

APROVECHAMIENTOS HIDROELÉCTRICOS DEL RÍO SANTA CRUZ

ESTUDIO DE IMPACTO AMBIENTAL

CAPÍTULO 4 – LÍNEA DE BASE AMBIENTAL**4.2 MEDIO NATURAL****4.2.8 – LIMNOLOGÍA Y CALIDAD DE AGUA**

ÍNDICE

4.2.8.1 INTRODUCCIÓN.....	3
4.2.8.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS Y CALIDAD DE AGUA DEL SISTEMA LAGO ARGENTINO-RÍO SANTA CRUZ.....	5
4.2.8.2.1 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS Y CALIDAD DE AGUA EN 2015.....	5
4.2.8.2.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS Y CALIDAD DE AGUA EN 2016.....	6
4.2.8.3 CARACTERÍSTICAS TÉRMICAS DEL LAGO ARGENTINO.....	7
4.2.8.3.1 INTRODUCCIÓN.....	7
4.2.8.3.2 EL LAGO ARGENTINO.....	9
4.2.8.4 FITOPLANCTON.....	10
4.2.8.4.1 RESULTADOS DEL RELEVAMIENTO DE 2015.....	10
4.2.8.4.2 RESULTADOS DEL RELEVAMIENTO DE 2016.....	12
4.2.8.5 ZOOPLANCTON.....	13
4.2.8.5.1 RESULTADOS DEL RELEVAMIENTO DE 2015.....	13
4.2.8.5.2 RESULTADOS DEL RELEVAMIENTO DE 2016.....	14
4.2.8.6 FAUNA BENTICA.....	15
4.2.8.6.1 RESULTADOS DEL RELEVAMIENTO DE 2015.....	15
4.2.8.6.2 RESULTADOS DEL RELEVAMIENTO DE 2016.....	16
4.2.8.7 RELEVAMIENTOS DE CAMPO.....	17
4.2.8.7.1 CAMPAÑA 2015.....	17
4.2.8.7.1.1 Metodología.....	17
4.2.8.7.1.2 Características limnológicas del lago Argentino y río Santa Cruz.....	19
4.2.8.7.1.3 Evaluación de la calidad del agua.....	26

4.2.8.7.1.4	Valoración de los resultados analíticos	26
4.2.8.7.1.5	Características térmicas del lago Argentino	38
4.2.8.7.1.6	Fitoplancton.....	41
4.2.8.7.1.7	Zooplancton.....	45
4.2.8.7.1.8	Fauna béntica	48
4.2.8.7.2	CAMPAÑA 2016	56
4.2.8.7.2.1	Metodología.....	58
4.2.8.7.2.2	Análisis hidroquímicos para tipificación y calidad de agua	59
4.2.8.7.2.3	Análisis comunidades biológicas.....	60
4.2.8.7.2.4	Comparación de resultados con estudio línea base marzo y julio 2015.....	65
4.2.8.7.2.5	Descripción sitios de monitoreo.....	66
4.2.8.7.2.6	4.2.8.7.2.5 Parámetros medidos in situ.....	73
4.2.8.7.2.7	Resultados bacteriológicos.....	87
4.2.8.7.2.8	Fitoplancton.....	87
4.2.8.7.2.9	Fitobentos	99
4.2.8.7.2.10	Zooplancton.....	107
4.2.8.7.2.11	Macroinvertebrados.....	113
4.2.8.7.2.12	Población de <i>Didymosphaenia geminata</i>	122
4.2.8.7.2.13	Calidad de agua	123
4.2.8.7.2.14	Conclusiones.....	124
4.2.8.8	BIBLIOGRAFÍA	129

ANEXO I - PARAMETROS ANALIZADOS

ANEXO II - PROTOCOLOS

ANEXO III -NIVELES GUÍA

ANEXO IV - FIGURAS Y MAPAS

4.2.8.1 INTRODUCCIÓN

A continuación se presenta la caracterización del medio acuático en el área de influencia del proyecto realizada en base a la revisión de antecedentes y a los resultados de dos campañas de toma de datos llevadas a cabo en otoño de 2015 y en verano de 2016 por profesionales expertos en la temática.

En base a las mismas se presentan las principales conclusiones y resultados que permiten caracterizar la limnología, calidad del agua, características térmicas y comunidades biológicas del lago Argentino y del curso del río Santa Cruz, desde su nacimiento en el lago Argentino y hasta su desembocadura en el estuario.

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 producido problemas de salud, ya en las poblaciones precolombinas.

Sin embargo, la presencia del hombre, de sus animales domésticos, sus cultivos, su actividad minera, produce el ingreso de sustancias que afectan a las distintas formas de vida. Antes de que aguas prístinas alcancen la condición contaminada, 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 camarónicas, 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 III Niveles Guía.

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.

La contaminación y la degradación de la calidad del agua pueden 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).

4.2.8.2 CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS Y CALIDAD DE AGUA DEL SISTEMA LAGO ARGENTINO-RÍO SANTA CRUZ

4.2.8.2.1 Características limnológicas y calidad de agua en 2015

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 III Niveles Guía).

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.

4.2.8.2.2 Características limnológicas y calidad de agua en 2016

El sustrato del lecho en los sitios analizados presentó mayor predominancia de Guijón (64-256 mm), excepto en La Leona donde la Grava (16-8 mm) es dominante. El sustrato de grano fino (1-2 mm) presentó un gradiente desde Oeste a Este con prevalencia de arena en todos los sitios y arcilla en SC10 y río Chico. En el sitio SC11 (desembocadura del río Santa Cruz) el sustrato de grano fino se encuentra casi ausente, restringiéndose a espacio intersticial entre guijón y bloque.

Las aguas se presentaron levemente alcalinas en la Cuenca, excepto en lago Argentino, SC10 y en el río Chico donde se caracterizaron como levemente alcalinas.

En general las aguas presentan transparencia media (nunca cristalinas) debido a los coloides en suspensión. La menor transparencia y mayor turbidez se presentó en el Río Chico, debido a la alta concentración de sedimento.

A diferencia de noviembre de 2015 cuando la transparencia en el río Santa Cruz promedió 0.5 m, en marzo 2015 la misma fue de 0.69 m, con el mayor valor registrado en SC4 (1m).

Al igual que marzo de 2015, las aguas se presentaron oxigenadas casi al punto de saturación.

Se registran valores de demanda química de oxígeno en La Leona, SC4 y SC9, pero por debajo de los límites máximos permitidos por la Disposición 04 (1996) la cual establece un valor de 6 mg/l. En ninguna de las muestras se detecta degradación biológica de materia orgánica.

La concentración de electrolitos se registró con valores normales, ascendiendo significativamente hacia el sitio de la desembocadura debido a la influencia marina.

Al igual que en marzo y julio de 2015, según el balance iónico, las aguas son de tipo bicarbonatadas cálcicas en todos los sitios, excepto en LA1, SC8 (Cloruradas cálcicas) y en SC11 y PQ13 Cloruradas sódicas.

Entre los nutrientes el N-NO₃, se encuentra como elemento no limitante para la productividad primaria en todos los sitios de monitoreo, con un valor promedio de 0.6 mg/l en noviembre de 2016. Se destaca el amoníaco (N-NH₃) en el sitio SC10, el cual presentó una concentración de 5.6 mg/l. Valor que puede deberse al aporte de la planta de tratamiento aguas arriba del sitio de monitoreo.

El fósforo total se encuentra como nutriente no limitante en el río Chico y en Punta Quilla (0.97 y 0.19 mg/l respectivamente). En los restantes sitios el resultado de laboratorio presentó como inferior al límite de detección del método (< 0.15 mg/l).

Entre los elementos analizados en laboratorio Al (Aluminio), B (Boro), Fe (Hierro), K (Potasio), Mg (Magnesio), Mn (Manganeso), Si (Sílice), Sr (Estroncio) y Ti (Titanio), se detectaron en concentraciones por encima del límite de detección de los métodos aplicados.

Con respecto a la concentración de Clorofila a, las mediciones de laboratorio dieron por debajo del límite de detección (0.1 mg/l). Sólo en marzo de 2015 se detectó Clorofila "a" en baja concentración en SC7 (7 µg/l) y en SC 9 (6 µg/l).

4.2.8.3 CARACTERÍSTICAS TÉRMICAS DEL LAGO ARGENTINO

4.2.8.3.1 Introducción

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).

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.

4.2.8.3.2 El lago Argentino

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 lago 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).

4.2.8.4 FITOPLANCTON

4.2.8.4.1 Resultados del relevamiento de 2015

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, Díaz *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 este 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 desmidiáceas.

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.).

4.2.8.4.2 Resultados del relevamiento de 2016

La comunidad fitoplanctónica se encontró representada por 45 taxa entre diatomeas, clorofíceas, criptofíceas y cianofíceas. En marzo de 2015 además de los grupos algales mencionados (excepto criptofíceas) también se identificó una especie de Dinoflagelado y una especie de rodofícea.

Entre las especies identificadas el 21% son planctónicas propiamente dichas. El 71% restante lo constituyeron especies de hábito bentónico.

Este aspecto es relevante, teniendo en cuenta que una vez finalizada la obra, los cuerpos de agua lénticos podrán ser colonizados probablemente por las especies planctónicas actuales.

Diatoma tenue y *Cyclotella ocelata* (especies planctónicas de agua dulce) constituyeron especies comunes, mientras que las restantes especies se encontraron con distribución restringida.

En general la estructura de la comunidad fitoplanctónica, se registró con mayor número de especies y densidad respecto a marzo de 2015, con menores valores en los sectores medios de la cuenca.

La diversidad es baja con dominancia de especies en Punta Quilla por la diatomea *Paralia sulcata* (bentónica, salobre marina). En SC10 por la cianófita *Lyngbya limnetica* (especie bentónica de agua dulce). En LA2 y SC6 por la diatomea planctónica *Cyclotella ocelata*.

En la comunidad fitobentónica, se describió un total de 82 especies, con dominancia de diatomeas, seguidas por clorofíceas, cianofíceas y euglenofíceas, con mayor colonización en epifiton y combinación de epiliton /epipelon (piedras y arcilla).

La cobertura por plantas sumergidas fue baja, representada por Myriophyllum, Briófitas, Potamogeton y Scirpus. Este dato es importante al considerar que una vez concretado el embalsamiento, la colonización por macrófitos en los mismos favorecerá el desarrollo de especies de hábito bentónico perifítico, teniendo en cuenta que la vegetación sumergida presente en la actualidad se considera inóculo para su proliferación.

En general las algas presentes son dulceacuícolas excepto en La Leona donde hay alta proporción de algas adaptadas a un amplio rango de concentración de sales (eurihalinas). En la desembocadura, al igual que en la fracción fitoplanctónica la comunidad incorpora especies salobres y /o marinas. En Punta Quilla como es de esperar se identificó mayor proporción de especies marinas.

La mayoría de las especies con mayor frecuencia espacial son de hábito bentónico y de aguas dulces, propias de ambientes con aguas neutras a alcalina, con adaptación a amplios rangos de Conductividad Eléctrica.

Es importante lo referido a la tolerancia de falta de caudal y/o humedad, ya que muchas de las especies presentes en la cuenca son subaéreas, lo que favorece a la tolerancia de las mismas en las épocas de descenso de caudal, o en el momento de desvío del río durante las obras. Mientras que la falta de caudal y/o humedad induciría a la pérdida de las especies acuáticas estrictas.

Las comunidades más diversas fueron las correspondientes a los sitios del Río Chico y Río Santa Cruz, excepto en SC10 y SC11 ($H' = 0.6$ bits indiv.⁻¹), al igual que el Río La Leona. Estas tres comunidades además de registrar la menor diversidad presentaron dominancia de especies: *Anabaena torulosa*, la cual es fijadora de Nitrógeno, *Eunotia pectinalis* y en SC 11 por la diatomea *Aulacoseira distans* respectivamente.

Es resaltable que en la comunidad fitobentónica no se registró la presencia de la diatomea invasora *Didymosphenia geminata*.

Por lo analizado de las comunidades algales respecto a variables físico químicas, puede decirse que la estructura de las comunidades algales están condicionadas principalmente por un gradiente ambiental determinado por la salinidad y por la turbidez del agua.

