado apreciablemente, se dice que el agua está contaminada y se menciona al agente causal.

El estudio de la calidad de los ambientes naturales puede llevarse a cabo por numerosos procedimientos. Se puede lograr a través de mediciones cuantitativas, como determinaciones físico-químicas (en el agua, material particulado, u organismos biológicos) y pruebas bioquímicas/biológicas (medición de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), ensayos de toxicidad, etc.), o por medios de semi-cuantitativos y cualitativos como descripciones, y/o utilización de índices bióticos, aspectos visuales, inventarios de especies, olor, etc. Estas determinaciones se llevan a cabo en campo o en el laboratorio y producen varios tipos de datos que se prestan a diferentes técnicas de interpretación. En esta Línea de Base Ambiental (LBA) "calidad del agua" se utiliza aludiendo a la calidad global del medio acuático y, cuando resulta pertinente, comparando los valores encontrados con los *niveles-guía* fijados por la Disposición 4/96 de la Provincia de Santa Cruz., del Decreto Nacional 831/93 y de Recursos Hídricos de la Nación. Los mismos se incluyen en el Anexo 4-06-III.

Los términos *monitoreo* y *evaluación* suelen confundirse y utilizarse como sinónimos, si bien representan procesos distintos de gestión. Bartram y Ballance, 1996 utilizan las siguientes definiciones:

- **Evaluación de la Calidad del Agua:** es el proceso global de evaluación de la naturaleza biológica del agua en relación con la calidad natural, los efectos humanos y usos previstos físicos, químicos y, en particular utiliza lo que puede afectar la salud humana y la salud del sistema acuático.
- **Monitoreo de la Calidad del Agua:** es la colecta de la información necesaria, en los lugares representativos a fin de facilitar los datos que se puede utilizar para definir las condiciones actuales, establecer tendencias, etc.

La evaluación de la calidad del agua incluye el uso del monitoreo para definir la condición del curso/cuerpo de agua, para proporcionar la base para las tendencias de detección y la información que permita el establecimiento de relaciones causa-efecto. Los aspectos importantes de la evaluación son la interpretación y la comunicación de los resultados del seguimiento y la formulación de recomendaciones para acciones futuras. Hay una secuencia lógica que consta de tres componentes: vigilancia, seguida de evaluación, seguida por la dirección. Además, también hay un circuito de retroalimentación porque la gestión requiere inevitablemente el control del cumplimiento de hacer cumplir la normativa, así como las evaluaciones a intervalos periódicos para verificar la eficacia de las decisiones de gestión.



El objetivo principal del monitoreo de calidad del agua dulce mundial, GEMS / WATER, ofrece un procedimiento de la tarea de evaluación y su relación con la gestión (OMS, 1991):

- Proporcionar evaluaciones de la calidad del agua a los gobiernos, la comunidad científica y el público, de la calidad del agua dulce del mundo en relación con los problemas ambientales y de salud humana de los ecosistemas acuáticos, y mundial. En concreto:
 - para definir el estado de la calidad del agua;
 - para identificar y cuantificar las tendencias de la calidad del agua;
 - para definir la causa de las condiciones y tendencias observadas;
 - para identificar los tipos de problemas de calidad de agua que se producen en zonas geográficas o en tipos de ecosistemas;
 - para proporcionar la información y las evaluaciones para la gestión de los recursos y para que las agencias reguladoras las puedan utilizar para evaluar las alternativas y tomar las decisiones necesarias.

Los impactos antropogénicos sobre la calidad del agua

A la par que han aumentado su tamaño las poblaciones humanas, generando una cantidad creciente de residuos de todo tipo, ha aumentado la demanda en cantidad y calidad de las aguas.

Con el tiempo, las necesidades de agua han surgido para beber y para la higiene personal, la pesca, la agricultura (riego y abastecimiento de ganado), la navegación para el transporte de mercancías, la producción industrial, refrigeración en combustibles fósiles (y más tarde también en industrias y plantas nucleares) generación de energía hidroeléctrica, y actividades recreativas, tales como bañarse o pescar.

El suministro de agua potable y de uso industrial son los usos más especializados y ejercen demandas a veces, sofisticadas en calidad del agua, pero sus necesidades cuantitativas son relativamente bajas. Paralelamente a estos usos, el agua ha sido considerada, desde la antigüedad, el medio más adecuado para limpiar, dispersar, transportar y eliminar los desperdicios (desechos domésticos e industriales, las aguas de drenaje de minas, retornos de riego, etc.).

Cada uso del agua, incluyendo la producción de agua y descarga de desechos, conduce diferente alteración y, por lo general, bastante predecible para cada uso y en sus impactos sobre la calidad del medio acuático. Además de estos usos del agua, hay varias actividades humanas que tienen efectos indirectos e indeseables, si no devastadores, sobre el ambiente acuático. Ejemplos de ello son el uso incontrolado de la tierra para cultivos, por la liberación de sustancias químicas, la urbanización o la deforestación, descarga de desechos no tratados o lixiviación de líquidos nocivos de los depósitos de residuos sólidos. Del mismo modo, el uso descontrolado y excesivo de fertilizantes y pesticidas tiene efectos a largo plazo sobre los recursos hídricos superficiales y subterráneos.

Las intervenciones estructurales en el ciclo hidrológico natural a través de la canalización o represamiento de los ríos, el desvío de agua dentro o entre las cuencas de drenaje, y el bombeo excesivo de los acuíferos suelen realizarse con un objetivo utilitario en mente.

La experiencia ha demostrado, sin embargo, que la degradación ambiental resultante a largo plazo a menudo supera a los beneficios esperados.

La contaminación y la degradación de la calidad del agua puede interferir con los usos del agua en distintas escalas, local, regional o internacional (Meybeck et al., 1989).



Criterios de calidad del agua, normas y en general, la legislación se utilizan como los principales medios administrativos para gestionar la calidad del agua con el fin de alcanzar los requerimientos de los usuarios. La exigencia nacional más común es para el agua potable y muchos países basan sus propias normas sobre las directrices Organización Mundial de la Salud (OMS) para la calidad del agua potable (OMS, 1984, 1993). Un estudio muy completo y evaluación de los criterios de calidad del agua para una variedad de usos se ha hecho y se está actualizando periódicamente por científicos canadienses (Environment Canada, 1987).

Las variaciones espaciales y temporales

La variación espacial en la calidad del agua es una de las principales características de cuerpos y cursos de agua, y se determina en gran medida por las características hidrodinámicas de la masa de agua. La calidad del agua varía en las tres dimensiones (ancho, largo y profundidad de un curso), que también dependen de la dirección del flujo, la descarga y el tiempo. En consecuencia, la calidad del agua normalmente no se puede medir en un solo lugar dentro de un cuerpo de agua y requiere considerar tantos sitios de muestreo como ambientes existan en la cuenca.

A efectos prácticos, para limitar el número de sitios de muestreo y para facilitar la presentación de los datos, se utilizan algunas simplificaciones a la red de muestreo ideal. Los ejemplos incluyen perfiles longitudinales o verticales como fueron tomados en el monitoreo realizado en lago Argentino y río Santa Cruz.

Perfiles bidimensionales son los adecuados para la observación de "plumas de contaminación" de una fuente, ya que permiten la presentación espacial de la información, ya sea con la profundidad u horizontalmente en forma de mapas. Estos son particularmente aplicable a los lagos, embalses y acuíferos subterráneos y puede incluso, generarse mapas de distribución de cargas contaminantes.

6.3.2 Valoración de los resultados analíticos

Los iones mayoritarios

Los iones mayoritarios (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) son naturalmente muy variables en aguas superficiales y subterráneas debido a las condiciones geológicas climáticas y geográficas. Para los aniones y cationes mayores la indicación de valores máximos en la mayoría de los estándares (EPA, OMS) tiene valores muy altos porque generalmente no llegan a concentraciones perjudiciales para la biota, como los metales pesados, agroquímicos y otras sustancias.

Sodio

Todas las aguas naturales contienen algo de sodio. Las sales de sodio son altamente solubles en agua y es uno de los elementos más abundantes en la tierra. Se encuentra en la forma iónica (Na^+), y en la planta y materia animal (que es un elemento esencial para los organismos vivos).

Los valores pueden variar de 1 mg.L^{-1} o menos a 105 mg.L^{-1} o más en aguas salobres naturales. El límite de referencia de la OMS para el sodio en el agua potable es de 200 mg.L^{-1} . Muchas aguas superficiales, incluidas las aguas residuales, tienen concentraciones muy por debajo de los 50 mg.L^{-1} . Sin embargo, las concentraciones de agua subterránea con frecuencia exceden 50 mg.L^{-1} .

El sodio puede determinar la imposibilidad de utilizar el agua, en particular para el riego cuando alcanza tenores elevados, debido a que, en algunos tipos de suelo puede degradar la estructura, produciendo la masificación de las partículas, lo que restringe el movimiento del agua y afecta el crecimiento de las plantas. La relación de adsorción de sodio (SAR) se utiliza para evaluar la utilidad del agua para el riego.



La relación estima el grado en el que de sodio será adsorbido por el suelo. Los valores altos de SAR implican que el sodio en el agua de riego podrá sustituir los iones de calcio y magnesio en el suelo, lo que puede causar daños a la estructura del suelo.

En el sistema lago Argentino-río Santa Cruz, los valores de sodio fueron muy bajos (Anexo 4-06-II) con un gradiente de incremento desde el brazo sur ($1,8 \text{ mg.L}^{-1}$) al extremo Este del lago ($2,5 \text{ mg.L}^{-1}$). En el río Santa Cruz se encontraron valores próximos a 2 mg.L^{-1} en todo el curso, excepto en el eje de JC, donde la concentración fue de $4,10 \text{ mg.L}^{-1}$.

Potasio

El potasio (como K^+) se encuentra en bajas concentraciones en las aguas naturales ya que las rocas que contienen potasio son relativamente resistentes a la intemperie. Las sales de potasio son ampliamente utilizadas en la industria y en los abonos para la agricultura y entran en las aguas dulces con la escorrentía por el lavado de los suelos y los aportes desde las tierras agrícolas. Esto explica la baja concentración registrada en el sistema estudiado.

El potasio se encuentra generalmente en la forma iónica y las sales son altamente solubles. Se incorpora fácilmente en estructuras minerales y es acumulado por la biota acuática, ya que es un elemento nutritivo esencial. Las concentraciones en las aguas naturales son por lo general menores de 10 mg.L^{-1} , mientras que concentraciones tan altas como 100 y 25.000 mg.L^{-1} pueden ocurrir en aguas termales.

Los tenores de potasio fueron singularmente bajos en todas las muestras, con valor de 1 mg.L^{-1} en las muestras del lago y de $0,80$ a $1,40 \text{ mg.L}^{-1}$ en el río Santa Cruz. El valor más bajo correspondió al sitio donde estará la cola de JC ($0,80 \text{ mg.L}^{-1}$) en tanto que en el eje de JC se estimó en $1,40 \text{ mg.L}^{-1}$.

Calcio

Está presente en todas las aguas como Ca^{+2} y se disuelve fácilmente a partir de rocas ricas en carbonatos y sulfatos, especialmente de piedra caliza y yeso. El catión es abundante en aguas superficiales y subterráneas. Las sales de calcio, junto con los de magnesio, son responsables de la dureza del agua. En los países altamente industrializados, el agua de lluvia ácida puede incrementar la lixiviación de calcio de los suelos.

Los compuestos de calcio son estables en agua cuando el dióxido de carbono está presente, pero las concentraciones de calcio pueden caer cuando el carbonato de calcio precipita debido al aumento de la temperatura del agua y la actividad fotosintética. El calcio es un elemento esencial para todos los organismos y se incorpora en las conchas de muchos invertebrados acuáticos, así como los huesos de los vertebrados. Las concentraciones de calcio en las aguas naturales son típicamente $<15 \text{ mg.L}^{-1}$. Para las aguas asociadas a rocas carbonatadas ricas, las concentraciones pueden llegar a $30-100 \text{ mg.L}^{-1}$. Aguas saladas tienen concentraciones de varios cientos de miligramos por litro o más.

En el sistema lago Argentino-río Santa Cruz, los valores de calcio fueron bajos, con un gradiente de incremento desde el Brazo Sur del lago Argentino ($2,0 \text{ mg.L}^{-1}$) al extremo Este del lago ($3,70 \text{ mg.L}^{-1}$). En el río Sta. Cruz no hubo una tendencia tan definida, con concentración entre $1,6 \text{ mg.L}^{-1}$ y $3,2 \text{ mg.L}^{-1}$, si bien el valor más alto mencionado se encontró en el área de la cola de NK, registrando valores algo superiores a 2 mg.L^{-1} en las demás muestras analizadas (Anexo 4-06-II).



Magnesio

El magnesio es común en las aguas naturales como Mg^{++} y junto con el calcio, es un contribuyente principal a la dureza del agua. El magnesio surge principalmente de la erosión de las rocas que contienen minerales ferromagnesianos y de algunas rocas carbonatadas. El magnesio se produce en muchos compuestos organometálicos y en la degradación de la materia orgánica, ya que es un elemento esencial para los organismos vivos. Concentraciones naturales de magnesio en aguas naturales pueden variar de 1 a $> 100 \text{ mg.L}^{-1}$, en función de los tipos de roca dentro de la cuenca.

Los tenores de magnesio tuvieron valores de $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$ en el brazo sur del lago, de $2,10 \text{ mg.L}^{-1}$ en El Calafate y de $3,2 \text{ mg.L}^{-1}$ en el Este del lago Argentino. Los valores de Mg en el río Sta. Cruz estuvieron entre $2,5 \text{ mg.L}^{-1}$ y $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$, este último valor registrado en la localidad de Piedrabuena.

Bicarbonatos

La presencia de carbonatos ($\text{CO}_3^{=}$) y bicarbonatos (HCO_3^{-}) influye en la dureza y alcalinidad del agua. El componente inorgánico de carbono (CO_2) se origina en la atmósfera y también es un producto de la respiración biológica. La erosión de las rocas contribuye con sales de carbonato y bicarbonato.

Las cantidades relativas de los carbonatos, bicarbonatos y ácido carbónico en el agua pura se relacionan con el pH. Como resultado del proceso de meteorización, combinado con el intervalo de pH de las aguas superficiales (~ 6-8,2), el bicarbonato es el anión predominante en la mayoría de las aguas superficiales. El carbonato es poco común en las aguas superficiales naturales, ya que rara vez exceden de pH 9, mientras que las aguas subterráneas pueden ser más alcalinas y pueden tener concentraciones de carbonato de hasta 10 mg.L^{-1} . Concentraciones de bicarbonato en las aguas superficiales son generalmente $<500 \text{ mg.L}^{-1}$, y comúnmente $<25 \text{ mg.L}^{-1}$.

La concentración de los carbonatos y bicarbonatos se calculó a partir de la alcalinidad total y libre. Se asume que la alcalinidad se deriva sólo de carbonatos y bicarbonatos en aguas no contaminadas como las muestras de este estudio indican. Los iones oxidrilo pueden estar presentes, pero no producen interferencia en aguas de esta tipología.

Los carbonatos no se registraron en ninguna de las muestras, lo cual es lógico, porque las aguas son de tendencia neutra a levemente alcalinas. Los bicarbonatos constituyeron el anión más abundante en todos los sitios analizados: 14 mg.L^{-1} en el brazo Sur del lago, $12,2 \text{ mg.L}^{-1}$ en El Calafate y 16 mg.L^{-1} en el extremo Este. En el río Sta. Cruz, las concentraciones fueron muy poco variables ($15-17 \text{ mg.L}^{-1}$).

Cloruro

La mayoría de cloro se produce como cloruro (Cl^{-}) en solución. Entra en las aguas superficiales, con la deposición atmosférica de aerosoles oceánicos, con la erosión de algunas rocas sedimentarias (en su mayoría depósitos de sal de roca) por escorrentía. Las altas concentraciones de cloruro pueden dar al agua sabor desagradable y, por lo tanto, no apta para beber o agua para el ganado.

En aguas de los lagos andinopatagónicos, las concentraciones de cloruro son generalmente inferiores a 10 mg.L^{-1} y, a veces menos de 2 mg.L^{-1} . Las concentraciones más altas pueden ocurrir cerca de las aguas residuales y, desagües de riego, intrusiones de agua salada, en las zonas áridas y en las zonas costeras húmedas. Como los cloruros con frecuencia se asocian con las aguas residuales, se incorpora a menudo su concentración como indicador de la posible contaminación fecal o como una medida de la extensión de la dispersión de las descargas de aguas residuales en cuerpos de agua.

Los valores de cloruros en el lago Argentino fueron también bajos, comprendidos entre $4,1 \text{ mg.L}^{-1}$ y 7 mg.L^{-1} , en tanto que en el río Santa Cruz oscilaron en 6 mg.L^{-1} , si bien registramos concentración de $8,3 \text{ mg.L}^{-1}$ en la muestra proveniente de la zona del eje de JC.



Sulfato

Está naturalmente presente en las aguas superficiales como SO_4^{2-} . Surge de la deposición atmosférica de aerosoles oceánicos y la lixiviación de compuestos de azufre, ya sea sulfato, minerales como el yeso o sulfuros minerales como la pirita, de rocas sedimentarias. Es la forma estable, oxidados de azufre y es fácilmente soluble en agua (con la excepción de aguas que contienen plomo, bario y estroncio que precipitan sulfatos). Las precipitaciones atmosféricas también pueden agregar cantidades significativas de sulfato a las aguas superficiales. Sulfato puede ser utilizado como una fuente de oxígeno por las bacterias que lo transforman en sulfuro de hidrógeno bajo condiciones anaeróbicas.

Las concentraciones de sulfato en aguas naturales están, por lo general entre 2 y 80 mg.L^{-1} , aunque pueden exceder 1000 mg.L^{-1} , cerca de las descargas industriales o en regiones áridas donde los minerales de sulfato, tales como yeso, están presentes. Las concentraciones altas ($> 400 \text{ mg.L}^{-1}$) pueden hacer que el agua desagradable para beber.

Los sulfatos no presentan problemas en la calidad de aguas del sistema lago Argentino - río Santa Cruz, porque su concentración estuvo entre 3,5 y 5,0 mg.L^{-1} en el lago y, entre 3,3 y 5,0 mg.L^{-1} en el río.

Compuestos de nitrógeno

El nitrógeno es esencial para los organismos vivos como un componente importante de proteínas, incluyendo material genético. Las plantas y los microorganismos convierten el nitrógeno inorgánico en formas orgánicas.

En el ambiente, el nitrógeno inorgánico se produce en una gama de estados de oxidación como nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-), el ión amonio (NH_4^+) y nitrógeno molecular (N_2). Sufre transformaciones biológicas y no biológicas en el ambiente como parte del ciclo del nitrógeno; los principales procesos no biológicos implican transformaciones de fase como la volatilización, la adsorción y la sedimentación.

Las transformaciones biológicas consisten en: a) la asimilación de formas inorgánicas (amoníaco y nitrato) por plantas y microorganismos para formar nitrógeno orgánico por ejemplo, aminoácidos, b) reducción de gas nitrógeno a amoníaco y nitrógeno orgánico por microorganismos, c) conversiones heterotróficas complejas a partir de un organismo a otro, d) oxidación del amonio a nitrato y nitrito (nitrificación), e) amonificación de nitrógeno orgánico durante la descomposición de la materia orgánica, y f) reducción bacteriana de nitrato a óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno molecular (N_2) en condiciones anóxicas (desnitrificación).

Amonio

El amonio se encuentra naturalmente en los cuerpos de agua como producto de la descomposición de materia orgánica e inorgánica nitrogenada en el suelo y el agua, la excreción por animales, la reducción de los gases de nitrógeno en el agua por los microorganismos y de intercambio de gases con la atmósfera. También es un componente de los residuos de la ciudad. A ciertos niveles de pH, las altas concentraciones de amoníaco (NH_3) son tóxicas para la vida acuática y, por tanto, perjudiciales para el equilibrio ecológico de las masas de agua.

En solución acuosa, existe amoníaco ionizado en equilibrio con el ion amonio. Amoníaco total es la suma de estas dos formas. El amoníaco también forma complejos con varios iones metálicos y puede ser adsorbido sobre las partículas coloidales, sedimentos suspendidos y sedimentos del lecho. También puede ser intercambiado entre los sedimentos y el agua suprayacente.



Las aguas no contaminadas contienen pequeñas cantidades de amonio, por lo general $<0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ como nitrógeno. Las concentraciones totales de amonio medido en las aguas superficiales son típicamente menos de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de N, pero puede llegar a $3,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Las concentraciones más altas podrían ser un indicio de contaminación orgánica con aguas residuales domésticas, residuos industriales y el escurrimiento de fertilizantes.

El amonio es, por lo tanto, un indicador útil de la contaminación orgánica. Las fluctuaciones naturales de temporada también se producen como consecuencia de la muerte y la descomposición de los organismos acuáticos, especialmente fitoplancton y bacterias en aguas eutróficas. Las altas concentraciones de amonio también se pueden encontrar en las aguas fondo de los lagos en condiciones de anoxia.

Salvo en la muestra tomada en el eje de JC, en donde la concentración de amonio fue de $0,007 \text{ mg.L}^{-1}$, en el resto de las muestras no detectó este compuesto, siendo menores que los niveles guías definidas en el Decreto 831/93.

Nitrato y Nitrito

El ion nitrato (NO_3^-) es la forma común de nitrógeno combinado que se encuentra en aguas naturales. Puede ser bioquímicamente reducido a nitrito (NO_2^-) por los procesos de desnitrificación, por lo general en condiciones anaeróbicas. El ion nitrito se oxida rápidamente a nitrato, por lo que comúnmente se valora como nitratos + nitritos. Las fuentes naturales de nitratos en aguas superficiales incluyen rocas ígneas, drenaje de tierras y de plantas y residuos animales. El nitrato es un nutriente esencial para las plantas acuáticas y las fluctuaciones estacionales pueden ser causadas por el crecimiento de las plantas y su decadencia. Concentraciones naturales, que rara vez exceden de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de NO_3^- , pueden aumentar por el desecho-aguas municipales e industriales, incluyendo los lixiviados de vertederos y rellenos sanitarios. En las zonas rurales y suburbanas, el uso de fertilizantes de nitrato inorgánico puede ser una fuente significativa.

Por las actividades humanas, las aguas superficiales pueden tener concentraciones de nitratos hasta 5 mg.L^{-1} de $\text{NO}_3\text{-N}$, pero a menudo menos de 1 mg.L^{-1} . Las concentraciones superiores a 5 mg.L^{-1} por lo general indican contaminación por desechos humanos o animales, o escurrimiento de fertilizantes. En los casos de contaminación extrema, las concentraciones pueden llegar a 200 mg.L^{-1} . La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda que los valores en aguas naturales no sobrepasen $11,3 \text{ mg.L}^{-1}$ de $\text{NO}_3\text{-N}$ ya que, aguas con altas concentraciones puede representar un riesgo para la salud. En los lagos, las concentraciones de nitratos superiores a $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ de $\text{NO}_3\text{-N}$ tienden a estimular el crecimiento de algas y pueden desencadenar condiciones eutróficas.

El nitrato se produce de forma natural en las aguas subterráneas, como resultado de la lixiviación del suelo, y en las zonas de aplicación de fertilizantes de nitrógeno puede llegar a concentraciones muy altas ($\sim 500 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$).

Determinación de nitrato más nitrito en aguas superficiales da una indicación general de la situación de los nutrientes y el nivel de contaminación orgánica.

En el sistema lago Argentino-río Santa Cruz, el nitrógeno, en sus distintas formas, fue un elemento muy escaso, muy por debajo de las concentraciones encontradas en ambientes acuáticos del norte argentino. Esto es coherente con la información producida por estudios anteriores (Bonetto et al, 1971; Pizzolón, 199..Depetris et al. 2003; Tagliaferro et al. 2010) para lagos y ríos patagónicos.

La concentración de nitratos-nitritos estuvo siempre próxima al límite de detección del método (menor que $5 \mu\text{g.L}^{-1}$) con valor de $9 \mu\text{g.L}^{-1}$ en la zona del eje de JC y de $7 \mu\text{g.L}^{-1}$ en la muestra proveniente de la localidad de Piedrabuena. Las concentraciones de nitratos se encontraban 5-10 veces menor que el nivel-guía establecido por el Decreto 831/93 y Recursos Hídrico de Nación.



El amonio, como fuera mencionado anteriormente, fue no detectable en todas las muestras del lago Argentino y sólo fue detectable en la zona del eje de JC, donde se registró una concentración de $7 \mu\text{g.L}^{-1}$, apenas por encima del nivel de detección.

Fósforo

El fósforo es un nutriente esencial para los organismos vivos y existe en los cuerpos de agua como disuelto y particulado. En general, es el nutriente limitante para el crecimiento de algas y, por lo tanto, controla la productividad primaria de un cuerpo de agua. Incrementos artificiales en las concentraciones debido a las actividades humanas son la causa principal de la eutrofización.

En las aguas naturales y en las aguas residuales, el fósforo se presenta principalmente como ortofosfatos y polifosfatos disueltos y fosfatos ligados orgánicamente. Los cambios entre estas formas se producen continuamente debido a la descomposición y síntesis de formas ligadas orgánicamente y formas inorgánicas oxidadas.

Las fuentes naturales de fósforo son principalmente la erosión de las rocas y la descomposición de la materia orgánica. Los residuos domiciliarios y, en especial los detergentes, también son fuentes de fósforo. El fósforo asociado con componentes orgánicos y minerales de los sedimentos en los cuerpos de agua también pueden ser movilizado por bacterias y se libera a la columna de agua.

El fósforo se encuentra raramente en altas concentraciones en las aguas continentales, ya que lo toman activamente las plantas. En la mayoría de las aguas superficiales, el fósforo varía desde $0,005$ hasta $0,020 \text{ mg.L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$. Concentraciones tan bajas como $0,001 \text{ mg.L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ pueden encontrarse en algunas aguas y tan alto como $200 \text{ mg.L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ en algunas aguas salinas superficiales del Chaco central. Los niveles medios de las aguas subterráneas son alrededor de $0,02 \text{ mg.L}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$.

Las altas concentraciones de fosfatos pueden indicar la presencia de contaminación y son en gran medida responsables de condiciones eutróficas. La gestión de un lago o embalse, sobre todo para abastecimiento de agua potable, requiere un conocimiento de los niveles de fosfato con el fin de ayudar a interpretar las tasas de crecimiento de las algas.

En el lago Argentino, la concentración de ortofosfatos estuvo entre $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Brazo Sur) y $5,8 \mu\text{g.L}^{-1}$ (extremo Este), en tanto que el dosaje de fósforo total dio valores de 14 a $24 \mu\text{g.L}^{-1}$.

En el río Santa Cruz, el fósforo también fue registrado en valores muy bajos: $5,8\text{-}7,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de ortofosfatos y $20\text{-}26 \mu\text{g.L}^{-1}$ de fósforo total.

Las concentraciones de fósforo comentadas, indican condiciones oligotróficas en las muestras analizadas y señalan bajísimo riesgo de eutrofización como consecuencia del futuro aprovechamiento hidroeléctrico proyectado.

El fósforo no tiene asignados niveles-guía para aguas naturales en la legislación provincial, quizás porque ambos elementos se encuentran en muy baja concentración en las aguas naturales.

Otras Determinaciones

Como parte de la campaña de calidad de agua se decidió realizar un control de sustancias químicas que son mencionadas en la bibliografía consultada para la cuenca del río Santa Cruz, y que suelen encontrarse como contaminantes, producto de las actividades humanas en las aguas superficiales, tales como la minería, la agricultura, o el vertido de desechos de petróleo.

El análisis de treinta y un compuestos fitosanitarios (organoclorados y organofosforados) (Anexo 4-06-II), dio resultados negativos en las estaciones de muestreo consideradas.