4.2.8.5 ZOOPLANCTON

4.2.8.5.1 Resultados del relevamiento de 2015

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.

4.2.8.5.2 Resultados del relevamiento de 2016

La composición del zooplancton presenta una configuración que podría definirse como típica de este tipo de ambientes, con dominancia de rotíferos.

La escasez de formas de mayor talla tanto en cladóceros como en copépodos (estos últimos, mejor representados por formas inmaduras), podrían ser indicios de predación ictícola.

La baja riqueza específica observada en la mayoría de las muestras podría vincularse con las características físico-químicas del agua y bajas temperaturas.

En concordancia con el estudio anterior (marzo y julio de 2005), la abundancia del zooplancton en el lago Argentino fue muy baja, y creciente hacia el sector Este. A diferencia de éste, en las dos muestras ubicadas más cerca de la zona baja del río Santa Cruz, se registraron los mayores valores de abundancia total de zooplancton.

La riqueza específica máxima (al igual que los registrados en los monitoreos de 2015) fue similar con 7 y 9 especies.

Asimismo, respecto al estudio de marzo de 2015, la riqueza de especies en el lago Argentino fue menor, lo que puede relacionarse con la temperatura más baja y la escasa concentración de fitoplancton.

En el presente estudio, los taxa más abundantes se presentaron en la zona cercana a la desembocadura del río Santa Cruz, marcando una diferencia importante con el estudio previo, en el que las mayores abundancias correspondieron al lago Argentino.

Si bien en esta oportunidad no se obtuvieron registros constantes de Bdelloidea (situación observada en el estudio previo) su presencia fue identificada en un número importante de muestras, por lo que se sigue verificando la importancia del arrastre que produce la corriente en un gradiente que va de oeste a este.

En ambos estudios prácticamente no se identificaron cladóceros en lago Argentino ni en Río Santa Cruz, a excepción de Macrotrix sp., en una muestra del estudio actual. Esto podría deberse a la presencia de predación por parte de peces e invertebrados. Bajo esta misma premisa, los copépodos más abundantes correspondieron a formas inmaduras, en ambos estudios.

4.2.8.6 FAUNA BENTICA

4.2.8.6.1 Resultados del relevamiento de 2015

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 μm) la cual es más eficiente que las mallas de 400 μm 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 hábitats 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.

4.2.8.6.2 Resultados del relevamiento de 2016

La composición de la comunidad de macroinvertebrados estuvo representada por 43 taxones, destacándose entre ellos Diptera, Annelida y Ephemeroptera. En tanto la abundancia, también estuvo dominada por estos tres grupos, junto a Gasteropoda y Crustacea.

La composición y abundancia de los ensambles de macroinvertebrados mostró similitudes en todos los sitios del río Santa Cruz, excepto SC10 por influencia de la descarga de efluentes y SC11 por su más cercanía al mar. *Lymnaea viatrix* y *Chillina* sp (ambos Gastropoda), *Hyaella araucana* (Crustacea) y los insectos *Luchoelmis cekalovici* (Coleoptera), *Meridialaris diguillina* (Ephemeroptera), *Limnoperla jaffueli* y *Klapopteryx kuscheli* (Plecoptera) constituyen las especies relevantes de los ensambles de macroinvertebrados en el río Santa Cruz. Particularmente estos insectos son de ambientes reófilos, de aguas corrientes y bien oxigenadas, y la construcción de la presa modificará el ambiente a un ecosistema léntico, ocasionando una discontinuidad en la conectividad de los ensambles a lo largo del río.

Respecto a SC10, la presencia de diversos taxones de dípteros de la familia Chironomidae y oligoquetos como *Tubifex tubifex*, indican ambientes enriquecidos con materia orgánica producto de la descarga de efluentes de la planta de tratamiento de líquidos cloacales de la ciudad de Luis Piedrabuena. En tanto SC11, sitio de la toma de agua de la ciudad de Puerto Santa Cruz, por su posición en el estuario, presenta una fuerte influencia marina, con ensambles típicos de estos ambientes, dónde sólo *Chillina* sp., especie con una amplia tolerancia al aumento de la salinidad, se encuentra en gran abundancia.

En el resto de los sitios analizados, LL3 presentó una baja diversidad, con ensambles fuertemente caracterizados por la presencia de *Andesiops ardua* (Ephemeroptera) y RCH12, con una alta turbidez, se destacaron diversas especies de dípteros de las familias Chironomidae y Simuliidae.

Otros parámetros estructurales como la diversidad de Shannon-Wiener, presentaron en general, bajos valores, pero acordes a la fauna esperada para esta región austral y previamente citada en otros trabajos (Miserendino, 2001; Tagliaferro et al. 2013). Por otro lado la dominancia de Simpson evidenció una distribución equitativa de las abundancias por especies.

El análisis de los grupos funcionales, mostró una amplia dominancia de raspadores que se alimentan de fitobentos como *Lymnaea viatrix*, *Chillina* sp, *Luchoelmis cekalovici* y *Meridialaris diguillina* en LL3 y en los sitios del río Santa Cruz hasta SC9. En SC10, SC11 y RCH12 dominaron en abundancia los colectores recolectores, que se alimentan de MOPF, aunque en todos los casos los taxones dominantes fueron diferentes. Así Chironomidae y Oligochaeta fueron abundantes en SC10, Crustacea en SC11 y en RCH12 Chironomidae.

4.2.8.7 RELEVAMIENTOS DE CAMPO

4.2.8.7.1 CAMPAÑA 2015

4.2.8.7.1.1 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 (Ver Anexo IV Figuras y Mapas. Figura 1. Ubicación de sitios de monitoreo considerados en las campañas de marzo y julio de 2015 según EIA (Serman & asociados s.a., 2015a, para Represas Patagonia) y los establecidos en noviembre 2016):

- 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 definidas 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 ambas 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.

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 I Parametros analizados. 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.

Teniendo en cuenta el régimen de variabilidad estacional, se determinó la necesidad de realizar una campaña de observaciones y de muestreos, en el período invernal, con el objetivo de complementar la información obtenida a fines de verano en la primera campaña. Los trabajos se realizaron del 10 al 19 de julio considerando los mismos sitios de reconocimiento y muestreo de la primera campaña.

Para caracterizar la calidad del agua se analizaron aniones y cationes mayoritarios, metales pesados, HTP, agroquímicos y PCBs.

4.2.8.7.1.2 Características limnológicas del lago Argentino y río Santa Cruz.

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 II Protocolos).

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.

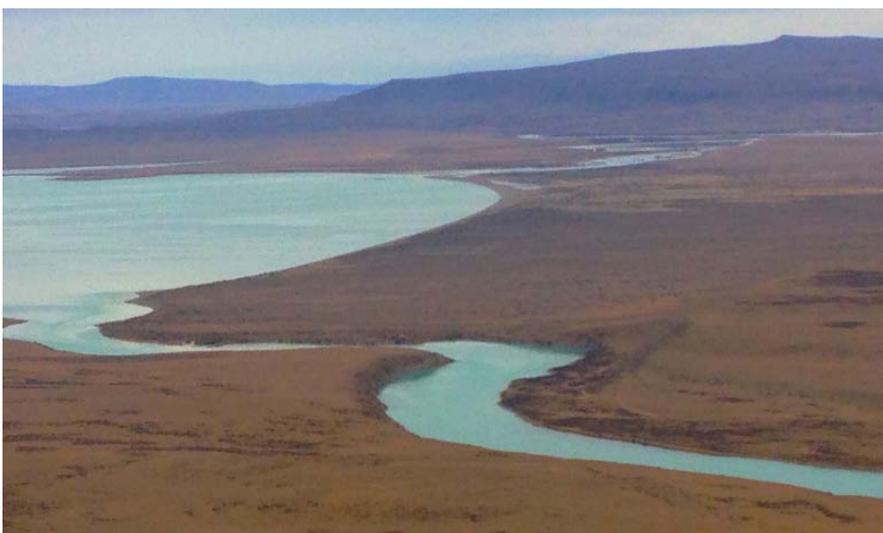


Figura 2. Imagen aérea del lago Argentino, en la naciente del río Santa Cruz

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 3 se presentan los filtros de membrana, de acetato de celulosa, de 0,45 μ de poro, utilizado para valorar la cantidad de partículas sólidas totales suspendidas en el agua.



Figura 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 2 μ 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 4. Filtros de membrana de algunas estaciones del río Santa Cruz

Como se aprecia en las planillas de campo (Anexo II Protocolos) 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 II Protocolos) 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 Sección 4.2.8.7.2.5), en las tres estaciones de muestreo, desde superficie a profundidad, se registraron 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.

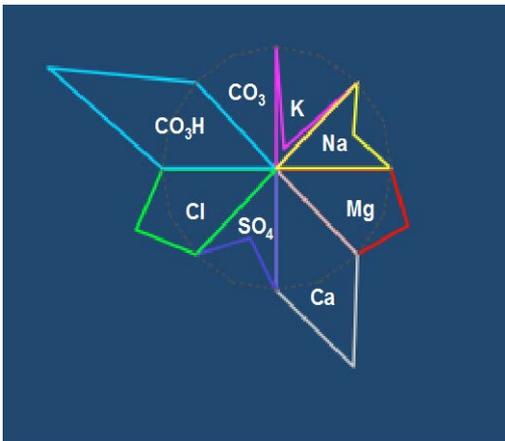


Figura 5. lago Argentino Este. El Diagrama de Maucha presenta las concentraciones iónicas relativas de los aniones y cationes mayoritarios, expresados como meq.L

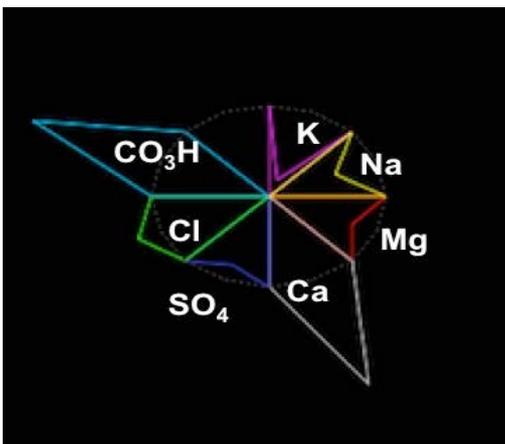


Figura 6. lago Argentino Brazo Sur. El Diagrama de Maucha presenta las concentraciones iónicas relativas de los aniones y cationes mayoritarios, expresados como meq.L¹.

No hay diferencias significativas en el balance iónico relativo, si bien el calcio ocupa proporción algo mayor. La tipología es Bicarbonatada- cálcica-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 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.

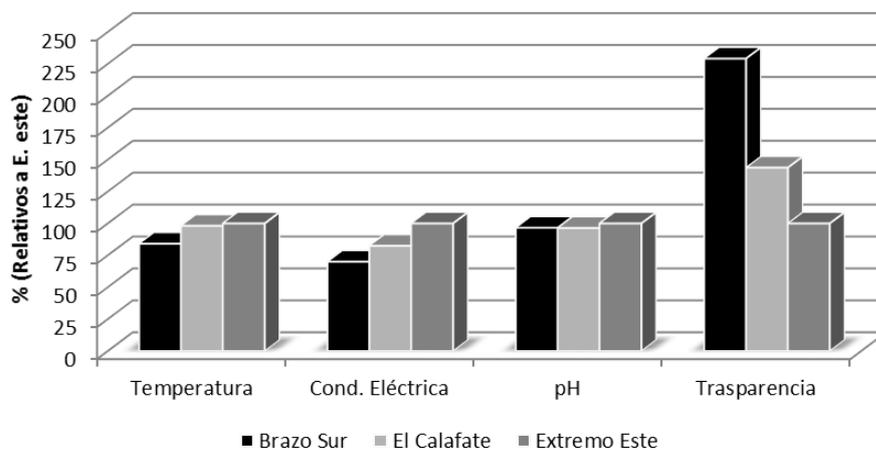


Figura 7. Temperatura, CE, pH y Transparencia en valores relativos a la estación Este del lago

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 8.