También se realizó la valoración de hidrocarburos totales del petróleo con resultados negativos.

En la determinación de metales pesados, se tuvieron en cuenta 17 sustancias que son tomadas como indicadoras de contaminación en aguas naturales (Anexo 4-06-II).

En la mayoría de las muestras estas sustancias no fueron detectables, o estuvieron apenas por encima del nivel de detección de las técnicas analíticas, siempre por debajo de los *niveles-guía* establecidos por la Disposición 4/1996 de la Provincia de Santa Cruz y en el Decreto 831/93, reglamentario de la ley 24051 referida a residuos peligrosos y de los establecidos por la SubSecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (Anexo 4-06-III).

Seguidamente se formulan algunos comentarios que explican los casos en que fueron registrados metales pesados en las muestras de agua.

Metales pesados

La capacidad de un cuerpo de agua para mantener la vida acuática, así como su utilidad para otros usos, depende de muchos elementos traza. Algunos metales, como el Mn, Zn y Cu, cuando están presente en concentraciones traza son importantes para las funciones fisiológicas de los tejidos vivos y regular muchos procesos bioquímicos. Los mismos metales, sin embargo, se descargan en aguas naturales como efluentes industriales o de las operaciones mineras y pueden tener efectos toxicológicos severos en los seres humanos y el ecosistema acuático.

La contaminación del agua por metales pesados como consecuencia de las actividades humanas está causando graves problemas ecológicos en muchas partes del mundo. Esta situación se ve agravada por la falta de procesos de eliminación naturales para metales. Como resultado, los metales se desplazan desde un compartimiento dentro del medio acuático a otro, incluyendo la biota, a menudo con efectos perjudiciales. La bioacumulación de los metales en la biota se produce a través de la transferencia en la malla alimentaria y podría tener efectos preocupantes en el mediano o largo plazo.

La evaluación de la contaminación por metales es un aspecto importante de la mayoría de los programas de evaluación de calidad del agua. El Sistema de Vigilancia del Medio Ambiente Mundial (GEMS) / AGUA incluye diez metales: Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn.

La Agencia de Protección Ambiental los Estados Unidos (EPA) considera ocho elementos traza como alta prioridad: As, Cd, Cu, Cr, Pb, Hg, Ni y Zn. En la mayoría de los países se utilizan los mismos indicadores. El Arsénico y el Se (que no son estrictamente metales) también son incluidos dentro de los metales pesados.

Generalmente, trazas de metales están siempre presentes en las aguas dulces por la erosión de las rocas y suelos. Además, sobre todo en los países desarrollados, descargas de aguas residuales industriales y la minería son las principales fuentes de metales pesados. Cantidades importantes también entran en las aguas superficiales por los efluentes, así como con la deposición atmosférica (por ejemplo, plomo). El plomo es aun ampliamente utilizado como aditivo en el petróleo para los automóviles y se emite a la atmósfera en sus gases de escape, entrando así al ciclo hidrológico.



La toxicidad de los metales en el agua depende del grado de oxidación de un ion metálico dado, junto con las formas en que se produce. Por ejemplo, la concentración máxima admisible de Cr (VI) en la antigua URSS fue de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$, mientras que para el Cr (III) era $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Como regla general, la forma iónica de un metal es la forma más tóxica. Sin embargo, la toxicidad se reduce si los iones están unidos en complejos con la materia orgánica, como ácidos húmicos y fúlvicos. Bajo ciertas condiciones, compuestos de bajo peso molecular metalo-orgánico formado en aguas naturales exhiben toxicidad mayor que las formas no combinadas. Un ejemplo son los derivados altamente tóxicos de mercurio (por ejemplo, el metilmercurio) formadas a partir de mercurio elemental por microorganismos acuáticos.

En este estudio se registró la presencia de vanadio, Selenio, Níquel, Cobalto y Bario en algunas muestras (Anexo 4-06-II) a nivel de trazas. No puede pensarse que su presencia, en concentraciones apenas detectables, indiquen el inicio de procesos de contaminación, dado que estos metales se encuentran habitualmente en la naturaleza.

El bario se encuentra en la corteza terrestre en varias formas minerales, siendo las principales la baritina (sulfato de bario) y la witherita (carbonato de bario). Está presente en rocas ígneas, feldspatos y micas, siendo también componente de los combustibles fósiles. El bario se registra con frecuencia en las aguas superficiales y subterráneas. El valor encontrado fue de $0,00003 \text{ mg.L}^{-1}$, muy por debajo de $0,3 \text{ mg.L}^{-1}$ que es el nivel-guía máximo admisible para la vida acuática, según las prescripciones de la SubSecretaría de Recursos Hídricos de la Argentina (SSRHA).

El cobalto se incorpora a las aguas superficiales por meteorización y erosión de algunos tipos de rocas. Existe una cantidad importante de trabajos que analizan los efectos tóxicos agudos del cobalto en los animales acuáticos, siendo menor la de los que versan sobre su toxicidad crónica. La SSRHA ha establecido el nivel guía para la biota acuática (NGPBA) $\text{Co} \leq 1,9 \text{ } \mu\text{g/l}$. De acuerdo a este estándar, apoyado en una amplia investigación bibliográfica y al análisis de numerosas variables ambientales que le dan su confiabilidad, la concentración encontrada en el brazo sur del Lago Argentino y en la zona del eje de NK, no revisten ninguna peligrosidad, por encontrarse en el nivel de trazas y constituir situaciones de base en la calidad de aguas naturales.

El níquel se encuentra en la corteza terrestre en distintas formas minerales, en concentraciones de 1 mg.kg^{-1} , en areniscas a 2000 mg.kg^{-1} , en rocas ígneas. La presencia de níquel en los ecosistemas acuáticos resulta de la meteorización de rocas y suelos y de aportes de las actividades mineras, el vertido de líquidos cloacales y también la deposición de origen atmosférico. En los ambientes acuáticos el estado de oxidación predominante del níquel es +2, pero también forma compuestos en los estados de oxidación +1, +3 y +4. La movilidad y biodisponibilidad del níquel en medio acuoso están influenciadas por factores ambientales tales como el pH, el potencial de óxido-reducción y la presencia de materia orgánica y de material particulado inorgánico. La configuración limnológica del lago Argentino y del río Santa Cruz no favorecen la acumulación del níquel en los organismos, mencionadas en la bibliografía internacional (Callahan et al., 1979).

Si bien este metal fue encontrado en las muestras tomadas en lago Argentino y en el río Santa Cruz (Anexo 4-06-II) las concentraciones halladas se encuentran en el límite de detección de la técnica, a nivel de trazas y no revisten ningún riesgo para la vida acuática, las aguas de consumo u otros usos menos exigentes, como la alimentación del ganado y el uso industrial. Dado que el valor de dureza de las aguas en este sistema es igual o menor de 25, el NGPBA - $\text{Ni} \leq 6,6 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, nivel muy alejado de los valores hallados en este sistema.

La incorporación del selenio al medio acuático resulta, de los procesos de meteorización de rocas y erosión de suelos y también como producto de las erupciones volcánicas.



El selenio se encuentra en minerales como la cluksita y la claustralita. Pertenece al grupo del azufre, al cual se asemeja mucho en sus formas y compuestos, mientras que en su influencia sobre la fisiología de los animales se asemeja al arsénico. En ambientes aeróbicos a selenio elemental, que es también muy poco soluble en agua. Su presencia se manifiesta predominantemente bajo la forma de selenitos y seleniatos solubles. En general los selenitos son menos solubles en agua que los seleniatos.

Las condiciones limnológicas del sistema lago Argentino-río Santa Cruz se destacan por ser aguas saturadas en oxígeno y con pH neutro a ligeramente alcalino, que determinan una baja biodisponibilidad del selenio.

La SSRHA ha establecido como nivel guía para la biota acuática el valor de selenio: NGPBA (Selenio total) $\leq 2,5 \mu\text{g/l}$. De acuerdo a esta prescripción, a las bajísimas concentraciones detectadas en todas las muestras (Anexo 4-06-II) y a las condiciones limnológicas comentadas, se descarta que este metal pesado tenga algún grado de peligrosidad para el mantenimiento de la vida acuática y de los distintos usos del agua (consumo humano, consumo del ganado, riego, uso industrial).

El vanadio fue encontrado en una muestra del brazo sur del lago Argentino y en dos muestras del río Santa Cruz en concentraciones traza, muy por debajo del nivel guía que la SSRHA ha determinado para la preservación de la vida acuática. Este Organismo especifica el siguiente nivel guía de calidad para vanadio a los efectos de protección de la biota acuática (NGPBA), referido a la muestra de agua filtrada: NGPBA (Vanadio) $\leq 2,6 \text{ mg/l}$. De tal manera, las concentraciones halladas no señalan peligrosidad para la biota, ni para el consumo humano, del ganado, el riego o los usos industriales del agua.

El zinc fue hallado a nivel de trazas en el río Santa Cruz en la zona del eje de NK.

El zinc se encuentra en compuestos silíceos de las rocas ígneas como producto de la sustitución parcial del magnesio. La meteorización de estas rocas constituye uno de los mecanismos de incorporación de zinc al agua superficial (U.S. EPA, 1987) la ocurrencia normal de zinc en las aguas naturales reviste un carácter de no saturación. La concentración del zinc en aguas superficiales habitualmente se encuentra entre 4 y 60 $\mu\text{g.L}^{-1}$. El NGPBA dado por la SSRHA depende de la dureza del agua. En cuenta que la dureza en la muestra es semejante a 25, el valor del NGPBA - Zn $\leq 9,7 \text{ mg/l}$. El valor encontrado en la muestra es mucho menor que el NGPBA, dado por la Autoridad de Aplicación de Recursos Hídricos, por lo que no hay riesgo para la vida acuática ni para los usos de: consumo humano, del ganado, riego o utilización industrial.

6.3.3 Conclusiones

Las aguas del sistema lago Argentino - río Santa Cruz, por los tenores de los analitos encontrados en las muestras y por las condiciones limnológicas, son de muy buena calidad. Teniendo en cuenta además, los usos potenciales del agua (utilización por los organismos, acuicultura, consumo humano, del ganado, riego y usos industriales) pueden calificarse como muy aptas, teniendo en cuenta los estándares propuestos por la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina, que son coherentes con las formulaciones internacionales de organismos como EPA, Unión Europea y otros, para las aguas superficiales (ver Anexo 4-06-III).

El bajísimo nivel de nitrógeno y el bajo nivel de fósforo, la transparencia del agua y el muy bajo nivel de clorofila en agua indican que se trata de un ambiente ultraoligotrófico, que no puede ser modificado de su condición actual sino por disturbios de magnitud mayor (vertido de efluentes cloacales de gran escala, aumento de las urbanizaciones, instalación de plantas con vertido de surfactantes u otras).

La salud del sistema también está dada por la elevada concentración de oxígeno en el agua, con niveles muy próximos a saturación, en todos los sitios, la baja concentración de sustancias minerales, y condiciones de neutralidad o de ligera alcalinidad en las muestras y sitios relevados.



6.4 CARACTERÍSTICAS TÉRMICAS DEL LAGO ARGENTINO

De todos los factores del limnobiós, la temperatura del agua ejerce un papel condicionante del comportamiento biogeoquímico de los lagos, que puede modificar la estructura y dinámica de los ecosistemas.

La influencia del comportamiento térmico sobre la densidad de un lago profundo es más evidente que el efecto de la salinidad, la presión y la concentración de partículas en suspensión (Kalff, 2002).

La densidad máxima del agua debido a la mayor compactación de sus moléculas está a 3,94 °C punto en el cual el agua tiene una densidad de 1 g.mL⁻¹. Por debajo de 4°C y por encima de este valor la densidad disminuye por expansión de las moléculas de agua. Las diferencias en densidad al aumentar un 1 °C la temperatura del agua son mayores a medida que la temperatura aumenta. Es más difícil y se requiere mayor energía para mezclar aguas que se encuentren entre 29 y 30°C que entre 4 y 5 °C.

La densidad del hielo en estado puro a 0°C es menor que la del agua en estado líquido a la misma temperatura. Como consecuencia el hielo flota sobre la masa de agua en estado líquido. Este hecho tiene gran importancia ecológica para los organismos que viven en lagos de regiones frías debido a que la capa de hielo es superficial pudiendo existir temperaturas elevadas debajo de la cubierta de hielo.

La densidad del agua es 773 veces mayor que la del aire a presión y temperatura normales (0 °C y 760 mm de Hg). Esto ocasiona un menor gasto de energía frente a la fuerza de la gravedad de los organismos que viven en el agua respecto del medio terrestre. Se observa por lo tanto una reducción en los tejidos de sostén en muchos organismos acuáticos aunque es más evidente en las plantas acuáticas vasculares, especialmente en las angiospermas sumergidas que tienen reducción del tejido vascular y menor proporción de lignina y otros elementos de sostén.

La presión hidrostática de una masa de agua tiene relación con su densidad debido a que si la presión hidrostática aumenta por ejemplo en aguas cuya profundidad es elevada hace disminuir la temperatura de máxima densidad del agua. En promedio ésta disminuye 0,1 °C cada 100 metros. Esto implica que a 500 m la temperatura de máxima densidad sería 3,39 °C si la de la superficie fuera cercana a 4°C.

Otros factores, como la altitud a la que está ubicado el cuerpo de agua también influye en la temperatura y en la densidad. La altitud hace disminuir el peso de la masa de agua de manera que un lago patagónico ubicado a 1800 m sobre el nivel del mar, tiene a 10 m de profundidad una presión equivalente a la que tendría a 8 m de profundidad un lago de similares características localizado a nivel del mar.

En lagos profundos, como la mayoría de los lagos andinopatagónicos, la energía solar sólo alcanza a calentar la capa próxima a la superficie que, según la localización geográfica, altitud y otros factores, tiene espesor próximo a cincuenta metros, a veces menor, donde la temperatura al final del verano alcanza a 11-17°C, según la localización geográfica

Por debajo de esa capa de los lagos, llamada epilimnio y hasta 100 o 500 m de profundidad, la temperatura es muy poco influenciada por el calentamiento estacional que se produce en verano, y el agua se mantiene generalmente entre 4,5 y 6,0 °C. A esa capa se la conoce como hipolimnio. Esta diferencia térmica estival de ambas capas, determina que el agua de las mismas tenga diferente densidad y, por tanto, no se mezclen. Entre la zona vertical del epilimnio y del hipolimnio existe una capa de contacto, de pocos metros de espesor, que se denomina termoclina.



Durante el otoño y hasta fines de invierno, se produce el enfriamiento del epilimnio y con esto, la disminución de la diferencia de densidad entre el epilimnio y el hipolimnio, produciéndose la circulación vertical del agua, mezclándose las sustancias químicas y los organismos planctónicos de ambas zonas del perfil vertical.

Los procesos que determinan la formación y posición de la termoclina en un lago son considerados los principales reguladores de la dinámica química y biológica de los lagos.

Los lagos andinopatagónicos tienen un sólo período anual de circulación vertical, por lo que reciben la denominación de monomícticos. Y, por el rango anual de temperatura, se lo puede asimilar a la tipología de "monomíctico-cálido" de la clasificación de Hutchinson (1957). Sin embargo, como señala Cordini (1950), el hecho que la superficie de estos lagos no se congele en invierno no sería suficiente para incluirlos en los lagos cálidos, o en los "tropicales de segundo orden", debido a los inviernos, especialmente en la latitud del lago Argentino, tienen alta frecuencia de temperaturas por debajo de cero grado. El hecho que no se congelen en superficie se relaciona con el régimen de vientos (Cordini, op.cit.). Según este autor, estos lagos estarían dentro de la categoría de lagos templados. Baigún y Marinone (1995) definen más claramente el carácter de "templado-fríos" para estos lagos, aludiendo, además del efecto del viento, a la mayor influencia oceánica de la localización geográfica de la Patagonia, en relación a lagos nórdicos de latitud semejante.

En el verano, el lago está térmicamente estratificado, en tanto que el desplazamiento en profundidad o la desaparición de la termoclina, en invierno estimulan la actividad del fitoplancton debido a la mezcla de nutrientes y de algas.

La profundidad y variación vertical de la termoclina se hallan relacionadas con la morfometría y con algunos factores meteorológicos, especialmente con la dirección, intensidad y constancia de los vientos predominantes (Ford y Stefan, 1980; Lewis, 1983; Ragotzkie, 1978).

La variación de la profundidad de la termoclina en verano, está condicionada principalmente por la superficie y la longitud del lago sobre el cual ejerce su acción el viento, y que se denomina "tirante libre de viento" o *fetch* y que está dado por la distancia, libre de obstáculos, que puede recorrer el viento entre dos puntos.

Quirós y Drago (1985) establecieron algunas relaciones entre la morfometría de 33 lagos y embalses patagónicos y la profundidad de la termoclina en el verano, para comparar estas relaciones en dos conjuntos de lagos de Argentina y de Chile e interpretar las diferencias en función de su contexto climático local. Baigún y Marinone (1995) encontraron que la termoclina del lago Argentino se encontraba a ochenta y ocho metros de profundidad.

Como fuera mencionado, en el marco del presente estudio se realizaron perfiles térmicos en el lago Argentino, en las estaciones 1, 2 y 3.

Para relacionar variables morfométricas con las temperaturas del lago se partió de la información proporcionada por Pedrozo y Vigliano para algunas variables:

Superficie	1466 Km ²
Volumen	219900 hm ³
Profundidad máxima	500 m
Profundidad media	150 m

La longitud máxima del lago fue asignada como 65 Km, y el ancho máximo como 25 Km.

A partir de la mencionada información se consideraron las siguientes variables:

- Superficie (A)
- Profundidad máxima (Z_{max})
- Profundidad media (Z_x)
- Volumen (V)
- Temperatura media del ambiente (T_{amb})
- Velocidad media anual del viento ((V_xV))
- Altitud (Alt)
- Temperatura del agua en superficie
- Tirante libre de viento, fetch, (FT)
- El espesor de la zona eufótica (Zeu) fue calculada como el producto de la lectura del disco de Secchi (LS) por 2,79, siguiendo a Quirós y Drago (1985) y a Lemoalle (1981).

Las mediciones de temperatura en la superficie del lago, dan cuenta que existe en la misma fecha de observación, un gradiente térmico con valores progresivamente mayores desde el Brazo Sur de lago Argentino hasta el área próxima a las nacientes del río Santa Cruz ($n= 54$), con valor medio en ambos extremos del lago de 9 °C y de 10,7 °C respectivamente. Esto señala la influencia térmica de los aportes del glaciar y, en otro sentido, de los vientos predominantes en dirección O-E.

Las características morfométricas del lago, la existencia de una masa helada en el oeste, y la singular actividad del viento formando un corredor oeste-este, nos inducen a formular prevenciones respecto de la información que se presenta, y a plantear la necesidad de mayor información si el objetivo fuera para caracterizar el comportamiento térmico del lago y sus diferencias zonales.

En la Figura 6-7 se presentan los valores medios de temperatura para cada una de las estaciones consideradas, como valores relativos referidos al extremo Este del lago, que explica la existencia de menor actividad de mezcla en el Brazo Sur que en el resto del lago.

Estas diferencias térmicas zonales también se manifestaron en los perfiles térmicos verticales. En la Figura 6-12a se aprecia la existencia de una capa superficial más cálida, de nueve grados, que llega aproximadamente hasta los 15 metros de profundidad. De allí, y hasta los 30 metros de profundidad se apreció un descenso cercano a 1 °C, descendiendo luego más gradualmente (a 7 °C) en la medición efectuada a ochenta metros de profundidad.

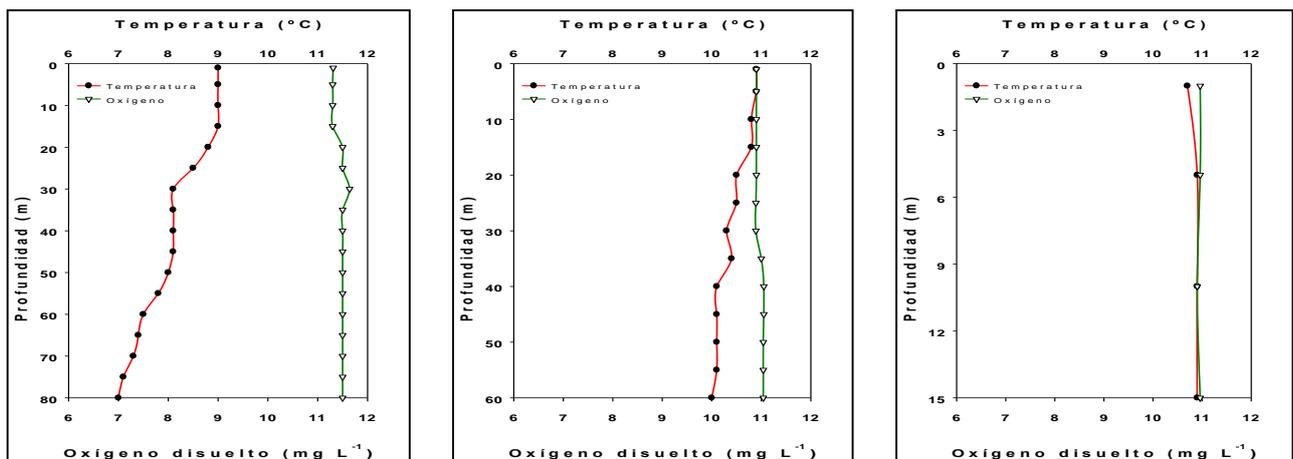


Figura 6-12. Perfiles térmicos. Izquierda: Punto 1 - Lago Argentino - Brazo Sur, Centro: Punto 2 - Lago Argentino - El Calafate, Derecha: Punto 3 - Lago Argentino - Este (próximo a la naciente del río Santa Cruz)



Aun cuando la medición se realizó a fin de marzo de 2015, ya en el comienzo del otoño, debido a la inercia térmica del agua, puede tomarse como valor próximo a un muestreo de verano, con el máximo calentamiento estacional. Si se acepta esta condición, no existiría una termoclina marcada, a la profundidad comparable que tendrán los embalses proyectados, como si, ocurre, en otros lagos andinopatagónicos (Bonetto, 1971; Quirós y Drago, 1983; Baigún y Marinone, 1995), sino más bien la existencia de un gradiente térmico vertical hasta los ochenta metros.

Sin embargo, en esta interpretación debe considerarse también que la masa de agua en el brazo sur no tiene comportamiento estático sino que, por el contrario, hay circulación horizontal en la capa profunda del lago desde el Glaciar en dirección al Este. Este ingreso corresponde a una masa de menor temperatura y, por tanto, se mueve en la parte baja del perfil vertical. La capa superficial, menos densa por su mayor temperatura, es movilizadora por los vientos predominantes hacia el Este, con menor influencia del Glaciar.

En la longitud del lago Argentino correspondiente a El Calafate (Figura 6-12b) se aprecia que el gradiente térmico vertical es más suave, con disminución menor a un grado al comparar los valores de superficie y de sesenta metros de profundidad.

En el extremo Este del lago Argentino (Figura 6-12c) el perfil térmico corresponde a una zona más playa del lago, levemente más cálida que la descrita en El Calafate. El comportamiento térmico en profundidad es muy semejante, con un ligero aumento (menor a medio grado) en profundidad, desde los cinco metros manteniéndose a 11°C hasta los 15 metros de profundidad.

6.4.1 Conclusiones

Si bien la información presentada debe considerarse como preliminar, la mayoría de los autores (Bonetto et al. 1971; Quirós y Drago, 1983; Lemoalle, 1981; Lewis, 1983) consideran que el comportamiento térmico de un lago o embalse situado en clima templado o subtropical puede definirse a través de su estado al final del verano.

En tal sentido, el lago Argentino se caracteriza por la presencia de dos gradientes: uno zonal en sentido O-E, y otro vertical, de superficie a profundidad, sin una termoclina marcada.

Según Quirós y Drago (op.cit.) para 33 lagos patagónicos, en aquellos lagos que poseen termoclina, la misma se encuentra generalmente entre 15 y 40 metros de profundidad. Sólo el lago Llanquihue tiene su termoclina a 50 m de profundidad y el Nahuel Huapi a 62 m de profundidad. El estudio de Baigún y Marinone (1995) encontró la termoclina del lago Argentino a 88 m de profundidad, lo que señala una situación infrecuente en estos lagos. Podría ocurrir que el agua de deshielo, por su baja temperatura, esté circulando por el brazo sur del Argentino en profundidad hacia el Este, hipótesis que podrá ser objeto de futuros estudios.

Las mediciones de oxígeno disuelto tanto en superficie, como en perfiles verticales, dan cuenta que las aguas se encuentran en todo el lago en condición próxima a la saturación, aun en las capas profundas, como es normal en lagos andinopatagónicos (Bonetto et al. 1971).

6.5 FITOPLANCTON

La configuración de variables ambientales para el desarrollo de las algas en el lago Argentino, no es muy diferente a la de los demás lagos andinopatagónicos: baja temperatura, muy bajo contenido de nutrientes esenciales, especialmente nitrógeno y fósforo, a lo que se suma una zona eufótica relativamente estrecha, que llega en el Brazo Sur del lago Argentino a 2,60 metros, en la estación Este a 1,62 metros y, menos de 1,30 m de profundidad en el río Santa Cruz. Si se tiene presente que el río Santa Cruz tenía en el período de muestreo velocidad de la corriente entre dos y tres metros, se comprende que las condiciones para el desarrollo de las algas fueran ambientalmente restrictivas.

Para lagos andinos y ríos de la estepa patagónica son pocos los estudios que hacen referencia a la composición específica del fitoplancton. Los primeros trabajos limnológicos fueron realizados por Thomasson (1959, 1963) el que incluyó comentarios taxonómicos sobre los componentes del plancton. Las investigaciones realizadas posteriormente por diversos autores fueron resumidas por Izaguirre & Saad (2014). No hay antecedentes de estudios de fitoplancton para el Lago Argentino y río Santa Cruz, con excepción del trabajo de García de Emiliani (1973) quien señaló *Aulacoseira pseudogranulata* (= *M. pseudogranulata*) entre las diatomeas (Bacillariophyta) y el de Tell *et al.* (2011) que registraron dos especies de Chlorococcales (*Eutetramorus fotti* y *Oocystis parva*), las últimas no observadas en este estudio.

6.5.1 Análisis de Resultados

Como fuera mencionado anteriormente se realizó un análisis cualitativo y cuantitativo de un concentrado de 200 litros de agua, filtrado con red de plancton de 25 µm de apertura de malla, según el siguiente esquema:

- Muestra Lago Argentino 1 – Tomada en el Punto 1 - Lago Argentino - Brazo Sur
- Muestra Lago Argentino 2 – Tomada en el Punto 2 - Lago Argentino, El Calafate
- Muestra Río Santa Cruz 1 – Tomada en el Punto 4 - Río Santa Cruz, Cola NK
- Muestra Río Santa Cruz 2 – Tomada en el Punto 5 - Río Santa Cruz - Eje NK
- Muestra Río Santa Cruz 3 – Tomada en el Punto 6 - Río Santa Cruz – Cola JC
- Muestra Río Santa Cruz 4 – Tomada en el Punto 8 - Río Santa Cruz, Ruta 3 (Piedrabuena).

Lago Argentino

El fitoplancton, en baja densidad (entre 400 y 450 ind.L⁻¹), estuvo integrado por seis grupos taxonómicos: Cyanobacteria, Chlorophyta, Bacillariophyta, Dinophyta, Cryptophyta y Rhodophyta (Figura 6-13). En Lago Argentino N° 1 se observaron algunas formas adnatas tales como *Chamaesiphon* sp. (Cyanobacteria) epifito sobre el alga filamentosa *Audouinella* sp. (Rhodophyta). Estas especies no fueron observadas en Lago Argentino N° 2, pero sí la Cyanobacteria de hábito planctónico del género *Coelosphaerium*.