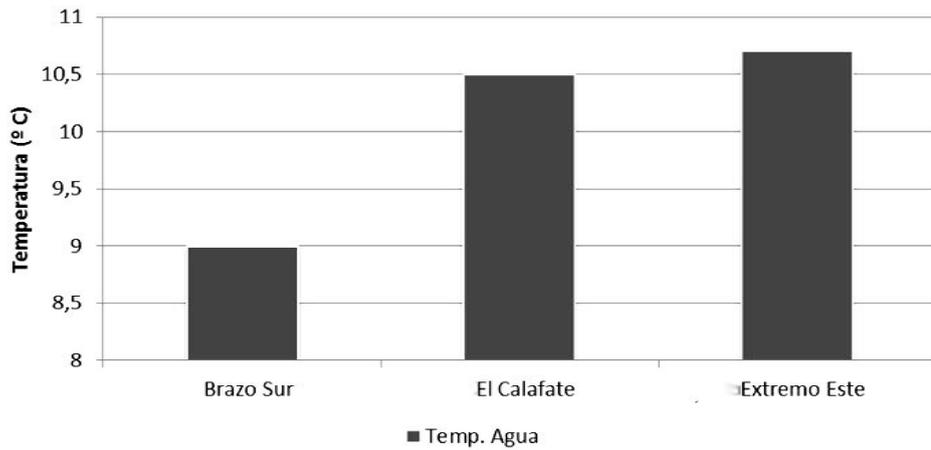


Figura 8. Temperatura en estaciones en el lago

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.

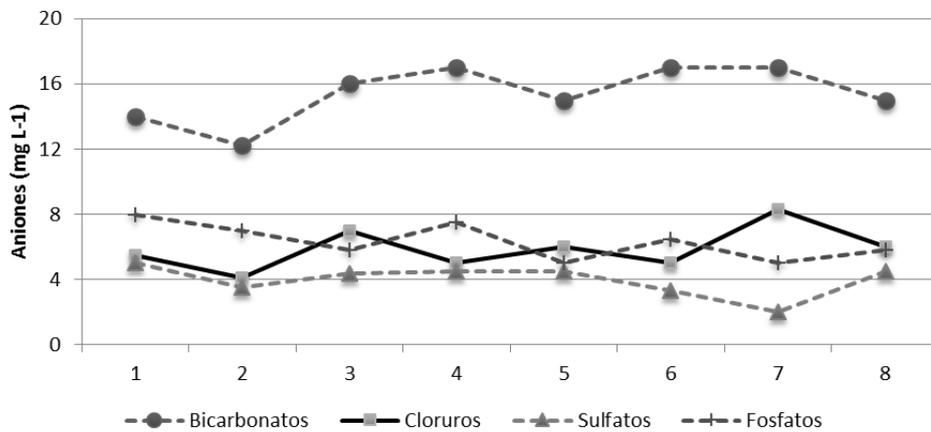


Figura 9. Concentración de los aniones mayores en el lago Argentino y río Sta. Cruz

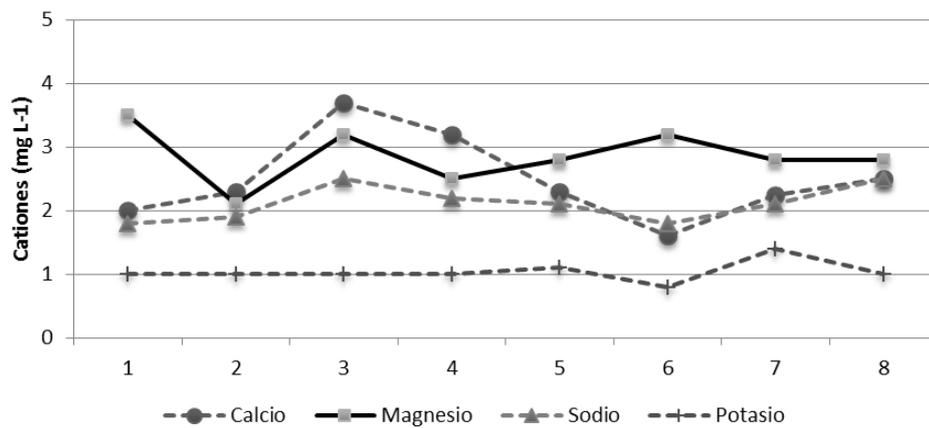


Figura 10. Concentración de los cationes mayores en el lago Argentino y río Santa Cruz

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.

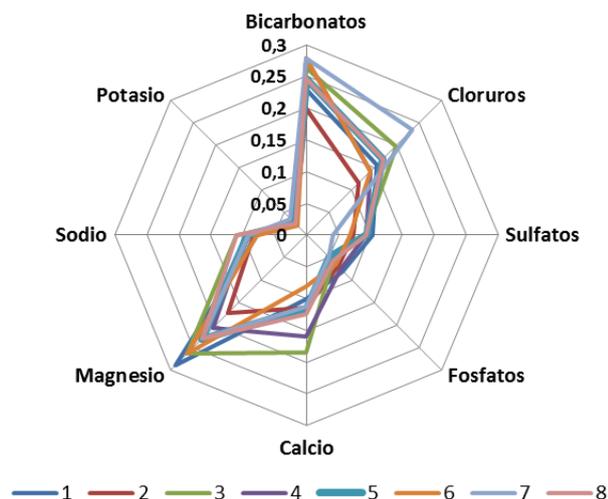


Figura 11. Diagrama de Gulay, mostrando las concentraciones iónicas relativas (meq.L⁻¹) de los iones mayores en el lago Argentino y río Sta. Cruz

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 escasez 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.

4.2.8.7.1.3 Evaluación de la calidad del agua

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.

4.2.8.7.1.4 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 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 II Protocolos) 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 II Protocolos).

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 Santa 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 (CO_3^{2-}) 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 ($\sim 6-8,2$), 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 esorrentía. 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 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 mg.L⁻¹ en la muestra proveniente de la zona del eje de JC.

Sulfato

Está naturalmente presente en las aguas superficiales como SO₄⁻. 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 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 $<0,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ como nitrógeno. Las concentraciones totales de amonio medido en las aguas superficiales son típicamente menos de $0,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N, pero puede llegar a $3,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 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 de 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, 1995; 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 puede 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 mg.L⁻¹ PO₄-P. Concentraciones tan bajas como 0,001 mg.L⁻¹ PO₄-P pueden encontrarse en algunas aguas y tan alto como 200 mg.L⁻¹ PO₄-P en algunas aguas salinas superficiales del Chaco central. Los niveles medios de las aguas subterráneas son alrededor de 0,02 mg.L⁻¹ PO₄-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 µg.L⁻¹ (Brazo Sur) y 5,8 µg.L⁻¹ (extremo Este), en tanto que el dosaje de fósforo total dio valores de 14 a 24 µg.L⁻¹

En el río Santa Cruz, el fósforo también fue registrado en valores muy bajos: 5,8-7,5 µg.L⁻¹ de ortofosfatos y 20-26 µg.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 II Protocolos), 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 indicadores de contaminación en aguas naturales (Anexo II Protocolos).

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 III – Niveles Guía).

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, Niquel, Cobalto y Bario en algunas muestras (Anexo II Protocolos) a nivel de trazas. No puede pensarse que su presencia, en concentraciones apenas detectables, indique 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, feldespatos 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 favorece 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 II Protocolos) 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 - Ni $\leq 6,6 \mu\text{g.L}^{-1}$, 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 claustalita. 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 II Protocolos) 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.

4.2.8.7.1.5 Características térmicas del lago Argentino

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 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 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.

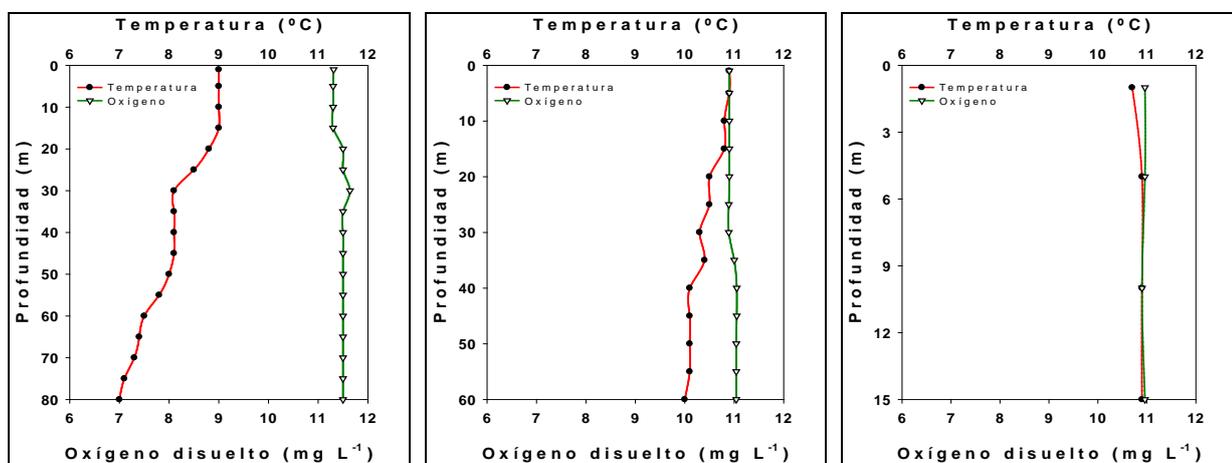


Figura 12. Perfiles térmicos. Izquierda: Punto 1 - lago Argentino - Brazo Sur, Centro: Punto 2 - lago Argentino - El Calafate, Derecha: Punto 3 - lago Argentino - Este (próximo a la naciente del río Santa Cruz)

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 sí, 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 movilizadada por los vientos predominantes hacia el Este, con menor influencia del Glaciar.

En la longitud del Lago Argentino correspondiente a El Calafate (Figura 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 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.

4.2.8.7.1.6 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.

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 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*.

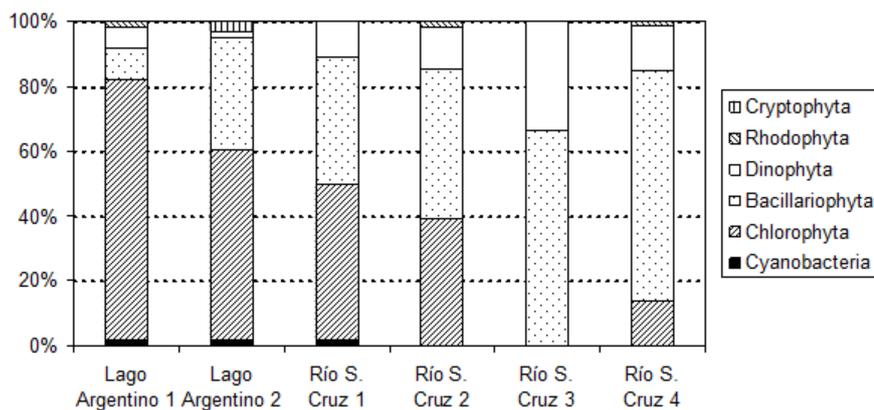


Figura 13. Abundancia relativa (%) de los principales grupos taxonómicos componentes del fitoplancton en el lago Argentino y río Santa Cruz

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 meroplanctónica, 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 1.

Tabla 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
<i>Diatomea pennada</i> 1	-	-	x	x	x	x
<i>Diatomea pennada</i> 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

	L. Arg. 1	L. Arg. 2	RSC 1	RSC 2	RSC 3	RSC 4
S. acus Kütz.	X	X	-	X	-	X
Tabellaria flocculosa (Roth.) Kütz.	X	X	-	X	-	X
Vanheurckia sp.	-	-	-	X	-	X
Dinophyta						
Gymnodinium sp.	X	X	X	X	X	X
Cryptophyta						
Cryptomonas sp.	-	X	-	-	-	-
Rhodophyta						
Audouinella 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 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 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.

4.2.8.7.1.7 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.

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 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

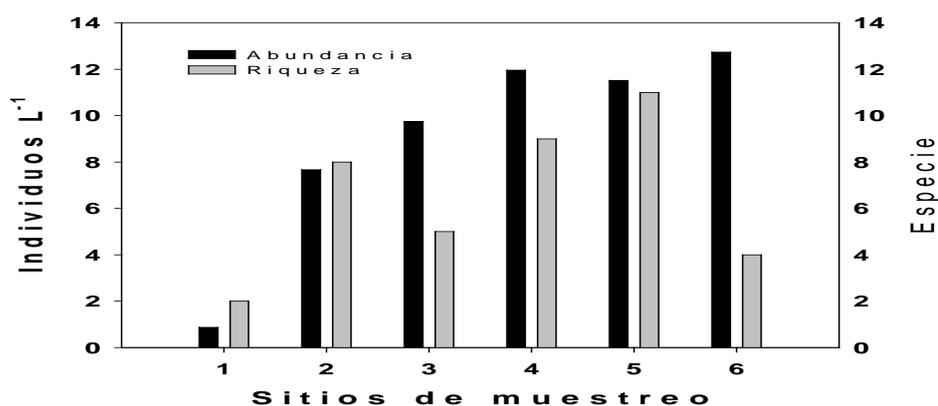


Figura 14. Abundancia y Riqueza específica del Zooplankton del lago Argentino y Río Santa Cruz.

Tabla 2. Zooplankton 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						
Anuraeopsis sp.			X		X	
Ascomorpha saltans		XX		X	X	XX
Bdelloidea	X	XXX	X	XX	X	
Colurella uncinata bicuspidata				X	X	X
Filinia saltator		X		X	X	
Filinia sp.		X		X		
Keratella cochlearis	X	XX	X	X	X	X
Trichocerca similis				X	X	
Trichocerca porcellus			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 por encontrarse en estadios larvales (nauplio) o estadios juveniles en el caso de microcrustáceos copépodos o por otras razones particulares.

La abundancia del zooplancton en el lago Argentino Argentino (según muestreo en la capa de 0 a 0,5 m de profundidad), 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 14). En la estación Este, próxima a la boca del río Santa Cruz fue menor de 3 individuos por litro (Figura 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 14).

La riqueza específica (número de taxa) varió entre 2 y 7 (Tabla 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 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 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 lóticos 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 estos 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.

4.2.8.7.1.8 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
- 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 Merrit 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 epifitos 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

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 gravas 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 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
Simuliidae CF			17
Lymnaea 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 *Ullotrix*, un género de algas rojas (Rhodophyceae *Audovinella*) y diatomeas (Bacillariophyceae) de los géneros *Synedra* y *Nitzschia*.

En el muestreo realizado se encontraron en total 14 familias de invertebrados (Tabla 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 15) y tuvieron alta frecuencia (Tabla 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.

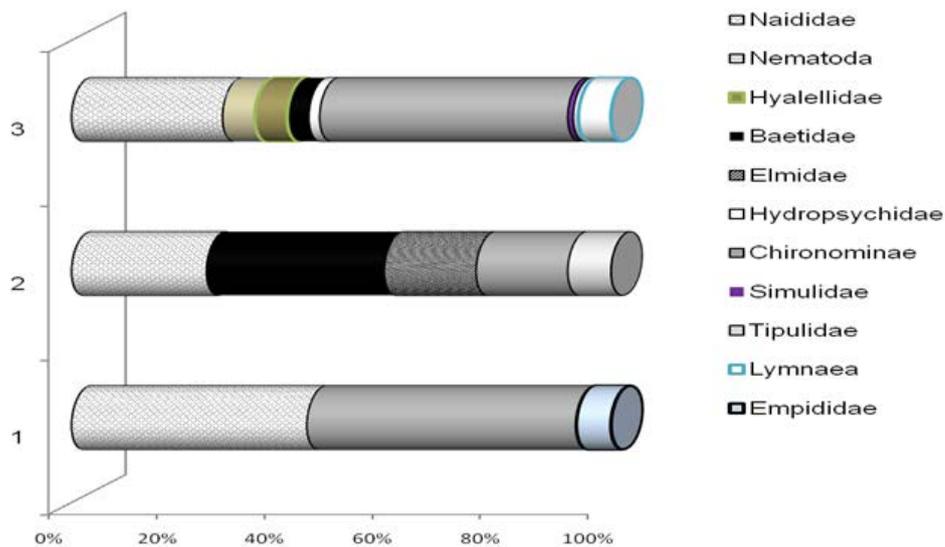


Figura 15. Abundancia relativa promedio de los diferentes taxa registrados en los tres tipos de hábitat (1,2 y 3)

En los hábitat tipo 2 se encontró la mayor abundancia de ninfas de efemerópteros de las familias Baetidae (33% del total, Figura 15) y Leptophlebiidae (Tabla 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 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 15), ambos con alta frecuencia de ocurrencia en las muestras y, en general los ríos Patagónicos (Tagliaferro et al. 2013).

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.

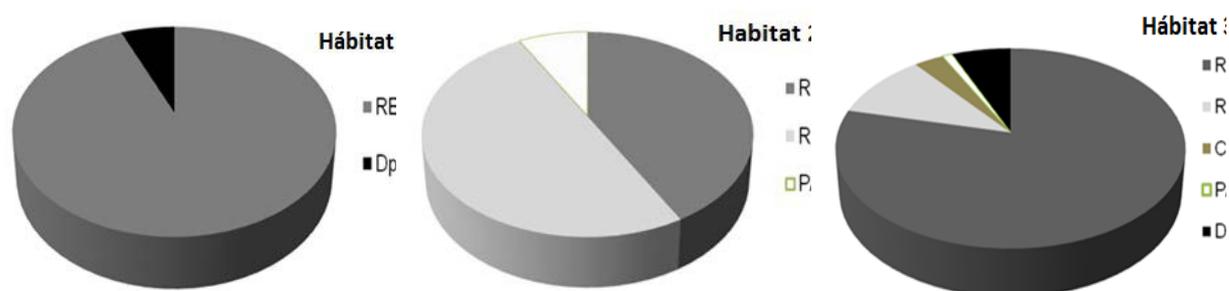


Figura 16. Proporción de los grupos tróficos de invertebrados. RE: Recolectores, RA: RA Raspadores, CF: Colectores filtradores, PA: Partidores y Dpr: depredadores

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 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.

4.2.8.7.2 CAMPAÑA 2016

El trabajo fue realizado por la Dra. Patricia Peralta (y equipo) quienes realizaron nuevas campañas para la caracterización de la calidad del agua y los componentes de comunidades bentónicas y planctónicas del río Santa Cruz.

La realización del estudio limnológico, de calidad del agua y especies exóticas invasoras del río Santa Cruz considero los siguientes aspectos:

- Completar la línea base limnológica.
- Caracterizar hidroquímicamente la Cuenca del Río Santa Cruz.
- Evaluar calidad de agua de la Cuenca del Río Santa Cruz.
- Caracterizar la estructura y dinámica de las comunidades bentónicas (fitobentos y zoobentos) y planctónicas (fitoplancton y zooplancton) de la Cuenca del Río Santa Cruz.
- Determinar calidad de agua para biota acuática según índices biológicos (diatomeas y macroinvertebrados).

- Monitorear sistemáticamente de la evolución de las condiciones limnológicas de la Cuenca del Río Santa Cruz.
- Identificar y evaluar impactos de las obras sobre la trama trófica de las comunidades bentónicas y planctónicas de la Cuenca del Río Santa Cruz (incluyendo las relaciones interespecíficas y correlaciones físico químicas y biológicas), productividad biológica, sus ecosistemas y biodiversidad, como consecuencia de los cambios en las condiciones limnológicas identificados.
- Identificar impactos y medidas de prevención, mitigación y compensación sobre los servicios ecosistémicos de la Cuenca del Río Santa Cruz.
- Realizar el estudio sobre el *Didymosphaenia geminata* (presencia - ausencia, porcentaje de cobertura).
- Desarrollo de medidas de prevención, mitigación y compensación de impactos, con el fin de evitar la proliferación del *Didymosphaenia geminata*.

Este trabajo se extendió a lo largo de todo el río Santa Cruz, es decir desde su nacimiento en el lago Argentino hasta el estuario, considerando 13 estaciones de muestreo.

- Estación LA1 - lago Argentino - Altura Calafate
- Estación LA2 - lago Argentino - Próximo a la nacimiento del Río Santa Cruz
- Estación LL3 - Río La Leona - Altura Puente Ruta 40
- Estación SC4 - Río Santa Cruz - Estación Charles Führ
- Estación SC5 - Río Santa Cruz - Aguas arriba eje NK
- Estación SC6 - Río Santa Cruz - Cordón Alto
- Estación SC7 - Río Santa Cruz - Eje JC
- Estación SC8 - Río Santa Cruz - Estancia La Lucía
- Estación SC9 - Río Santa Cruz - Ruta 3
- Estación SC10 - Río Santa Cruz - Aguas abajo Planta de Tratamiento
- Estación SC11 - Río Santa Cruz – Desembocadura
- Estación RCH12 - Río Chico - Altura Puente Ruta 3
- Estación PQ13 - Punta Quilla - Entrada Estuario

El trabajo de campo se llevó a cabo en dos etapas debido a las condiciones climáticas. La primera, se desarrolló entre los días 10 y 12 de noviembre de 2016 y estuvo a cargo de dos profesionales y dos técnicos de campo del equipo de la Dra. Peralta, con el apoyo y colaboración de personal de la UTE y de la Inspección. En la misma se llevó a cabo la toma de muestras en sistemas lóticos de comunidades biológicas, muestras de agua para las determinaciones físico químicas de laboratorio y mediciones in situ.

La segunda etapa consistió en el monitoreo del lago Argentino (físico químicos, clorofila, zooplancton, fitoplancton, mediciones in situ, perfiles verticales de pH, CE y OD) y toma de muestras destinadas a determinaciones de DBO, DQO, bacteriológicos y clorofila en todos los sitios de los sistemas lóticos, por parte de personal de la UTE, entre los días 1 y 2 de diciembre.

4.2.8.7.2.1 Metodología

El trabajo de campo se llevó a cabo en dos etapas debido a las condiciones climáticas. La primera, se desarrolló entre los días 10 y 12 de Noviembre de 2016 y estuvo a cargo de dos profesionales y dos técnicos de campo. En la misma se llevó a cabo la toma de muestras en sistemas lóticos de comunidades biológicas, muestras de agua para las determinaciones físico químicas de laboratorio y mediciones in situ.

La segunda etapa consistió en el monitoreo del lago Argentino (físico químicos, clorofila, zooplancton, fitoplancton, mediciones in situ, perfiles verticales de pH, CE y OD) y toma de muestras destinadas a determinaciones de DBO, DQO, bacteriológicos y clorofila en todos los sitios de los sistemas lóticos, por parte de personal de la UTE, entre los días 1 y 2 de diciembre.

Todos los sitios fueron georreferenciados. En los mismos se llevó a cabo la medición de los siguientes parámetros:

- Profundidad Total con ecosonda GARMIN FF160 COLOR, en los sitios del lago Argentino. La misma cuenta con doble haz para un mejor rendimiento en aguas poco profundas (hasta 1 m de fondo) lo que hace posible determinar profundidad total y dureza del fondo.
- Transparencia con disco de Secchi.
- Temperatura del agua y Conductividad Eléctrica con Termoconductímetro marca Thermo Russel RL060C Portable Cond Meter.
- pH con pHmetro marca Denver Instrument UP -10
- Oxígeno Disuelto con sonda multiparámetro marca Hach modelo LDO10101.
- Anchura del lecho húmedo del río con distanciómetro Leica
- En el sistema léntico las mediciones se realizaron mediante la toma de muestras con Botella Van Dorn.
- En todos los sitios se describió tipo de sustratos mediante el método varilla de sonido (EPA - Collins y Flotemersch, 2014).

4.2.8.7.2.2 Análisis hidroquímicos para tipificación y calidad de agua

En el lago Argentino las muestras de agua se colectaron con botella Van Dorn a una profundidad de 0,5 m. Los envases fueron previamente rotulados con la identificación correspondiente. Una vez colectadas, las mismas fueron conservadas en coolers a 4°C y posteriormente en refrigerador hasta el envío vía terrestre con la correspondiente cadena de custodia al Laboratorio Alex Stewart S.A. (Mendoza). Las mismas arribaron al laboratorio en un plazo de 96 hs. En perfecto estado de preservación.