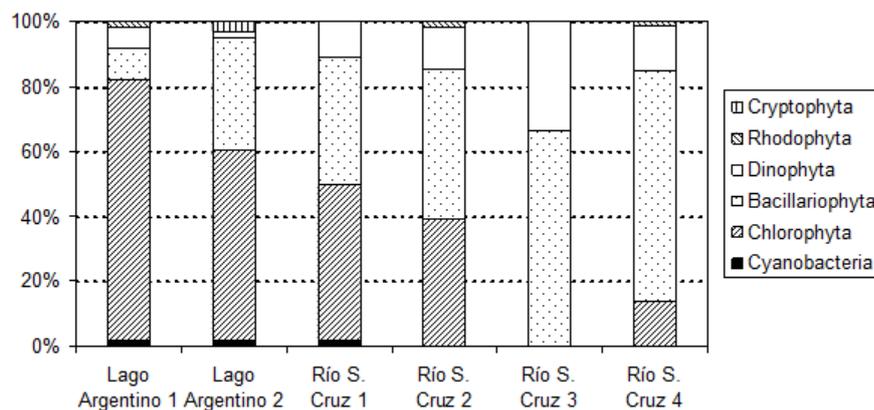


Figura 6-13. Abundancia relativa (%) de los principales grupos taxonómicos componentes del fitoplancton en el lago Argentino y río Santa Cruz.

Entre las Chlorophyta, en ambas estaciones de muestreo, tres especies se destacaron por su abundancia, *Sphaerocystis schroeteri* (Chlorococcal), *Cosmarium constrictum* y *Staurodesmus triangularis* (Desmidiaceae) con adaptaciones a la vida planctónica. Entre las Bacillariophyta se destacó *Aulacoseira pseudogranulata*, una especie meroplánctónica, la que fue más abundante en la Estación N° 2 del lago. En este último sitio de muestreo se observaron especies mixotróficas del género *Cryptomonas* (Cryptophyta) con algas de pequeño tamaño (entre 11 y 15 µm de longitud). Otras especies registradas en el Lago se listan en la Tabla 6-1.



Tabla 6-1. Lista de los principales taxones de algas registrados en el Lago Argentino (L. Arg) y río Sta. Cruz (RSC)

	L. Arg. 1	L. Arg. 2	RSC 1	RSC 2	RSC 3	RSC 4
Cyanobacteria						
<i>Chamaesiphon</i> sp.*	X	-	-	-	-	-
<i>Coelosphaerium</i> cf. <i>kuetzingianum</i> Nägeli	-	X	X	-	-	-
Chlorophyta						
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchner	X	X	X	X	-	X
<i>C. undulatum</i> Corda ex Ralfs	-	-	-	-	-	X
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	X	-	-	-	-	-
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	X	-	-	-	-	-
<i>Oedogonium</i> sp. (filamento estéril)	-	-	-	-	-	X
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) Hegewald	-	-	X	-	-	X
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	X	X	X	X	-	X
<i>Staurodesmus triangularis</i> (Lagerh.) Teiling	X	X	X	X	-	X
<i>Ulothrix</i> sp.	-	-	-	-	-	X
<i>Zygnema</i> sp. (filamento estéril)	-	-	-	X	-	-
Bacillariophyta						
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i> (Cleve) Simonsen	X	X	X	X	X	X
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	-	-	X	-	-	-
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve et Grun.	X	-	-	-	-	-
<i>Cymatopleura</i> sp.	-	X	X	X	-	X
<i>Cymbella</i> sp.	-	X	X	X	X	X
Diatomea pennada 1	-	-	X	X	X	X
Diatomea pennada 2	-	-	X	X	-	X
<i>Diploneis</i> sp.	-	X	-	-	-	-
<i>Eunotia</i> sp. 1	-	-	X	X	-	X
<i>Eunotia</i> sp. 2	-	-	-	-	-	X
<i>Frustulia</i> sp.	-	-	-	X	-	X
<i>Gomphonema</i> sp.	-	-	-	-	-	X
<i>Nitzschia</i> sp.	-	-	-	-	-	X
<i>Rhizosolenia eriensis</i> H.L. Smith	X	X	-	-	-	-
<i>Synedra</i> sp.	X	X	-	X	X	X
<i>S. acus</i> Kütz.	X	X	-	X	-	X
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz.	X	X	-	X	-	X
<i>Vanheurckia</i> sp.	-	-	-	X	-	X
Dinophyta						
<i>Gymnodinium</i> sp.	X	X	X	X	X	X
Cryptophyta						
<i>Cryptomonas</i> sp.	-	X	-	-	-	-
Rhodophyta						
<i>Audouinella</i> sp.	X	-	X	X	-	X



Río Santa Cruz

La densidad del fitoplancton fue baja, aunque mayor que en el lago Argentino. En la zona de la Cola del Embalse NK se registró densidad semejante a la del lago Argentino, con máximos en la Estación río Santa Cruz N° 2 (área del Eje de la futura presa NK). Se registraron cinco grupos taxonómicos: Cyanobacteria, Chlorophyta, Bacillariophyta, Dinophyta y Rhodophyta (Figura 6-13), similar al lago, no detectándose aquí Cryptophyta (probablemente por no haber sido retenidas por la red de plancton, debido a su pequeño tamaño).

En general a lo largo del curso el fitoplancton se caracterizó por presentar los mismos taxones observados en el lago, con variaciones en su porcentaje de participación. Por ejemplo las algas verdes observadas en el Lago (*Sphaerocystis Schroeteri*, *Cosmarium constrictum*, *Staurodesmus triangularis*), disminuyeron su abundancia hacia la desembocadura, probablemente por el incremento de los sólidos en suspensión, los que reducirían la entrada de la luz para la fotosíntesis, ya que las algas verdes suelen tener altos requerimientos lumínicos. Esto se evidenció en la Estación río Santa Cruz N° 3 (con mayor contenido de sedimentos en la muestra) donde las algas de este grupo estuvieron por debajo de los límites de detección de los métodos de recuento. Los únicos grupos observados en este sitio fueron Bacillariophyta (*Aulacoseira pseudogranulata*) y Dinophyta (*Gymnodinium* sp.), probablemente por sus bajos requerimientos lumínicos (Dokulil, 1983). Los dinoflagelados suelen estar bien representados en el plancton, tanto en ambientes lenticos como lóticos, de ahí su presencia tanto en el río como en el lago.

La mayor parte de los géneros de diatomeas observados en el río Santa Cruz, fueron taxones meroplanctónicos, principalmente *Aulacoseira pseudogranulata* y algunas diatomeas pennadas (quizás por resuspensión desde el fondo) y también ticoplanctónicos, la mayoría de las formas pennadas registradas (Tabla 6-1), probablemente por desprendimiento desde substratos sumergidos (piedras del fondo o de la costa). La presencia de un característico plancton de arrastre fue observado a lo largo de todo el curso del río, con una mayor variedad de especies en el río Santa Cruz en su intersección con la ruta tres.

6.5.2 Conclusiones

Los grupos taxonómicos registrados a lo largo del curso del río Santa Cruz fueron los mismos que los observados en el lago Argentino, teniendo en común los taxones de algas más abundantes. Hubo un claro gradiente longitudinal O-E con reducción de la densidad de Chlorophyta y de Cyanobacteria, e incremento de Bacillariophyta y de Dinophyta desde el Lago hasta la estación del río ubicada en el este, en la intersección de la ruta tres (en Piedrabuena). El fitoplancton del río presentó formas meroplanctónicas, evidenciando su régimen turbulento, con flujo rápido y claro aumento en la densidad de algas, que pasó de registros próximos a los 400 ind.L⁻¹ a 780 ind.L⁻¹ en el tramo próximo a la localidad de Piedrabuena.

Otros estudios de fitoplancton realizados en grandes lagos de origen glacial, como el Nahuel Huapi, Diaz *et al.* (1998) señalaron la dominancia de Bacillariophyta (*Aulacoseira granulata*, *Rhizosolenia eriensis* y *Cyclotella stelligera*) y Dinophyta (*Gymnodinium* y *Peridinium* spp.), taxones que también fueron observados en éste muestreo del lago Argentino (excepto el género *Peridinium*) en variadas proporciones, pero con predominio de *Aulacoseira pseudogranulata* (= *A. granulata*) entre las diatomeas y, de *Gymnodinium* entre los dinoflagelados.

Aulacoseira pseudogranulata tendría amplia distribución en los lagos andinos de la Patagonia, ya que fue observada (además del Lago Argentino) en los lagos Mascardi, Nahuel Huapi, Guillermo, Hess, Gutiérrez, Meliquina, Huelchulafquen, Tromen, Posadas, Lolog y Guillén (Thomasson 1959, 1963; García de Emiliani, 1973).



Si se compara la composición del fitoplancton con estudios realizados en el lago Mascardi - cuenca del río Manso – durante un año de muestreos (Bonetto et al. 1971), en el lago Argentino y río Santa Cruz se registraron los mismos grupos taxonómicos con un escaso número de especies en común. En este estudio (y único muestreo) no se observaron Chrysophyceae y Synurophyceae.

La presencia de *Sphaerocystis schroeteri* entre las algas verdes del lago Argentino y río Santa Cruz, coincide con lo señalado para el lago Mascardi (Bonetto et al. 1971) la que predominó en el estrato superficial durante muestreos de invierno. También registraron en el estrato superficial la diatomea *Rhizosolenia eriensis* (con máximos en verano), especie observada en este muestreo sólo en el lago Argentino. Los géneros *Gymnodinium*, *Staurodesmus* y *Eudorina* (*E. elegans*) también fueron señalados para el lago Mascardi, aunque con registros esporádicos. En este estudio los dos primeros (*Gymnodinium*, *Staurodesmus*) fueron frecuentes. Una entidad taxonómica infraespecífica (una variedad de *Staurodesmus triangularis*) fue más abundante en el lago Argentino y río Santa Cruz (junto a una variedad de *Cosmarium contractum*), con el mencionado gradiente longitudinal O-E, reduciéndose su abundancia desde el lago hacia la desembocadura del río.

Para el lago Mascardi (Bonetto et al. 1971), se señaló una importante densidad de cianobacterias (*Gomphosphaeria lacustris*) en todas las estaciones de muestreo, con alta densidad durante el verano (Bonetto et al. 1971). En cambio, en el lago Argentino y río Santa Cruz (en éste muestreo), las cianobacterias fueron observadas esporádicamente y en muy baja densidad, con una única especie colonial y planctónica (*Coelosphaerium cf kuetzingianum*).

Izaguirre y Saad (2014) en su resumen de trabajos sobre fitoplancton de la Patagonia (lagos, lagunas y ríos) señalaron la presencia de *Aulacoseira granulata* en el reservorio Florentino Ameghino y lago Rosario. Desde el reservorio Florentino Ameghino y a lo largo del río Chubut hasta su desembocadura, las autoras (en su resumen), señalaron la presencia de especies de Chlorococcales y diatomeas, con formación de floraciones de *Aulacoseira granulata* en el tramo inferior y predominio de Bacillariophyta y Dinophyta en las proximidades del estuario. En este estudio del fitoplancton en el lago Argentino y río Santa Cruz, se registraron los mismos grupos taxonómicos, a las que se suman especies de desmidiaceas.

La mayoría de los autores señalaron la presencia y/o dominancia de *Aulacoseira granulata* en ambientes acuáticos de la Patagonia Argentina. En el material observado en este estudio, procedente del lago Argentino y río Santa Cruz, sin embargo, destacamos la presencia de *A. pseudogranulata* (= *M. pseudogranulata*) con caracteres similares a lo descrito por García de Emiliani (1973) para el lago Mascardi. La mencionada autora señala: “Los antecedentes de trabajos en el lago Mascardi y otros lagos andinos, indican la presencia de una especie de *Melosira* identificada primeramente por Thomasson (1959) como *Melosira pseudogranulata*, y luego (Thomasson, 1963) como *Melosira granulata*. Este cambio de opinión lo justifica dicho autor al sostener que existen escasos fundamentos para mantener *M. pseudogranulata* tal como fue descrita por Cleve-Euler, ya que la especie entra en el rango de variación de *M. granulata*”.

Probablemente los ejemplares aquí observados (lago Argentino y río Santa Cruz) correspondan a un morfo de *A. granulata*, y sean similares a los señalados como tal (*A. granulata*) para otros lagos andinos y ambientes acuáticos de la estepa patagónica. Pero en éste estudio se mantiene el nombre de *A. pseudogranulata*, por tratarse no solamente de una especie válida, sino porque la misma presenta caracteres que la diferencian de los morfos de *A. granulata* registrados en grandes ríos de la cuenca del Plata, como el Paraná y el Paraguay (Zalocar, obs. pers.).

Estos resultados deben tomarse como preliminares, requiriéndose un muestreo que contemple la estacionalidad del sistema.

6.6 ZOOPLANCTON

Esta colectividad de organismos suspendidos en el seno del agua es también de mucha importancia en cuenta que puede ser utilizada por estadios larvales y juveniles de peces y por otros animales. La proporción de los grupos funcionales que la integran puede informar sobre las características del ambiente, pero también, sobre la presión de consumo que ejercen los peces.

El conocimiento de los lagos de la Patagonia Argentina es aún escaso aunque se han registrado trabajos sobre la densidad, biomasa y aspectos funcionales (estructura trófica) del zooplancton de los lagos de la provincia de Chubut (Menu Marque & Marinone, 1986) y del Río Negro (Bonetto et al. 1971; Modenutti et al, 1998) y estudios más abarcativos como los de José de Paggi y de Paggi.

6.6.1 Análisis de Resultados

En este estudio se realizaron muestreos en la capa superficial (0-0,5 m de profundidad) a los largo de un gradiente O-E, que comprendió al lago Argentino, desde el la proximidad del Glaciar Perito Moreno (Brazo Sur) hasta la intersección del río Santa Cruz en la ruta tres, con estaciones de muestreo en el área de las futuras presas NK y JC (Tabla 6-2), en la localización ya mencionada al describir el fitoplancton.