En este laboratorio se realizaron las siguientes determinaciones:

Determinación Analítica	Método
Sólidos Totales Suspendidos Dureza (SM 2340-B)	Secados a 103-105 °C (SM-2540-D)
Calcio	(SM-3120-B-ICP)
Magnesio	(SM-3120-B-ICP)
Sodio	SM-3120-B-ICP
Potasio	(SM-3120-B-ICP)
Turbidez	(SM 2320-B)
Bicarbonatos	(SM-4500-CI-D)
Cloruros por Potenciometría	(SM-4500-P-C Método Colorimétrico del ácido fosfomolibdico)
Fosfatos	(SM-4500-P-B.3/C)
Fósforo Total	(SM-4500-NO3-E)
Nitratos	(SM-4500-NH3-B-C/E)
Amoníaco	(SM-4500-NO2?-B)
Nitritos	Método gravimétrico (SM500.SO4=C)
Sulfatos	(SM-4500-H+)
pH	(SM 2510-B)
Conductividad Específica	(SM-5520-F)
Hidrocarburos Totales en Agua	EPA 5021 A / 8015 C
BTEX	Elementos ICP-OES en soluciones con SDT < 5%
Metales Disueltos: Determinación de 32	

Las muestras de agua destinadas a la determinación de Clorofila a y de grupos bacteriológicos correspondientes a *Escherichia coli* (Método SM 9221 B/F) y *Streptococcus faecales* (Método SM 9230 B) fueron enviados al laboratorio Grupo INDUSER S.R.L. (Buenos Aires).

Las muestras de agua correspondientes a análisis de DBO, DQO, Coliformes fecales, Coliformes Totales y Bacterias termorresistentes fueron en viadas al Laboratorio ACON (Río Gallegos), con las siguientes metodologías: C.A.A 9221-A Coliformes Totales, C.A.A 9221-B Coliformes Totales, C.A.A 9221-C Coliformes Fecales, C.A.A 9221-D Coliformes Fecales-Coliformes Totales, C.A.A 9213 -f Pseudomonas.

En estos laboratorios el material fue receptado en un plazo de 24 hs.

Para la evaluación de calidad de agua, se tuvieron en cuenta los valores guía para vida acuática, agua para consumo humano, agua para consumo del ganado, agua para riego de cultivos y agua para uso industrial según lo establecido por el Decreto 04/96 del Gobierno de la Provincia de Santa Cruz, Decreto 831 (1993), Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina, Organización Mundial de la Salud (OSM), Concilio Canadiense de Ministros Ambientales (CCME) de Canadá y Normas estadounidenses (EPA).

4.2.8.7.2.3 Análisis comunidades biológicas

En todos los sitios se realizó la toma de muestras para análisis de fitoplancton y zooplancton.

La toma de muestras para este grupo de organismos en los sistemas lóticos se llevó a cabo lo más alejado posible de la zona litoral (hacia el centro del río), sin riesgo para los operadores.

No se pudo realizar la toma de muestra mediante embarcación, debido al bajo caudal (según lo informado por personal de náutica).

4.2.8.7.2.3.1 Fitoplancton y Zooplancton

Para el análisis cualitativo de la comunidad fitoplanctónica se realizó arrastre con red de 20 micras de poro, posteriormente conservada con formalina en frasco de 250 ml.

Para el análisis cuantitativo de Fitoplancton se tomaron 100 ml de agua por duplicado, fijadas con Lugol, (APHA, 1995).

El recuento de fitoplancton se llevó a cabo en cubetas de sedimentación mediante el uso de microscopio invertido, hasta alcanzar el coeficiente de variación de 10 % (APHA, 1995). Se realizó la cuantificación de todas las algas presentes unicelulares y pluricelulares. Los resultados de abundancia se expresan en células por mililitro (cél/ml).

Las muestras de zooplancton fueron extraídas mediante el filtrado de 200 l de agua a través de una red de 45 µm de abertura de malla. Las mismas se conservaron con formol al 4 %.

Los recuentos de zooplancton se realizaron con cámara de Sedgewick-Rafter de 1 ml de capacidad en microscopio binocular, hasta alcanzar un coeficiente de variación de 10 % (APHA, 1995). Los resultados se presentan en número de individuos por metro cúbico (ind.m³).

La identificación taxonómica de las algas se realizó a nivel genérico específico, mediante bibliografía específica por grupos: Diatomeas (Patrick and Reimer, 1966; 1975; Germain, 1981; Hartley, 1996), Cianobacterias (Geitler, 1967; Komárek and Anagnostidis, 2005) Clorófitas y otras (Bourrelly; 1968, 1970, 1972), entre otros.

Para el zooplancton, Rotíferos (Ruttner Kolisko, 1974), Copépodos (Bayly, 1992; Dussart, 1979, Reid, 1985), entre otros.

4.2.8.7.2.3.2 Fitobentos

4.2.8.7.2.3.2.1 Didymosphaenia geminata

En todos los sitios de monitoreo se realizó una inspección visual con recorridos de 200 a 300 metros con el fin de observar la presencia de *Didymosphaenia*.

Tanto como en los estudios previos (Serman & asociados s.a., 2015a para Represas Patagonia) como en el presente relevamiento, no se detectó presencia de esta alga invasora, por lo cual no se aplicó la metodología propuesta:

“En caso de observar la presencia del alga (masa mucilaginoso) se georreferenciará el sitio y se estimará el porcentaje de cobertura. Para ello, se seleccionará un tramo de 50 metros, en el cual se fijarán transectas perpendiculares a la margen del río hasta una profundidad de 0,60 m para la toma de muestras y analizar posteriormente microscópicamente. La distancia entre transectas dependerá de la accesibilidad al río y seguridad de los operadores.

La toma de muestras se realizará con elementos de superficie conocida sobre los diferentes sustratos (epilíton, episamón, perifíton) y serán integradas en tubos fijadas con formaldehído al 4%. En caso de floraciones de *Didymo* la muestra se tomará con volumen conocido (1 cm³). Idem conservación”. (Díaz et al., 2011).

Para el análisis de la comunidad fitobentónica, se colectaron muestras del sustrato natural sumergido, atendiendo la variedad del mismo (rocas, canto rodados, sedimento fino,

vegetación sumergida) en tres puntos de cada sitio de monitoreo cerca de la margen del río, (ya que las condiciones hidráulicas no permitieron la toma de muestras en el centro del cauce). Las muestras fueron conservadas en envases de plástico con formaldehído al 40%.

En el caso de suelo arenoso o arcilloso se utilizó corer de 3,5 cm de diámetro, extrayéndose los primeros 5 a 10 mm de la capa superficial de los sedimentos, la cual es la fotosintéticamente activa.

En los sitios con presencia de macrófitos pequeños se colectó la planta entera. Y en el caso de plantas de mayor tamaño se cortó una superficie conocida.

En el sustrato pedregoso – rocoso se realizó el raspado con cuchillo de plástico de una superficie definida. Los resultados de abundancia se presentan en $\text{cél}/\text{cm}^2$ (Gómez *et al.*, 2009).

La identificación taxonómica de las algas se realizó a nivel genérico y/o específico, mediante bibliografía específica por grupos: Diatomeas (Patrick and Reimer, 1966; 1975; Germain, 1981; Hartley, 1996), Cianobacterias (Geitler, 1967; Komárek and Anagnostidis, 2005) Clorófitas y otras (Bourrelly; 1968, 1970, 1972), entre otros.

4.2.8.7.2.3.3 Macroinvertebrados

El muestreo de macroinvertebrados se llevó a cabo mediante red Surber con una malla de poliestireno de 250 micras de abertura, U.S. estándar N° 60 (A.P.H.A., 1999) y con una superficie de muestreo de 900 cm^2 . En cada uno de los sitios se consideraron tres réplicas.

En laboratorio se realizó la separación de los organismos de los sedimentos y materia orgánica mediante el lavado de las muestras en una serie de tamices de $2000 \mu\text{m}$, $1000 \mu\text{m}$, $500 \mu\text{m}$ y $250 \mu\text{m}$ (Rodríguez Capitulo *et al.*, 2009). Los organismos se conservaron en frascos, rotulados por sitio y preservados en alcohol al 70%. La identificación de los macroinvertebrados se efectuó bajo estereomicroscopio y microscopio óptico utilizando claves regionales (Rodríguez Capitulo, 1992; Lopretto & Tell, 1995; Fernández & Domínguez, 2001; Domínguez & Fernández, 2009).

Los organismos se clasificaron en grupos funcionales tróficos desmenuzadores, raspadores, colectores-recolectores, filtradores y depredadores (Merritt & Cummins, 1996). Para la asignación de las categorías de los grupos funcionales se utilizó bibliografía específica (Merritt & Cummins, 1996; Lopretto & Tell, 1995).

4.2.8.7.2.3.4 Bioseguridad

Durante todo el muestreo se tuvo en cuenta la no contaminación de materiales entre sitios de estudio. Para ello se transportó de manera permanente bidones de agua potable y destilada, (para limpieza de botas y limpieza de electrodos); agua clorada para limpieza de elementos.

Previamente a la campaña los envases a utilizar para conservación de las muestras de fitoplancton, zooplancton, fitobentos y macroinvertebrados, fueron embalados en bolsa de nylon para cada uno de los sitio de monitoreo. Asimismo, para cada sitio se organizó en bolsa tipo ziploc los elementos de muestreo como cuchillos, pinzas, corer, jeringas y tubos de vidrio de tapa rosca (para la toma de muestras de *Didymo* en caso de detectar su presencia) y 3 pares de guantes de látex.

Es decir, que no se utilizaron los mismos elementos de uno a otro sitio de monitoreo, para evitar la posible propagación de la microalga.

Un técnico del grupo de Limnología se encargó exclusivamente de la toma de muestras destinadas a las determinaciones físico químicas, con las prevenciones correspondientes para evitar cualquier tipo de contaminación (lavado de manos con alcohol, uso de guantes nuevos en cada sitio, uso de envase muestreador para el llenado de los 3 envases de plástico de 1 lt + 1 envase de plástico de ½ lt.

Para el caso de la toma de muestras bacteriológicas, DBO y DQO, las mismas recomendaciones fueron realizadas al personal de la UTE encargadas de ello.

Para optimizar el cuidado se organizó a los operadores en actividades secas y húmedas.

4.2.8.7.2.3.5 Análisis ecológicos y estadísticos

Con los resultados obtenidos se elaboraron las matrices correspondientes.

La descripción, análisis y evaluación de los datos obtenidos se realizó mediante la aplicación de métodos estadísticos.

Para la determinación de diversidad entre hábitats se aplicó el índice de disimilitud Bray-Curtis para datos cuantitativos. Este índice es apropiado para este tipo de datos puesto que ignora los casos de que especies están ausentes en ambas muestras. Este análisis permite evaluar la diferencia en composición taxonómica entre los sitios de muestreo en su variación espacial. Para aplicar el índice, los datos de abundancia son previamente transformados mediante el $\log_{10}(x+1)$. Las matrices de disimilitud son transformadas en matrices de

similitud utilizando el complemento del índice Bray-Curtis (1 - B). Los resultados se presentan mediante un análisis de cluster en dendogramas, de acuerdo al método del enlace completo (Complete link). Este enlace mide la proximidad entre dos grupos calculando la distancia entre sus objetos más lejanos o la similitud entre sus objetos menos semejantes.

- Índice de disimilitud de Bray-Curtis (B)

$$B = \frac{\sum_{i=1}^S (X_{ij} - X_{ik})}{\sum_{i=1}^S (X_{ij} + X_{ik})}$$

donde:

B = medida de Bray-Curtis entre las muestras j y k.

X_{ij} = número de individuos de la especie i en la muestra j.

X_{ik} = número de individuos de la especie i en la muestra k.

S = número de especies.

Con el objetivo de determinar propiedades estructurales de las comunidades, se calcularon los índices de diversidad específica de Shannon - Weaver (H') y de Dominancia de Simpson (λ), (Brower and Zar 1977, programa BioDiversityPro).

- Índice de Shannon - Weaver

$$H' = -\sum p_i \cdot \ln p_i$$

donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i.

- Índice de Simpson

$$\lambda = \frac{\sum ni(ni - 1)}{N(N - 1)}$$

donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i, es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

4.2.8.7.2.3.6 Análisis ecológico de las comunidades de macroinvertebrados

Los grupos funcionales tróficos permiten predecir las relaciones biológicas que se desarrollan en la dinámica trófica de un ecosistema acuático y a partir de ellas, inferir el grado de integridad biológica del mismo. Para ello se determinó la abundancia relativa (%) de los

grupos funcionales en cada uno de los sitios, agrupados en raspadores, colectores recolectores, colectores filtradores, fragmentadores y predadores (Merritt & Cummins 1996).

4.2.8.7.2.4 Comparación de resultados con estudio línea base marzo y julio 2015

Los resultados obtenidos fueron comparados con los obtenidos en los estudios realizados entre el 29 de marzo al 4 de abril (Serman & asociados s.a., 2015a para Represas Patagonia, Capítulo 4 – Punto 6), y entre el 10 al 19 de julio de 2015, en los aspectos físico químicos, medidas in situ, fitoplancton, zooplancton y macroinvertebrados (Serman & asociados s.a., 2015b para Represas Patagonia).

En los mismos se consideraron 7 sitios de monitoreo: 3 en lago Argentino, y 5 sobre el río Santa Cruz.

De esos sitios para el monitoreo de Noviembre coinciden dos del lago Argentino, y 4 del río Santa Cruz.

SITIO	EIA (MARZO – JULIO 2015)	CAMPAÑA NOVIEMBRE 2016
LAGO ARGENTINO	Sitio 2 (El Calafate)	LA1
LAGO ARGENTINO	Sitio 3 (Este. Próximo naciente R. Sta. Cruz)	LA2
RÍO SANTA CRUZ	Sitio 4 (Ruta 40)	SC4 (Estación Charles Furh)
	Sitio 5 (NK)	SC5 (NK)
	Sitio 7 (JC)	SC7 7 (JC)
	Sitio 8 (Ruta 3. Piedrabuena)	SC8 (Ruta 3. Piedrabuena)

En la Figura 61 se pueden observar los sitios de monitoreo considerados en las campañas de marzo y julio de 2015 y los establecidos en noviembre 2016.

4.2.8.7.2.5 Descripción sitios de monitoreo

Tabla 4. Especificación sitios de monitoreo limnológico Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Sistema hidrico	Nomenclatura de campo	Coordenada GPS	Especificación del sitio
LAGO ARGENTINO	LA1	50°13'50.43"S 72°18'25.91"O	Altura Calafate
	LA2	50°13'37.78"S 72° 0'33.90"O	Próximo a la naciente del río Santa Cruz
RÍO LA LEONA	LL3	50°09'26,1''S 71° 59'19,7''O	Altura Puente Ruta 40
RÍO SANTA CRUZ	SC4	50°15'08,9''S 71° 54'24,8''O	Estación Charles Führ
	SC5	50° 12'3637"S 70° 47' 34"O	Aguas arriba eje NK
	SC6	50°16'26,16''S 70° 17'25,55''O	Cordón Alto
	SC7	50°11'17,24''S 70° 07'3,12''O	Eje JC
	SC8	50°12'28,53''S 69° 49'02,36''O	Estancia La Lucia
	SC9	49°59'49,5''S 68° 55'36,4''O	Ruta 3
	SC10	49°57'91,1''S 68° 52'33''O	Aguas abajo Planta de Tratamiento
	SC11	49°59'20,5''S 68° 41'43,4''O	Desembocadura
RÍO CHICO	RCH12	49°46'38,2''S 68° 38'29,3''O	Altura Puente Ruta 3
PUNTA QUILLA	PQ 13	50°07'09,41''S 68° 24'30,87''O	Entrada Estuario

Téngase en cuenta que los valores presentados de Profundidad en los ríos, corresponde a la de los sitios donde se obtuvieron las muestras de agua y de comunidades biológicas. No se refiere a la profundidad de los ríos en el centro del cauce. A este sector no se pudo acceder con embarcación debido al bajo caudal.

		LAGO ARGENTINO	
		LA1	
pH		7.56	
Conductividad eléctrica (uS/cm)		40	
Oxígeno Disuelto (mg/l)		10.9	
Temperatura agua (°C)		8	
Temperatura ambiente (°C)		16.3	
Transparencia (Secchi cm)		0.9	
Profundidad (m)		70	
Color		celeste lechoso	
Vegetación riparia		-	
Vegetación sumergida		-	

		LAGO ARGENTINO	
		LA2	
pH		7.55	
Conductividad eléctrica (uS/cm)		42	
Oxígeno Disuelto (mg/l)		10.8	
Temperatura agua (°C)		12	
Temperatura ambiente (°C)		15.8	
Transparencia (Secchi cm)		0.9	
Profundidad (m)		21	
Color		celeste lechoso	
Vegetación riparia		-	
Vegetación sumergida		-	

		LA LEONA	
		Altura Puente	
		LL3	
pH		8.8	
Conductividad eléctrica (uS/cm)		68.7	
Oxígeno Disuelto (mg/l)		13.57	
Temperatura agua (°C)		9.7	
Temperatura ambiente (°C)		14	
Transparencia (Secchi cm)		28	
Profundidad (m)		Coincide con Secchi. (Accesibilidad limitada por seguridad)	
Ancho lecho mojado (m)		124	
Color		celeste lechoso	

Sustrato
 Bloque (>256mm) 0%
 Guijón (64-256mm) 11%
 Grava (16-8mm) 80%

Velocidad	No se midió por fuerte viento en superficie	Fino (arena) (1-2mm) 9%
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	Briófitas	

	RÍO SANTA CRUZ	
	Estación Charles Fuhr	
	SC4	
pH	8.9	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	45.8	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	13.83	
Temperatura agua (°C)	9.4	
Temperatura ambiente (°C)	19	
Transparencia (Secchi cm)	35	
Profundidad (m)	Coincide con Secchi. (Accesibilidad limitada por seguridad)	
Ancho lecho mojado (m)	134	
Color	celeste lechoso	
Velocidad	No se midió por fuerte viento en superficie	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	-	

	RÍO SANTA CRUZ		
	SC5		
pH	7,9		
Conductividad eléctrica (uS/cm)	64,6		
Oxígeno Disuelto (mg/l)	10,1		
Temperatura agua (°C)	11		
Temperatura ambiente (°C)	10		
Transparencia (Secchi cm)	62		
Profundidad (m)	Coincide con Secchi. (Accesibilidad limitada por seguridad). Nubosidad variable		<p>Sustrato</p> <p>Bloque (>256mm) 48%</p> <p>Guijón (64-256mm) 33%</p>

Ancho lecho mojado (m)	110	Grava (16-8mm) 10% Fino (arena) (1-2mm) 9%
Color	celeste lechoso	
Velocidad	No se midió por fuerte viento en superficie	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	Miriophyllum	

	RÍO SANTA CRUZ	 <p>Sustrato Bloque (>256mm) 13% Guijón (64-256mm) 50% Grava (16-8mm) 30% Fino (arena) (1-2mm) 7%</p>
	Cordón Alto	
	SC6	
pH	7,8	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	59	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	13,7	
Temperatura agua (°C)	11,7	
Temperatura ambiente (°C)	15	
Transparencia (Secchi cm)	54	
Profundidad (m)	Coincide con Secchi. (Accesibilidad limitada por seguridad)	
Ancho lecho mojado (m)	150	
Color	celeste lechoso	
Velocidad	No se midió por fuerte viento en superficie	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	-	

	RÍO SANTA CRUZ	
	Eje JC	
	SC7	
pH	7,8	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	44,5	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	10,71	
Temperatura agua (°C)	12,7	
Temperatura ambiente (°C)	15	
Transparencia (Secchi cm)	51	

Profundidad (m)	Coincide con Secchi. (Accesibilidad limitada por seguridad). Nubosidad variable.	
Ancho lecho mojado (m)	120	
Color	celeste lechoso	
Velocidad	No se midió por fuerte viento en superficie	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	Potamogeton	Sustrato Bloque (>256mm) 25% Guijón (64-256mm) 50% Grava (16-8mm) 25% Fino (arena) (1-2mm) 1%

	RÍO SANTA CRUZ	
	Estancia La Lucía	
	SC8	
pH	8,1	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	54,1	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	10,4	
Oxígeno Disuelto (porcentaje saturación %)	104,2	
Temperatura agua (°C)	15	
Temperatura ambiente (°C)	14	
Transparencia (Secchi cm)	Parcialmente nublado	
Profundidad (m)	>0.50	
Ancho lecho mojado (m)	174	
Color	celeste lechoso	
Velocidad	Ventoso, no se midió	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	Myriophyllum / Potamogeton	Sustrato Bloque (>256mm) 35% Guijón (64-256mm) 27% Grava (16-8mm) 22% Fino (arena) (1-2mm) 16%

		RÍO SANTA CRUZ	
		Ruta 3	
		SC9	
pH		8.2	Sustrato Bloque (>256mm) 10% Guijón (64-256mm) 10% Grava (16-8mm) 30% Fino (arena) (1-2mm) 50%
Conductividad eléctrica (uS/cm)		49.3	
Oxígeno Disuelto (mg/l)		11.45	
Temperatura agua (°C)		8.6	
Temperatura ambiente (°C)		6	
Transparencia (Secchi cm)		nublado	
Profundidad (m)		0.40	
Ancho lecho mojado (m)		230	
Color		celeste lechoso	
Velocidad		Ventoso, no se midió	
Vegetación riparia		Scirpus.	
Vegetación sumergida		Scirpus/Miriophyllum	

		RÍO SANTA CRUZ	
		Aguas abajo Planta de tratamiento Piedrabuena	
		SC10	
pH		7.6	Sustrato Bloque (>256mm) 0% Guijón (64-256mm) 60% Grava (16-8mm) 10% Fino (arena) (1-2mm) 30%
Conductividad eléctrica (uS/cm)		90	
Oxígeno Disuelto (mg/l)		12.15	
Temperatura agua (°C)		13.8	
Temperatura ambiente (°C)		17.7	
Transparencia (Secchi cm)		nublado	
Profundidad (m)		0.35	
Ancho lecho mojado (m)		151	
Color		celeste lechoso	
Velocidad		-	
Vegetación riparia		Junco	
Vegetación sumergida		-	

	RÍO SANTA CRUZ	
	Desembocadura	
	SC11	
pH	8	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	1515	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	13.03	
Temperatura agua (°C)	10.7	
Temperatura ambiente (°C)	22	
Transparencia (Secchi cm)	21	
Profundidad (m)	-Coincide con Secchi. (Accesibilidad limitada por seguridad)	
Ancho lecho mojado (m)	538	
Color	amarronado	Sustrato
Velocidad	-	Bloque (>256mm) 20%
Vegetación riparia	-	Guijón (64-256mm) 70%
Vegetación sumergida	-	Grava (16-8mm) 10%
		Fino (arena) (1-2mm) 0%

	RÍO CHICO	
	SC12	
pH	7.6	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	135	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	10.88	
Temperatura agua (°C)	9.2	
Temperatura ambiente (°C)	17	
Transparencia (Secchi cm)	3.5	
Profundidad (m)	0.25	
Ancho lecho mojado (m)	72	
Color	marrón	
Velocidad	ventoso no se midió	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	Briófitas	
		Sustrato
		Bloque (>256mm) 5%
		Guijón (64-256mm) 15%
		Grava (16-8mm) 19%
		Fino (arcilla) (1-2mm) 56%

	Atlántico	Sustrato Bloque (>256mm) 20% Guijón (64-256mm) 0% Grava (16-8mm) 0% Fino (arena) (1-2mm) 80%
	Punta Quilla	
	SC13	
pH	8.1	
Conductividad eléctrica (uS/cm)	40500	
Oxígeno Disuelto (mg/l)	12.98	
Temperatura agua (°C)	10	
Temperatura ambiente (°C)	15	
Transparencia (Secchi cm)	nublado	
Profundidad (m)	1	
Ancho lecho mojado (m)	-	
Color	verdoso	
Velocidad	-	
Vegetación riparia	-	
Vegetación sumergida	-	

4.2.8.7.2.6 Parámetros medidos in situ

4.2.8.7.2.6.1 Sustrato

En función de la granulometría, se distinguieron 4 tipos de sustratos a lo largo de la cuenca, constituidos por Bloque (>256mm), Guijón (64-256mm), Grava (16-8mm) y Fino (1-2mm) con mayor frecuencia de guijón con 34%, seguido por partículas finas (25%), Grava (24%) y Bloque (17%) (Figura 17).