La abundancia fue expresada en individuos por litro (ind.L⁻¹) estimada con la siguiente fórmula:

$$\text{Ind.L}^{-1} = \frac{(V_{cf})(N_i)}{(V_{ti})V_c}$$

Donde:

Ind.l⁻¹ = individuos por litro.

V_{cf} = volumen de la concentración filtrado

N_i = número de individuos contados

V_{ti} = volumen total inicial

V_c = volumen de la muestra contado

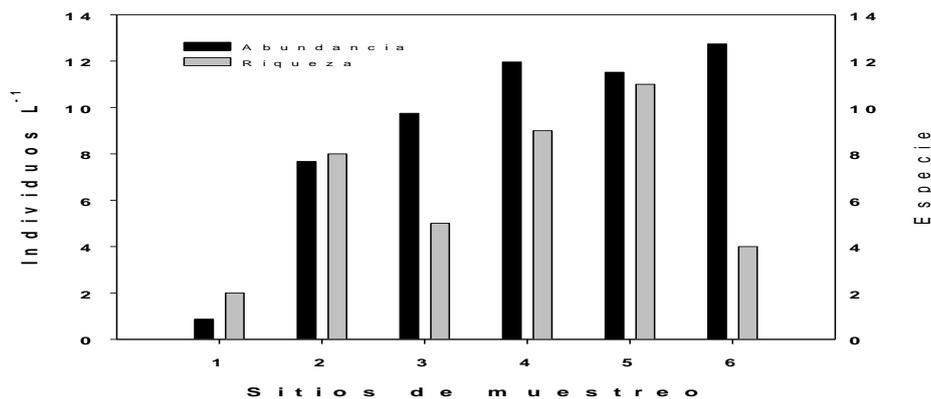


Figura 6-14. Abundancia y Riqueza específica del Zooplancton del Lago Argentino y Río Santa Cruz.

Tabla 6-2. Zooplancton del Lago Argentino (L. Arg.) y Río Santa Cruz (RSC).

	L. Arg.1	L. Arg.2	RSC 1	RSC 2	RSC 3	RSC 4
ROTIFERA						
<i>Anuraeopsis sp.</i>			X		X	
<i>Ascomorpha saltans</i>		XX		X	X	XX
<i>Bdelloidea</i>	X	XXX	X	XX	X	
<i>Colurella uncinata bicuspidata</i>				X	X	X
<i>Filinia saltator</i>		X		X	X	
<i>Filinia sp.</i>		X		X		
<i>Keratella cochlearis</i>	X	XX	X	X	X	X
<i>Trichocerca similis</i>				X	X	
<i>Trichocerca porcellus</i>			X		X	
"x"		X			X	
COPEPODA						
Nauplio		X	X	X	X	X
Calanoideo juvenil		XX		X	X	X
Harpacticoidea				X	X	

La diversidad alfa fue expresada mediante la riqueza de especies (número de taxa) considerando que algunos taxa no pudieron identificarse a especie por la escasa abundancia que tuvieron o por encontrarse en estadios larvales (nauplio) o estadios juveniles en el caso de microcrustáceos copépodos.

La abundancia del zooplancton en el lago Argentino, fue muy baja en el Brazo Sur con 0,87 ind. L⁻¹ y creciente hacia el (El Calafate) con 7,68 ind. L⁻¹ (Figura 6-14). En la estación Este, próxima a la boca del río Santa Cruz fue menor de 3 individuos por litro (Figura 6-14).

En el río Santa Cruz, en el área de la futura presa NK, el zooplancton fue más abundante alcanzando a 11,66 ind. L⁻¹ manteniéndose concentraciones semejantes, o levemente inferiores en el área de la futura presa JC (Figura 6-14).

La riqueza específica (número de taxa) varió entre 2 y 7 (Tabla 6-2). Mayor número de taxa fue observado en la salida del río Santa Cruz 2 (en el eje de la futura presa NK); sin embargo en la Boca de este río y en el eje la riqueza fue menor de 5 especies debido posiblemente a la velocidad de la corriente.

En el lago Argentino, la riqueza de especies fue menor, especialmente en el Brazo Sur, próximo al glaciar Perito Moreno (Figura 6-14) situación que se relaciona con la temperatura más baja y la escasa concentración de fitoplancton.



Los taxa más abundantes (ind. L⁻¹) se encontraron en el lago Argentino y en el eje de NK (Tabla 6-2). Los taxa más frecuentes fueron los rotíferos (Bdelloidea, *Ascomorpha saltans* y *Keratella cochlearis*). Ésta última especie se caracteriza por ser eurioica, eurihalina y euriterma, por lo que tiene amplia distribución. Fue encontrada como abundante en lagos de la provincia de Río Negro y Chubut (Menu Marque & Marinone, 1986; Modenutti et al, 1998) e incluso en Tierra del Fuego (Olivier, 1965), además fue citada como especie dominante en estudios limnológicos del río Manso y lago Mascardi (Bonetto et al. 1971; Menu Marque & Marinone, 1986).

En el río Santa Cruz no se observó todavía *Keratella tecta*, esta especie relacionada con procesos de eutrofización (Frutos et al, 2009). *Ascomorpha saltans* estuvo presente en casi todos los sitios de muestreo excepto en el Brazo Sur. Los géneros *Filinia* y *Trichocerca* observados en los ambientes lénticos y lóuticos de Santa Cruz fueron reportados también para el lago Mascardi y el río Manso (Menu Marque & Marinone, 1986).

La presencia constante de Bedelloidea (reptadores o sésiles) está demostrando la importancia del arrastre que produce la corriente en un gradiente que va de oeste a este. En tanto que la dominancia de éstos taxa en el lago Argentino estaría relacionado con la presencia de algas que son su soporte trófico.

Los cladóceros (pulgas de agua) no estuvieron presentes en ninguno de los sitios analizados en el lago y en el río Santa Cruz, probablemente debido a la predación de peces e invertebrados.

En el grupo taxonómico de los copépodos dominaron las hembras juveniles de Calanoidea y los nauplios (estadios larvales), lo que induce a suponer la probable predación de invertebrados y de pequeños peces.

La abundancia del zooplancton en el lago Argentino y en el río Santa Cruz fue menor que la encontrada en la laguna Esquel en verano, donde se registraron valores máximos de 265,1 ind.l⁻¹ (Menu Marque & Marinone, 1986). En el embalse Ameghino los mismos autores encontraron densidad de 26,9 ind.l⁻¹, durante el verano.

6.6.2 Conclusiones

El zooplancton del sistema lago Argentino-río Santa Cruz, tiene en el muestreo realizado, un gradiente de incremento en la riqueza de especies y en la abundancia, en el sentido O-E, señalando la vectorialidad de la circulación del agua desde el glaciar hasta el tramo bajo del río.

La colectividad está dominada por organismos de alta tasa de renovación (rotíferos) donde probablemente los peces ejercen un intenso efecto predatorio sobre el escaso zooplancton tal como se registrara en otros lagos del Sur argentino. Sin embargo las características físicas, especialmente temperatura baja y químicas (baja concentración de nutrientes) del agua resultan determinantes de la configuración actual de la colectividad.

Las interacciones bióticas (especialmente la predación) puede ser un determinante de la talla y morfología de los rotíferos encontrados, principalmente de *Keratella cochlearis* que varía su espina caudal en relación al grado trófico de las lagunas de la Patagonia como señalaron Modenutti et al., 1998. Los copépodos calanoideos (filtradores por excelencia) y la dominancia de rotíferos constituyen aspectos a monitorear en el futuro, debido a que resultan buenos indicadores de la potencial producción pesquera.



6.7 FAUNA BÉNTICA

Los ríos patagónicos por su flujo rápido, escasa vegetación acuática y bajo contenido de materia orgánica suspendida y depositada en el fondo constituyen una tipología propia en el contexto Sudamericano. Desarrollan en sus márgenes colectividades de invertebrados con adaptaciones a la corriente mediante estructuras de fijación, formas aerodinámicas o cuerpo aplanado que le permiten refugiarse debajo de diferentes sustratos, de manera semejante a los ríos templados del hemisferio norte (Hynes, 1970). Los aportes de nutrientes que provienen los bosque riparios (Sabater et al., 2011) sustentan relaciones tróficas con transferencias de pocos pasos. Tienen una colectividad de invertebrados adaptada a procesar la materia orgánica aportada principalmente por las hojas de los bosques y la riqueza de especies de invertebrados es baja comparada con los arroyos y ríos de las regiones tropicales (Jacobsen et al. 2008) que tienen una fauna relativamente rica de camarones, cangrejos y moluscos y una mayor diversificación de las familias de insectos especialmente de odonatos, hemípteros (Heteroptera), coleópteros y lepidópteros. En contraste, los Plecoptera son extremadamente escasos en los ríos patagónicos.

En los ríos templados poco profundos y de aguas transparentes, se desarrolla un rico "césped" de algas sobre el lecho de piedra o de arenas que tiene un papel muy importante en las mallas tróficas (Allan y Castillo 2007).

El biofilm es la base de las mallas tróficas de muchos sistemas lóticos actuando como reductores y transformadores de nutrientes (Wetzel 2001), proveyendo hábitat para gran diversidad de organismos (Biggs 1996) y absorbiendo sustancias químicas y contaminantes. Además las algas que lo conforman tienen alto valor indicador (Sabater et al 1993) y algunos grupos como las diatomeas son frecuentemente usadas para el monitoreo ambiental (Gómez 1998, Gómez et al 2011).

Este biofilm es un complejo de organismos conformado principalmente por bacterias, hongos, algas protozoos y meiofauna embebidos en una matriz mucosa de sustancias exopoliméricas (Majdi et al. 2012). El biofilm desempeña una función importante en el metabolismo de los ecosistemas acuáticos (Weitzel, 2001), y su biomasa estimada a través de las mediciones de Clorofila *a*, puede ser más elevada que la biomasa de las algas del plancton.

Las colectividades de algas que integran el biofilm pueden ser clasificadas de acuerdo al tipo de sustrato sobre el cual crecen (Ringuelet, 1962) en:

- Episammon (sobre arenas), Epiliton (sobre rocas y piedras),
- Epipelon sobre limos y arcillas,
- Epifiton sobre plantas y
- Epixilon sobre madera.

El Epipelon de los ríos y arroyos de la llanura pampeana está generalmente dominado por diatomeas y cianofitas (Gómez y Licursi 2001, Giorgi et al. 2005).

La colonización de un sustrato por el biofilm puede demandar variable cantidad de tiempo. En estudios realizados en los arroyos pampeanos el tiempo estimado fue de seis semanas (Giorgi y Ferreira 2000). Se desconoce esta información para el río Santa Cruz.



Los macroinvertebrados de los ríos, tienen distintos modos de capturar su alimento. Ellos pueden utilizar recursos de diferentes categorías para su alimentación (Merritt y Cummins 1996):

- detrito, es decir la materia orgánica muerta ya sea esta gruesa (> 1 mm) o (< 1 mm) y las bacterias y hongos que la habitan.
- el Perifiton, es decir las algas adheridas a las plantas acuáticas
- las plantas acuáticas vivas
- diferentes presas.

Los invertebrados del biofilm, por los distintos recursos tróficos que explotan y por su permanencia en el hábitat, son también indicadores de bioacumulación de contaminantes en el agua, por lo que en el hemisferio norte se los incluye dentro de los programas de monitoreo de la salud de los ecosistemas.

La morfología del aparato bucal permite a los invertebrados explorar distintas categorías de recursos, de manera obligada o facultativa. Los citados autores diferenciaron los siguientes grupos tróficos funcionales:

- Partidores o desmenuzadores que utilizan la materia orgánica particulada gruesa proveniente de la muerte de las plantas acuáticas o se alimentan sobre las plantas vivas.
- Colectores que utilizan la materia orgánica particulada fina, ya sea filtrando de la columna de agua (colectores filtradores) o removiendo la depositada sobre las hojas de las plantas o entre las raíces (recolectores).
- Raspadores que poseen diferentes estructuras especializadas como rádulas o mandíbulas para alimentarse de las algas adheridas a las hojas de las plantas acuáticas.
- Depredadores que pueden capturar otros invertebrados. La asignación a cada grupo funcional para la mayoría de los géneros de invertebrados de Norteamérica puede ser encontrada en Merritt y Cummins (1996).

Zalocar de Domitrovic et al (2013) al describir el Perifiton para ambientes de Sudamérica señala que pueden existir diferentes niveles de utilización del biofilm por los invertebrados. Los recolectores, desmenuzadores y cortadores se alimentan en el nivel 1 de algas filamentosas y sus epífitos así como de los materiales orgánicos depositados (detritus) depositados entre los filamentos. Raspadores y recolectores se alimentan en el nivel 2 donde se localizan diatomeas pediceladas y cortos filamentos y solo los raspadores pueden utilizar el nivel 3 donde se localizan algas postradas y/o colonias mucilaginosas. Un esquema similar proponen Allan y Castillo (2007) para los ambientes de aguas corrientes de la región templada-fría.

Cuando la herbivoría en el biofilm, por invertebrados, es intensa y hay elevado disturbio mecánico por los consumidores, el perifiton queda integrado por pocas especies de diatomeas (resistentes al "pastoreo"), como por ejemplo *Cocconeis* spp., que se adhiere al substrato por la superficie valvar. Si el pastoreo es bajo y hay buena disponibilidad de luz y nutrientes, se encuentra una comunidad más compleja, con diatomeas adnatas o provistas de largos tubos mucilaginosos, algas verdes filamentosas y cianobacterias, entre otras.

Poco se conoce de los invertebrados del río Santa Cruz, aunque se les ha reconocido un importante rol en las mallas tróficas porque son componentes de la dieta de los peces nativos e introducidos como las truchas (Pascual et al 2001, Pascual et al 2007). De acuerdo a los relevamientos efectuados por Tagliaferro et al (2013), el río Santa Cruz tiene baja riqueza de invertebrados (38 taxa) comparada con otros ríos patagónicos (Miserendino 2009) tales como el Chubut (95 taxa) y el Negro (112 taxa).