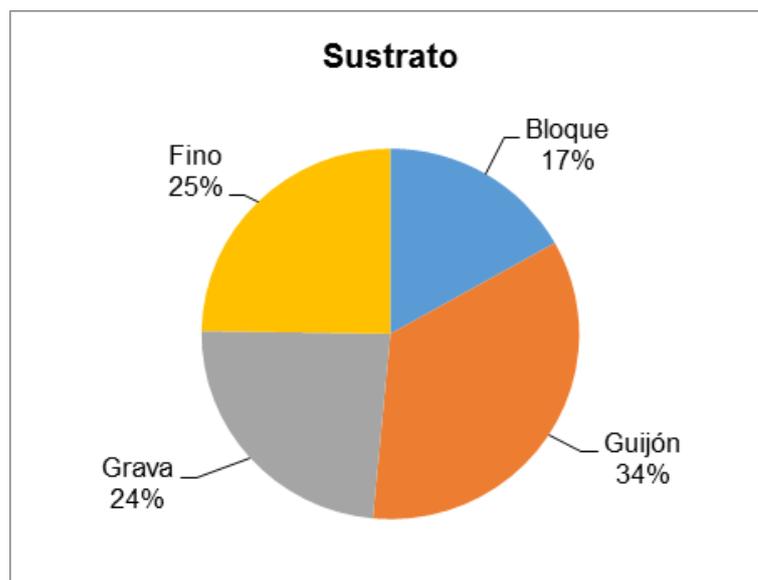


Figura 17: Proporción del sustrato según tamaño de partícula en la cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

El material más fino se encontró a lo largo de la cuenca en todos los sitios, principalmente representado por arena, excepto en la estación SC10 del río Santa Cruz y en el Río Chico (RCH12) en donde las partículas finas estuvieron representadas por arcillas. En el sitio SC11 (desembocadura del Río Santa Cruz) el material fino se encontró casi ausente, restringiéndose a espacio intersticial entre guijón y bloque.

El guijón se encontró en todos los sitios en alta cobertura, excepto en el Río La Leona (LL3) donde predominó la grava y en SC9 (Río Santa Cruz, ruta 3) con mayor superficie del sustrato conformado por sedimento de grano fino (Figura 18).

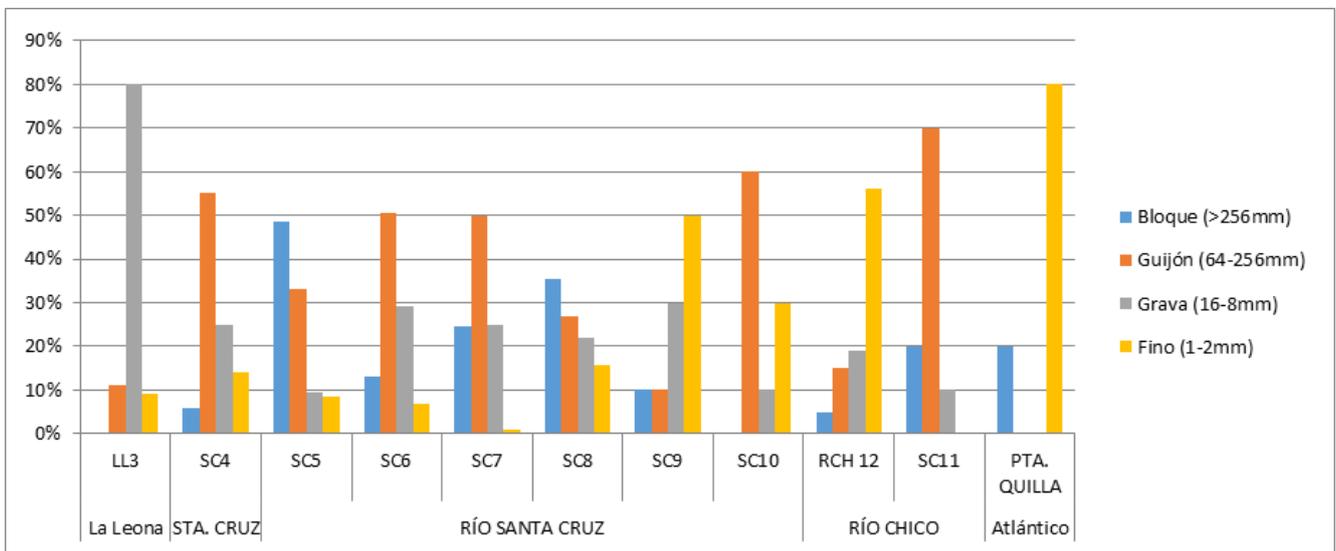


Figura 18. Proporción del sustrato según tamaño de partícula en cada sitio de monitoreo. Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.6.2 Temperatura

La temperatura ambiente promedió 15.9 °C, dependiendo de la hora del día. El menor valor se registró en SC9 (Ruta 3) con 6°C debido al horario de monitoreo (8 hs).

La Temperatura del agua superficial osciló entre 8 a 12.7°C, también dependiente de la hora de monitoreo. (Figura 19).

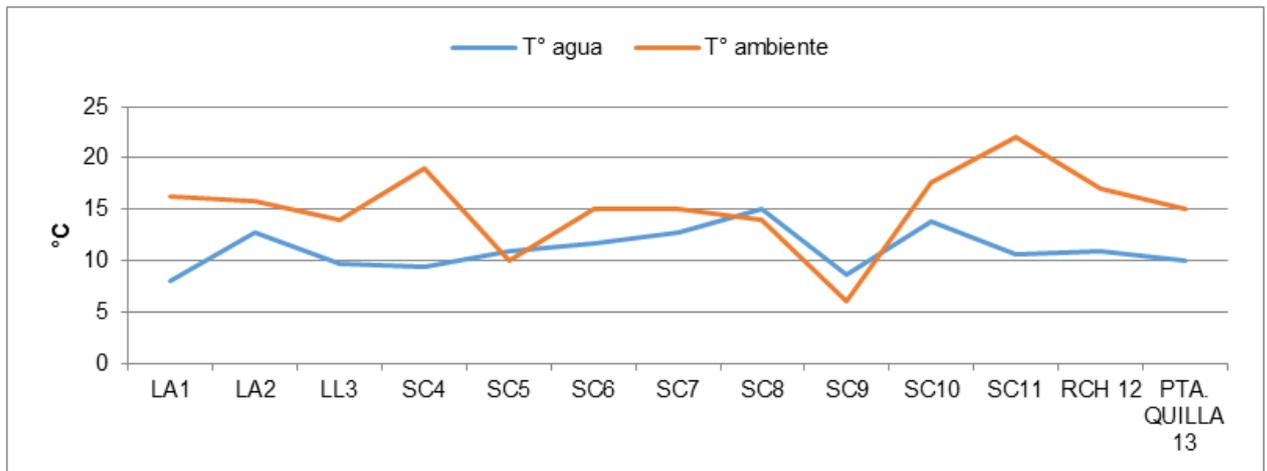


Figura 19. Valores de Temperatura del agua y ambiental Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

Los valores medidos en Noviembre (promedio 10.6°C) son similares a los registrados en el monitoreo de marzo 2015 con valor promedio del agua de 10.9°C (Figura 20).

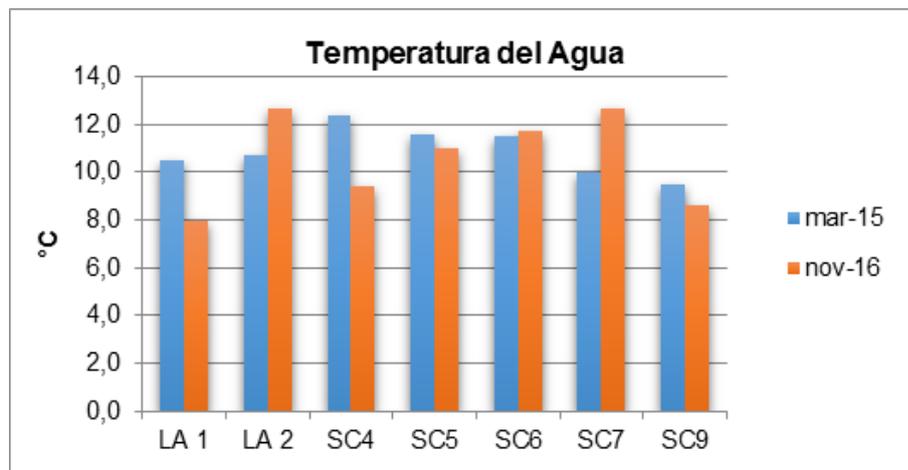


Figura 20. Valores de Temperatura del agua Cuenca del Río Santa Cruz. Marzo 2015 - Noviembre 2016.

Según la medición realizada con equipamiento y personal de la UTE, en LA1 en el lago Argentino se registró termoclina a los 2 metros de profundidad (9.7°C), teniendo en cuenta la temperatura superficial de 8°C esto no puede ser factible ya que no hay antecedentes de formación de termoclina en lagos patagónicos de Argentina y de Chile a dos metros de profundidad. Estos valores medidos pueden deberse a un problema de estabilización del electrodo del equipo, (Neiif, rev. informe febrero 2017). Por lo tanto este dato no debe tenerse en cuenta.

A diferencia del sitio próximo a la desembocadura donde no se registró estratificación térmica, ya que la temperatura descendió homogéneamente hasta la máxima profundidad (12.7 °C en superficie – 11.5°C a los 21 metros) (Figura 21).

Este mismo patrón de estratificación leve en LA1 (1°C entre los 15 y 16 metros de profundidad) y nula en LA2 (10.7°C en superficie y 10.9°C a 15 metros de profundidad), fue determinado en marzo de 2015.

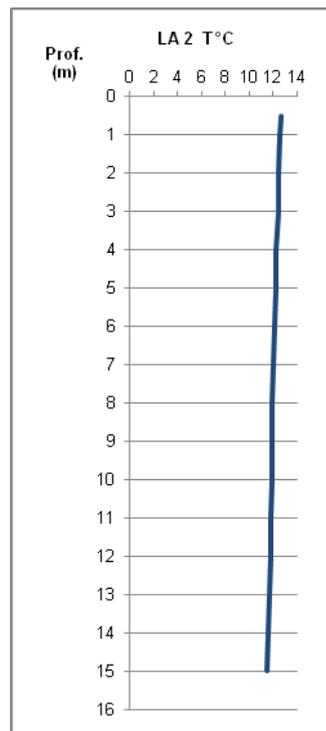


Figura 21. Perfiles de Temperatura sitio LA2, lago Argentino. Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.6.3 pH

Las aguas se presentaron con valores levemente alcalinas en el lago Argentino, SC10 y en el Río Chico (pH entre 7.5 y 7.6). En los restantes sitios el pH se presentó alcalino con valores entre 8 a 8.9, con los mayores valores en LL3 y SC4. En general superiores a los registros de marzo y julio de 2015 (Figura 22 y Figura 23).