Al igual que otros componentes bióticos del río Santa Cruz, la fauna béntica está condicionada por un complejo de factores entre los que cabe citar:

- la velocidad de la corriente;
- la textura del sustrato del fondo;
- el contenido de materia orgánica en distinto grado de desmenuzamiento
- la temperatura, especialmente en la línea de costa
- la variabilidad de la lámina de agua en el área litoral
- la predación por animales de otro nivel trófico

6.7.1 Análisis de Resultados

En el río Santa Cruz hay al menos tres diferentes tipos de hábitat para los invertebrados: beriles de banco, bolsones o bahías, área litoral del curso (1, 2 y 3) por presentar diferencias en la velocidad de la corriente, el tipo de sustrato, el tiempo de permanencia del suelo inundado y el grado de colonización por el biofilm. En estos tres ambientes fueron realizadas las colectas (n=18) para la presente caracterización.

El hábitat 1 estuvo integrado principalmente por gravas poco seleccionadas, con tamaño comprendido entre 2 y 25 cm, la velocidad de la corriente varió entre 0,5 m/s y 1,3 m/s y el desarrollo de biofilm fue escaso.

En el hábitat 2, considerado en la margen norte del curso del río, en la longitud correspondiente a la Estancia Rincón, predominaron las grabas de 1 a 3 cm con abundante biofilm. Allí la velocidad de la corriente estuvo comprendida entre 0,2 y 0,8 m/s

En el hábitat 3 (ubicado 10 Km aguas arriba donde se localizará el eje de la presa NK) corresponde a una pequeña bahía con predominio de arenas gruesas (1-3 mm) y menor proporción gravas (0,2- 2cm) con abundante biofilm y velocidad de la corriente de 0,1- 0,6 m/s.

Las familias y géneros fueron identificados de acuerdo a Lopretto y Tell (1995) y Domínguez y Fernández (2009). Los resultados fueron expresados en abundancia relativa de cada taxa (%) y se informa la frecuencia de ocurrencia de cada taxa en las muestras de cada tipo de hábitat.

La tasa de cambio de la riqueza de especies entre hábitat (Beta diversidad) fue obtenida como un integrador de la heterogeneidad espacial usando el índice de Whittaker con la modificación introducida por Harrison (Magurran 2004):

$$\beta_w = \{(S/\alpha) - 1\} / (N - 1) \cdot 100$$

donde: S= número total de especies registradas, α = media de la riqueza específica de cada muestra, y N= número de sitios. La medida varía entre 0 (sin turnover) y 100 (cada muestra tiene un único conjunto de especies).

Cada taxa fue asignado a diferentes grupos funcionales siguiendo a Merritt y Cummins, (1996), basados en 4 categorías nutricionales de recursos: detritus (materia orgánica particulada gruesa y fina), perifiton, algas filamentosas vivas y presas, con el fin de determinar la potencial utilización del hábitat por los invertebrados.

El cociente entre partidores y colectores (SH/Col, Petts y Calow 1996) es un índice del grado de influencia de la materia orgánica particulada gruesa como fuente de alimento para los invertebrados, es decir, su influencia como estructurador de la colectividad. El cociente raspadores sobre partidores+colectores, SC/(SH+Col), es útil como un índice de la participación de las algas del perifiton en la alimentación de los invertebrados. El balance entre el componente deposicional y el componente transportado de la materia orgánica particulada fina total puede ser reflejado en el cociente entre colectores filtradores y recolectores (FC/GC, Petts y Calow 1996).

Tabla 6-3. Frecuencia de ocurrencia (%) y grupo funcional de los taxa registrados en los distintos tipos de hábitat. RE: recolectores, CF: colectores filtradores, RA: raspadores, PA: partidores, DPR: depredadores.

	Hábitat 1	Hábitat 2	Hábitat 3
Haplotaxidae RE			17
Naididae RE	67	67	100
Nematoda DPR			33
Copepoda Cyclopoidea	17		
Amphipoda <i>Hyalella</i> sp. RE PA			100
Baetidae <i>Andesiops</i> sp. RA, RE		83	83
Leptophlebiidae <i>Meridialaris</i> sp. RA, RE		33	
Elmidae RA RE		83	67
Hydrosychidae <i>Smicridea</i> sp. CF			33
Chironominae RE	83	83	100
Empididae DPR	17		
Tipulidae PA		67	33
Simulidae CF			17
<i>Lymnaea</i> sp. RA			100
Riqueza de taxa promedio	4	6	11
n	6	6	6

El biofilm estuvo integrado por diferentes algas que crecían sobre el sustrato rocoso y sobre algas del género *Cladophora*. Se identificaron diferentes especies de algas verdes (Chlorophyta) pertenecientes a los géneros *Oedogonium*, *Zygnema*, *Spirogyra* y *Ulothrix*, un género de algas rojas (Rhodophyceae *Audovinnella*) y diatomeas (Bacillariophyceae) de los géneros *Synedra* y *Nitzschia*.

En el muestreo realizado se encontraron en total 14 familias de invertebrados (Tabla 6-3) de las cuales solo 4 familias fueron colectadas en los hábitats con mayor velocidad de la corriente (Hábitat 1), 6 familias en los Hábitat tipo 2 y 11 familias en los hábitats con sedimentos compuestos por arenas gruesas y rico biofilm (Hábitat 3). La tasa de cambio entre hábitat fue alta (56%) de la riqueza de taxa (familias) de invertebrados.

En los tres tipos de hábitat, oligoquetos (Naididae) y las larvas de mosquitos no picadores de la familia Chironomidae fueron abundantes (Figura 6-15) y tuvieron alta frecuencia (Tabla 6-3). La composición de las colectividades bénticas varió en los distintos tipos de hábitat. Naididae y Chironomidae representaron en promedio el 41 y 47% del total en el Hábitat 1. Las larvas depredadoras de Empididae (Insecta, Diptera) adaptadas a vivir en hábitat de aguas corrientes solo se encontraron en este hábitat y representaron el 6% del total de la colectividad.

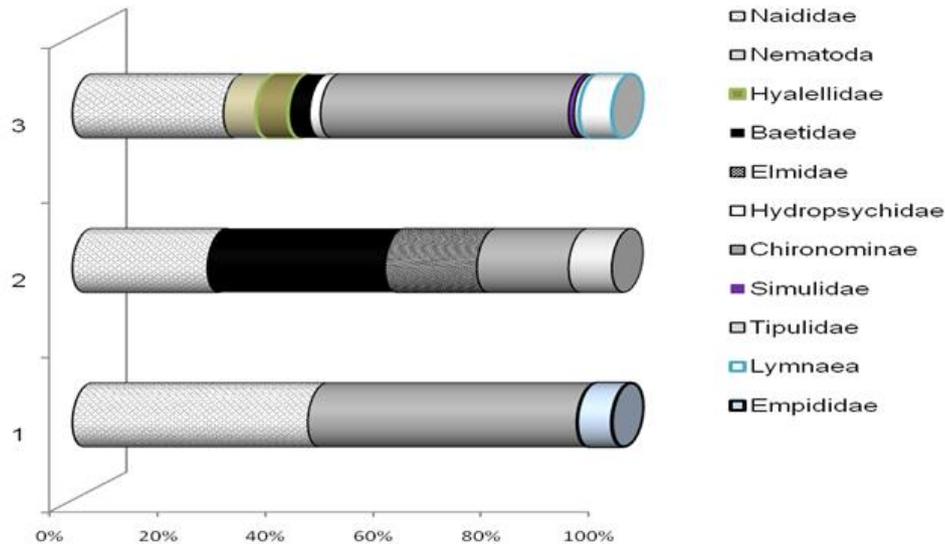


Figura 6-15. Abundancia relativa promedio de los diferentes taxa registrados en los tres tipos de hábitat (1, 2 y 3).

En los hábitat tipo 2 se encontró la mayor abundancia de ninfas de efemerópteros de las familias Baetidae (33% del total, Figura 6-15) y Leptophlebiidae (Tabla 6-3) cada una de ellas representadas por un género: *Andesiops* y *Meridialaris*, respectivamente. *Andesiops* tiene amplia distribución en el río Santa Cruz (Tagliaferro et al. 2013) y las poblaciones de las dos especies de este género más frecuentes en los ríos de la Patagonia argentina tienen un ciclo de vida adaptado a la región con la puesta de huevos al final del verano y el desarrollo de las larvas en otoño e invierno después de un corto periodo de incubación (Epele et al 2011).

Lo expresado explica por qué, en el muestreo realizado se encontraron mayoritariamente larvas de tamaño pequeño (primeros estadios) lo que dificultó las determinaciones taxonómicas a mejor nivel de resolución. Las ninfas de *Meridialaris* fueron poco abundantes y tuvieron baja frecuencia de ocurrencia en el muestreo (Tabla 6-3).

Las larvas del coleóptero Elmidae y las de los dípteros Tipulidae fueron abundantes en los hábitat tipo 2 con 17 y 8% del total, respectivamente y alta frecuencia de ocurrencia De acuerdo a Tagliaferro et al. (2013), *Luchoelmis cekalovici* (Elmidae) es un conspicuo representante estando presente en el 90,4% de los sitios relevados en el río Santa Cruz.

En los hábitat tipo 3 además de las familias dominantes (Naididae y Chironomidae) se registraron en similares proporciones (6% del total) un anfípodo (*Hyalella* sp.) y el molusco *Lymnaea* (Figura 6-15), ambos con alta frecuencia de ocurrencia en las muestras y, en general los ríos Patagónicos (Tagliaferro et al. 2013).

6.7.2 Utilización potencial de los diferentes hábitats por los invertebrados

Se puede inferir la utilización potencial del hábitat por los invertebrados a partir de las muestras analizadas en este estudio, para los diferentes grupos funcionales. Para una estimación más precisa se necesita realizar estudios más detallados que comprendan el análisis del alimento consumido por cada organismo en diferentes situaciones hidrológicas.

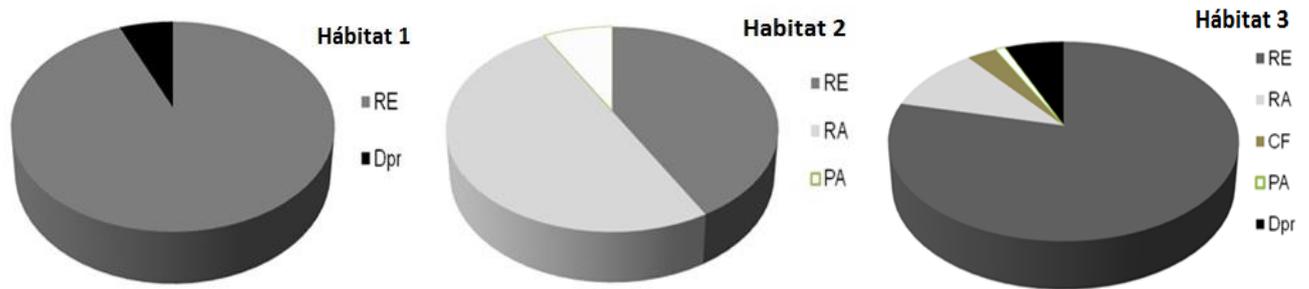


Figura 6-16. Proporción de los grupos tróficos de invertebrados. RE: Recolectores, RA: RA Raspadores, CF: Colectores filtradores, PA: Partidores y Dpr: depredadores.

Los invertebrados recolectores que utilizan la materia orgánica que se deposita en el biofilm comprendieron entre 42% y 88 % de la abundancia total dependiendo del tipo de hábitat como se observa en la Figura 6-16. Los invertebrados raspadores fueron el grupo dominante (50%) del total en el hábitat tipo 2 con el molusco *Lymnaea*, las larvas de Elmidae y las ninfas de efemeróptera.

Los colectores filtradores y los partidores conforman un grupo que no aporta mayoritariamente a la abundancia total de los invertebrados y que solo estuvo presente y en baja proporción en el hábitat 3. Esto se explica porque en los últimos miles de años, el río no tiene aportes orgánicos importantes, ya que los caudales dependen casi exclusivamente de deshielo, con menor aporte de lluvias locales. Como es sabido, la estepa patagónica tiene muy baja producción orgánica. Los valores de COD en agua sin filtrar están en el orden de 20 mg/L, en tanto que sólo alcanzan a 5-8 mg/L en aguas filtradas, como se explica en el capítulo referido a calidad de aguas.

La relación entre partidores y colectores fue baja en los tres tipos de hábitat (0,011, 0,019 y 0,012 en los hábitat 1, 2 y 3 respectivamente) lo que indica que durante el periodo de muestreo la materia orgánica particulada gruesa no es una fuente de alimento disponible. En otros ríos y arroyos de bajo orden de la región andina el aporte de hojas de árboles del bosque marginal (*Nothofagus*, *Austrocedrus*) representa una oferta importante para los partidores (Albariño y Balseiro 2002). Estos son el grupo funcional más abundante en la dieta de las truchas, seguidos por los raspadores (Buria et al 2009), pero la abundancia de los partidores (ninfas de plecópteros y larvas de tipúlidos) es un recurso que varía estacionalmente y no puede ser valorado con los datos disponibles.

El cociente entre colectores-filtradores y recolectores fue muy bajo (0, 0 y 0,04 en los hábitat 1, 2 y 3, respectivamente) lo que indica que los invertebrados no utilizaron el material transportado por la corriente en suspensión, sino preferente el depositado.

El cociente raspadores/partidores+colectores fue más alto en los hábitat tipo 2 (valor del índice 1) respecto del hábitat 3 (0,0128) lo que indica que en los primeros hay una importante participación de las algas del biofilm en la alimentación de los invertebrados. En las muestras del hábitat 1 este índice fue 0 lo que corrobora la escasez de biofilm detectado en todas las muestras.

6.7.3 Conclusiones

A pesar que la época de máxima creciente no permite encontrar el espectro completo de la biodiversidad de invertebrados, en razón del efecto mecánico del flujo rápido, que modifica las condiciones del hábitat de los invertebrados, se encontraron muchas familias que habitualmente están mencionadas para los ríos de la Patagonia a excepción de las del orden Plecoptera que no fueron registradas. La alta proporción de Naididae y la presencia de copépodos se relacionó con el tamaño de malla de la red utilizada (250 μ m) la cual es más eficiente que las mallas de 400 μ m utilizadas en relevamientos previos en este río y permite coleccionar a invertebrados de tamaño más pequeño.



La corriente rápida y algo de turbidez del río Santa Cruz posiblemente sean determinantes de mallas tróficas cortas, basadas en el material depositado y de la baja proporción de los colectores filtradores. En las muestras del hábitat 3 se localizan una alta proporción de taxa que habitualmente viven en el río Santa Cruz y que son oferta trófica para los peces.

La integración de la colectividad del Bentos de los hábitat considerados en el río Santa Cruz, se corresponde con la propia de ambientes de flujo rápido, con buena oxigenación, en los que la baja disponibilidad de nutrientes es compensada, en parte, por flujo rápido del agua. Esta circunstancia parece explicar la riqueza de la colectividad, siendo que el sistema lago Argentino - río Santa Cruz pueda ser asignado con condiciones propias de las aguas ultraoligotróficas.

Otro aspecto relevante es que el listado taxonómico de los invertebrados y su proporción, da cuenta que no hay alteraciones debidas a cargas contaminantes.

Los invertebrados del río Santa Cruz dependen a su vez de la abundancia de algas o materia orgánica, y de la presencia o ausencia de predadores-clave. A su vez, toda esta malla de interacciones, aparece condicionada por la dinámica del flujo en los distintos hábitat bénticos. En este sentido, los hábitats de mayor sensibilidad se encuentran en la estrecha zona litoral del río Santa Cruz, lo que deberá considerarse en el análisis del caudal ecológico, aguas abajo de los embalses.

Por su especialización anatómica y fisiológica los invertebrados que viven en el biofilm de los ríos Patagónicos, tienen alto valor como indicadores de la salud de los ecosistemas.

6.8 BIBLIOGRAFÍA

ALLAN J.D. y CASTILLO M.A. 2007. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters, 2nd ed. Springer, The Netherlands. 400pp.

APHA, 1995. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 19th Ed. American Public Health Association, Washington D.C.

AZIM, M.E.; VERDEGEM, M.C.D.; VAN DAM, A.A. Y M.C. BEVERIDGE. 2005. Periphyton. Ecology, exploitation and management. CABI Publ. Londres, 1-319

BAIGUN, C.M.R. Y M.C. MARINONE. 1995. Cold-temperate lakes of South América: do they fit Northern hemisphere models? Archiv. Hydrobiol. 135 (1): 23-51.

BARTRAM, J. Y BALLANCE, R. [Eds] 1996 Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Chapman y Hall, London.

BIGGS B.J.F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. Pp. 31-56. in: RJ Stenvenson; ML Bothwell & RL Lowe (eds.). Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press. San Diego, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto. 753 pp.

BONETTO, A.A., DIONI, W.L. DEPETRIS, P. (Eds). 1971. Investigaciones limnológicas en la cuenca del Río Manso y Lago Mascardi. Publicación N° 4. Departamento de Recursos Naturales y Energía, Fundación Bariloche.

BONETTO, A.A., DIONI, W.L. Y P. DEPETRIS (EDS.) 1971. Informe preliminar sobre las investigaciones limnológicas de la cuenca del río Manso y lago Mascardi. Fund. Bariloche, Río Negro, Argentina.

BURIA L.M., ALBARIÑO R.J., MODENUTTI B.E. y E.G. BALSEIRO. 2009. Temporal variations in the diet of the exotic rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in an Andean-Patagonian canopied stream. Revista Chilena de Historia Natural 82: 3-15.



- CALLAHAN, M.A. ET al. 1979. Water-related environmental Fate of 129 priority pollutants. Vol. 1: Introduction and technical background, metals and inorganics, pesticides and PCBs. Office of water and Waste Management, United States Environmental Protection Agency (EPA 440/4-79-029a), Washington, District of Columbia. En: U.S. EPA. 1986. Ambient Aquatic Life Water Quality Criteria for Nickel. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-4440/5-86-004.
- CORDINI I. R. 1950. Algunas características limnológicas del lago Nahuel Huapi. Anales del Museo Nahuel Huapi, T.2: 113-127
- DEPETRIS, P.J. ; GAIERO, D.M.; PROBST, J., HARTMANN, J.; Y S. KEMPE. 2005. Biogeochemical Output and Typology of Rivers Draining Patagonia's Atlantic Seaboard. Journ. Coast. Research 21 (4): 835-844.
- DIAZ, M.M; PEDROZO, F.L. & TEMPORETTI, P.F. 1998. Phytoplankton of two Araucarian lakes of differing trophic status. Hydrobiologia 369/370: 45-57.
- ENVIRONMENT CANADA 1987 Canadian Water Quality Guidelines [with updates]. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Resource Ministers, Environment Canada, Ottawa.
- EPELE L.B., MISERENDINO M.L. y P. PESSACQ. 2011. Life history, seasonal variation and production of *Andesiops torrens* (Lugo-Ortiz and McCafferty) and *Andesiops peruvianus* (Ulmer) (Ephemeroptera: Baetidae) in a headwater Patagonian stream. Limnologica 41: 57-62.
- FORD, D. Y H. STEFAN. 1980. Stratification variability in three morphometrically different lakes under identical meteorological forcing. Water Resour. Bull., 16: 243-247.
- FRUTOS, S. M. FRUTOS, SM.; POI DE NEIFF, ASG., NEIFF, J.J., 2009. Zooplankton abundance and species diversity in two lakes with different trophic status (Corrientes, Argentina). Acta Limnol. Bras., 21 (3) 367-375. Octubre.
- GARCÍA DE EMILIANI, M.O. 1973. Ultraestructura y polimorfismo de *Melosita pseudogranulata* A. Cl. Y cambios en la densidad de su población en el lago Mascardi. Sociedad Científica Argentina sección Santa Fe, Nº 1: 1-10.
- GIORGI A. y FERREYRA G. 2000. Phytobenthos colonization in a lowland stream in Argentina. Journal of Freshwater Ecology 15(1): 39-46
- 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. y LICURSI M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. Aquatic Ecology (C): 173-181.
- GÓMEZ N., SIERRA M.V., COCHERO J., LICURSI M. y D.E. BAUER. 2011. Epipellic biofilms as indicators of environmental changes in lowland fluvial systems. In: BAILEY WC. 2011. Biofilms: Formation, Development and Properties. Nova Science Publishers, Inc. 259-290 pp.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. A treatise on Limnology. Vol. I y II. John Wiley & Sons.
- HYNES H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Liverpool. Liverpool University Press. 554 pp.
- IZAGUIRRE I. & SAAD J. F. 2014. Phytoplankton from natural water bodies of the Patagonian Plateau. Advanc. Limnol. 65: 309-319.



- JACOBSEN D., C. CRESSA J.M., MATHOOKO y D. DUDGEON. 2008. Macroinvertebrates: composition, life histories and production. En: D. Dudgeon (Eds.). Tropical streams ecology. Elsevier, USA. 65-105 pp.
- JOSÉ DE PAGGI, S., 1990. Ecological and biogeographical remarks on the rotifer fauna of Argentina. Rev. Hydrobiol. Trop.23:297-311.
- KALFF, J. 2002. Limnogy. Prentice Hall, 1-592
- LEMOALLE, J. 1981. Photosynthetic production and phytoplankton in the euphotic zone of some african and temperate lakes. Rev. Hydrobiol. Trop. 14: 31-37.
- LEWIS, W. JR. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. Can. J.Fish.Aquat. Sci. 40: 1779-1787.
- LEWIS, W. JR. 1983. The thermal regime of lago Lanao (Phillippines) and it's theoretical implications for tropical lakes. Limnol. Oceanogr., 18: 200-217.
- MAJDI N., MIALET B., BOYER S., TACKX M., LEFLAIVE J., BOULÊTREAU S., TEN-HAGE L., JULIEN F., FERNANDEZ R. y E. DUBAU, 2012. The relationship between epilithic biofilm stability and its associated meiofauna under two patterns of flood disturbance. Freshwater Science, 2012, 31(1):38–50.
- MENU MARQUE, S. Y M. C. MARINONE. 1986. El zooplancton de seis lagos de Chubut (Argentina) y sus probables relaciones con la ictiofauna y algunos factores ambientales. En: Vila, I. y E. Fagetti (Eds.). Trabajos presentados al Taller Inv. Ecol. y Manejo de peces en lagos y embalses, Santiago, Chile: 5-10 noviembre 1984, COPESCAL Doc. Téc., 4: 90-114.
- MERRITT R.W. y K.W. CUMMINS (Eds.). 1996. An introduction to the aquatic insects of North America (3a edición). Kendall/Hunt Publ. Co., Dubuque, IA. 862 pp.
- MEYBECK, M., CHAPMAN, D. AND HELMER, R. [Eds] 1989 Global Freshwater Quality: A First Assessment. Blackwell Reference, Oxford, 306 pp.
- MISERENDINO M.L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid Patagonian river. Biodivers. Conserv. 18: 1921–1943.
- MODENUTTI, B., E. BALSEIRO, M. DEL C. DIEGUEZ, C. QUEIMALINOS & R. ALBARIÑO. 1998. Heterogeneity of fresh-water Patagonia ecosystems. Ecología Austral 8(2): 155-165.
- NEIFF, J.J. 1973. Contribución al conocimiento de la distribución y biomasa de hidrófitos en el lago Mascardi, Río Negro, Argentina. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, 4: 129-160. Buenos Aires, Argentina.
- OLIVIER, S. R., 1965. Rotíferos planctónicos , con claves de las principals especies,, datos biológicos y distribución geográfica. Rev. Mus. De La Plata 8 (n.s.), Zoológica. 63:178-260.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 1995. Guías para la calidad del agua potable. Segunda Edición. Volumen I. Recomendaciones. U.S. EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1987. Ambient Water Quality Criteria for Zinc. EPA-440/5-87-003.
- PAGGI, J, C. 1991. Observaciones sobre el zooplancton de algunos lagos de la Patagonia extrandina. I Rotíferos. Studies Neotrop. Fauna. Envir. 16: 23-37.



- PASCUAL M., BENTZEN P., RIVA ROSSI C., MACKEY G., KINNISON M.T. y R. WALKER. 2001. First documented case of anadromy in a population of introduced rainbow trout in Patagonia, Argentina. *Trans. Am. Fish. Soc.* 130: 53–67.
- PASCUAL M.A., CUSSAC V., DYER B., SOTO D., VIGLIANO P., ORTUBAY S. y P. MACCHI. 2007. Freshwater fishes of Patagonia in the 21st century after a hundred years of human settlement, species introductions, and environmental change. *Aquat. Ecosyst. Health* 10: 212–227.
- PEDROZO, F.L. Y P. VIGLIANO. 1995. Lago Argentino. En: Subsecretaría de Recursos Hídricos, Catálogo de lagos y embalses de la Argentina. Bs. As. Argentina, 1-161
- PIZZOLON, L. 1995. Lago Futalaufquen. En: Subsecretaría de Recursos Hídricos, Catálogo de lagos y embalses de la Argentina. Bs. As. Argentina, 1-161
- QUIRÓS, R. Y E. DRAGO. 1985. Relaciones entre variables físicas, morfométricas y climáticas en lagos patagónicos. *Rev. Asoc. Cien. Naturales del Litoral* 16 (2) 181-199.
- QUIRÓS, R., BAIGUN, C., CUCH, S., DELFINO R, DE NICHILLO, A., GUERRERO, C., MARINONE, M.C.; MENU MARQUE S. Y M.C. SCAPINI. 1988. Evaluación del rendimiento pesquero potencial de la República Argentina: I: datos. 1. Informe técnico nro. 7 del Dpto. de Aguas Continentales. Inst. Nac. de Invest. y Des. Pesquero (INIDEP): 1-55.
- RAGOTZKIE. R. 1978. Heat budgets of lakes: 1-19 en: *Lakes: chemistry, geology, physics* (Lerman, Ed.), Springer-Verlag N.Y. 1-363.
- RINGUELET, R. A. 1962. *Ecología Acuática Continental*. EUDEBA, Bs. As. 1-149
- SABATER S., ARTIGAS J., GAUDES A., MUÑOZ I., URREA G. y A.M. ROMANÍ. 2011. Long-term moderate nutrient inputs enhance autotrophy in a forested Mediterranean stream. *Freshwater Biology* 56(7): 1266–1280.
- SABATER S., SABATER F. y J. ARMENGOL. 1993. *Ecología de los ríos mediterráneos*. Investigación y Ciencia 203: 72-79.
- SOLDANO, F. 1947. Régimen y Aprovechamiento de la Red Fluvial Argentina. II: 1-264. Ed. CIMERA. Bs. As.
- STRAHLER, A. 1984. *Geografía Física*. Omega, 1-767.
- TAGLIAFERRO M., MISERENDINO M.L., LIBEROFF A., QUIROGA A. y M. PASCUAL. 2013. Dams in the last large free-flowing rivers of Patagonia, the Santa Cruz River, environmental features, and macroinvertebrate community. *Limnologia* 43 (2013) 500–509.
- TELL, G., IZAUURRE, I. & ALLENDE, L. 2011. Diversity and geographic distribution of Chlorococcales (Chlorophyceae) in contrasting lakes along a latitudinal transect in Argentinean Patagoniam. *Biodivers. Conserv.* 20: 703-727.
- THOMASSON, K. 1959. Nahuel Huapi. *Acta Phytogeogr. Suec.* 42: 1-83.
- THOMASSON, K. 1963. Araucarian lakes. *Acta Phytogeogr. Suec.* 47: 1-39.
- WETZEL R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press. San Diego. 1006 pp.



ZALOCAR DE DOMITROVIC Y., NEIFF J.J. y S.V. VALLEJOS. 2013. Factores que regulan la distribución y abundancia del perifiton en ambiente leníticos. En: Schwarzbald et al. (Edits.). Pág. 103-130. Ecología do perifíton. RIMA, São Carlos, Brasil.