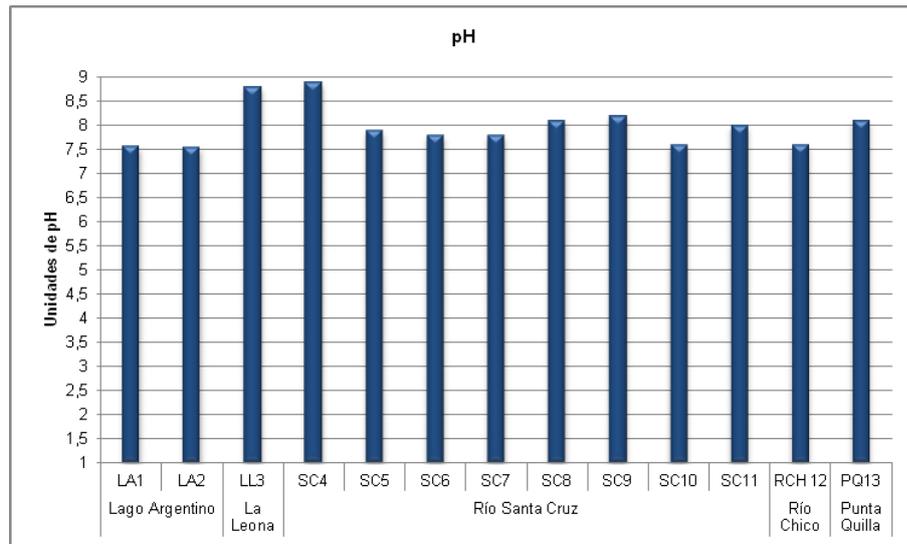


Figura 22. Valores de pH Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

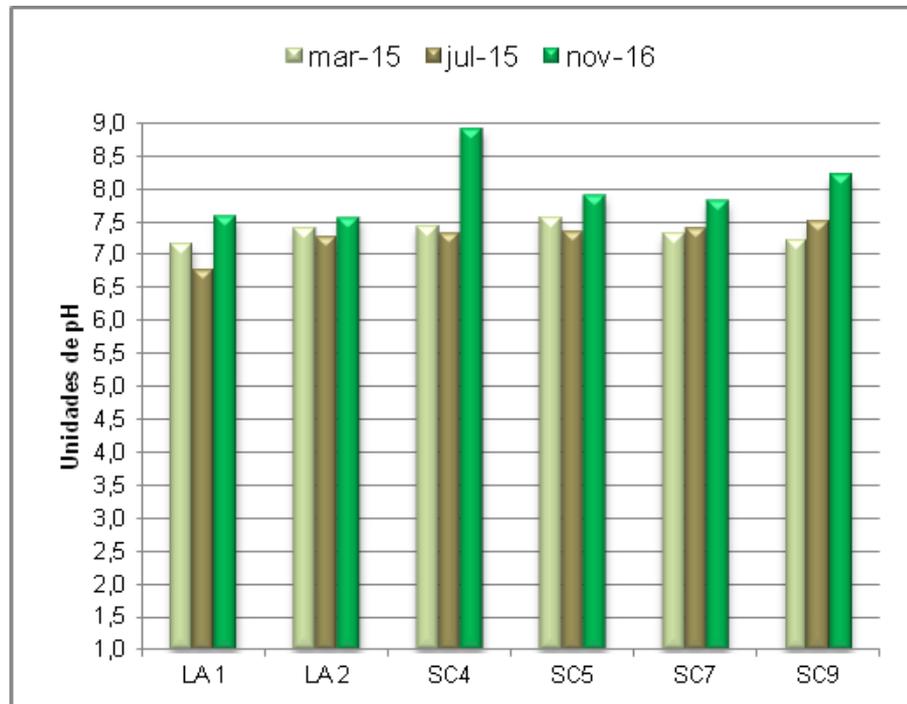


Figura 23. Valores de pH. Cuenca del Río Santa Cruz. Marzo – Julio 2015 - Noviembre 2016.

A su vez, el lago Argentino presentó valores levemente alcalinos con valores homogéneos desde la superficie hasta la profundidad máxima de los dos sitios de monitoreo (Figura 24).

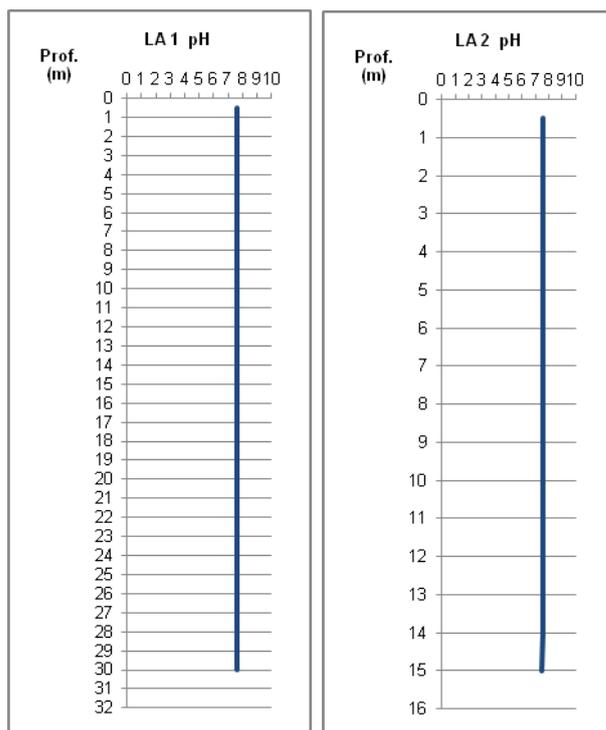


Figura 24. Perfiles de pH de los sitios LA1 y LA2, lago Argentino. Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.6.4 Transparencia

La transparencia del agua no fue medida en los sitios SC8, SC9, SC10 y PQ13 debido a que el cielo se encontraba nublado. En otros sitios la nubosidad fue variable, tomándose el registro en momentos soleado en cono de sombra.

La transparencia varió según la presencia de sedimento en suspensión, con el menor valor registrado en SC4 y SC11 (0.35 y 0.21m respectivamente). En el sitio La Leona (LL3) El valor medido fue de 28 cm. En el Río Chico debido a la alta concentración de sedimento en suspensión (coloración marrón) registró baja transparencia (3.5 cm – UTE = 7). El lago Argentino en ambos sitios presentó transparencia de 0.9 m (Figura 25).

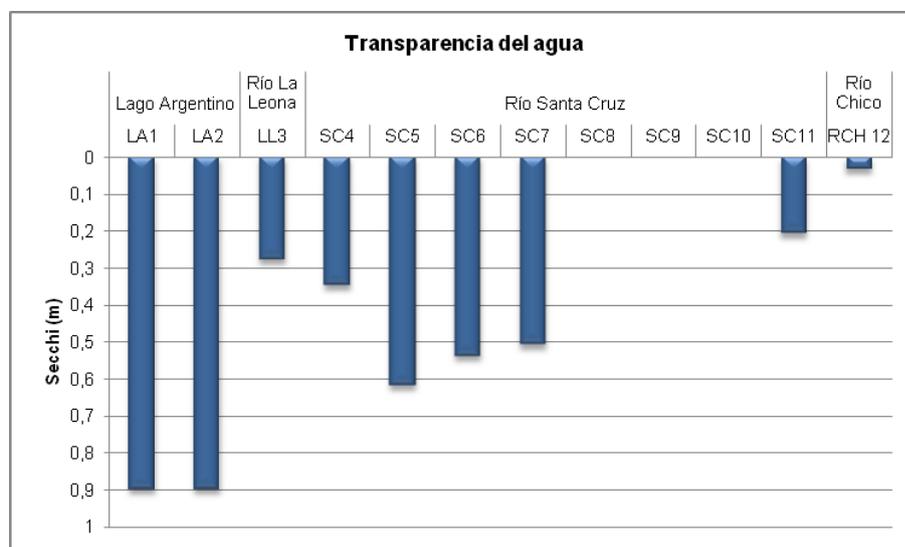


Figura 25. Valores de Transparencia Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

A diferencia de Noviembre de 2016 cuando la transparencia en el Río Santa Cruz promedió 0.5 m, en marzo 2015 la misma fue de 0.69 m, con el mayor valor registrado en SC4 (1 m). Esto puede deberse a los niveles de caudal y mayor arrastre de partículas disueltas en la época primaveral.

En el lago Argentino se presenta mayor transparencia en los sitios LA1 y LA2 en Noviembre (0.9 m), con respecto a marzo 2015 (0.7 y 0.5 en LA1 y LA2 respectivamente), y julio de 2015 con 0.8 m en ambos sitios (Figura 26).

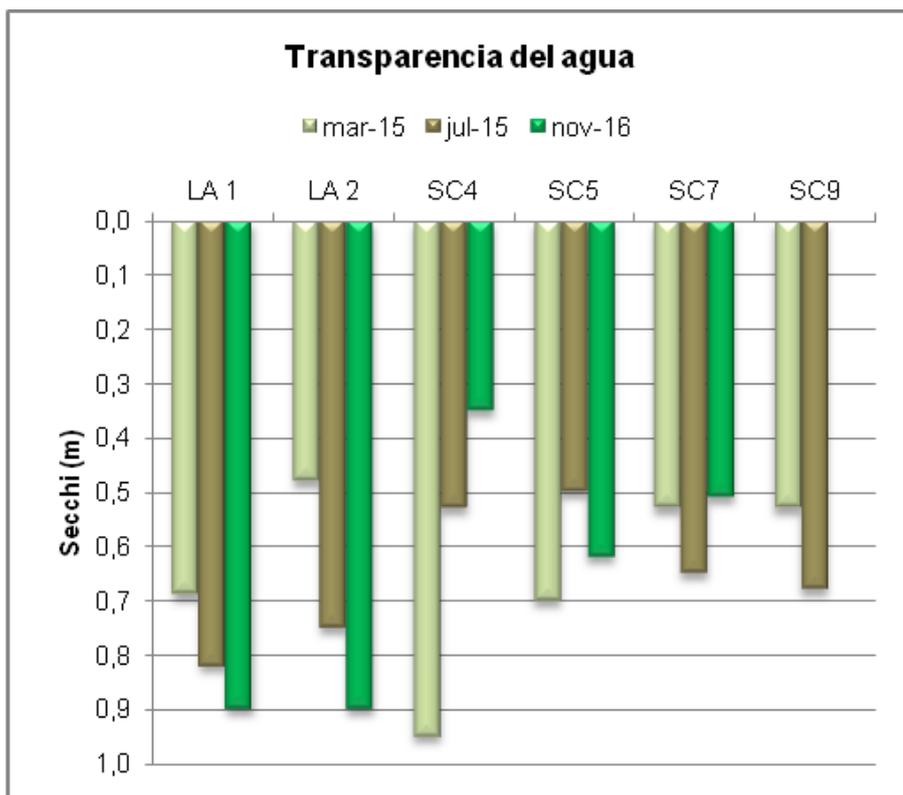


Figura 26. Valores de Transparencia Cuenca del Río Santa Cruz. Marzo – Julio 2015 - Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.6.5 Oxígeno disuelto

Al igual que marzo de 2015, las aguas se presentaron oxigenadas casi al punto de saturación, con valores superiores a 9mg/L en todos los sitios de monitoreo (Figura 27 y Figura 28). Hay que tener en cuenta que estos valores pueden deberse al efecto de los vientos sobre el cuerpo de agua, y no al crecimiento excesivo de productores primarios.

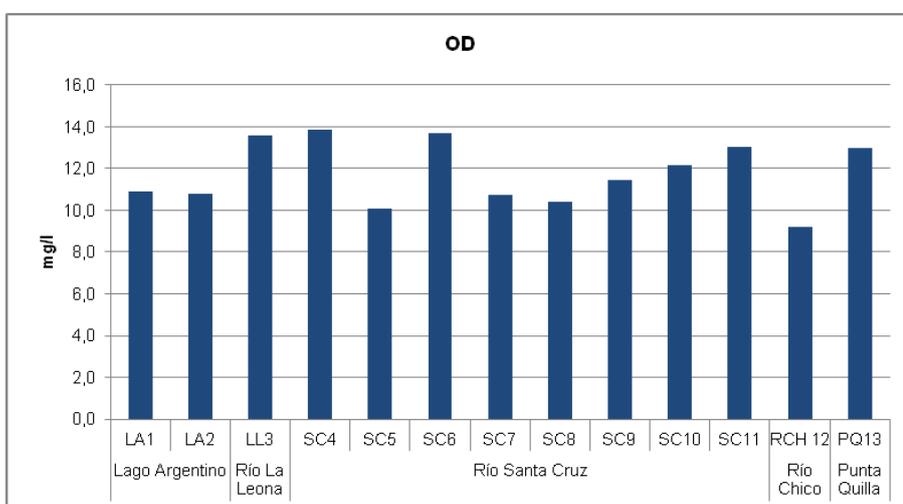


Figura 27. Valores de Oxígeno Disuelto, Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

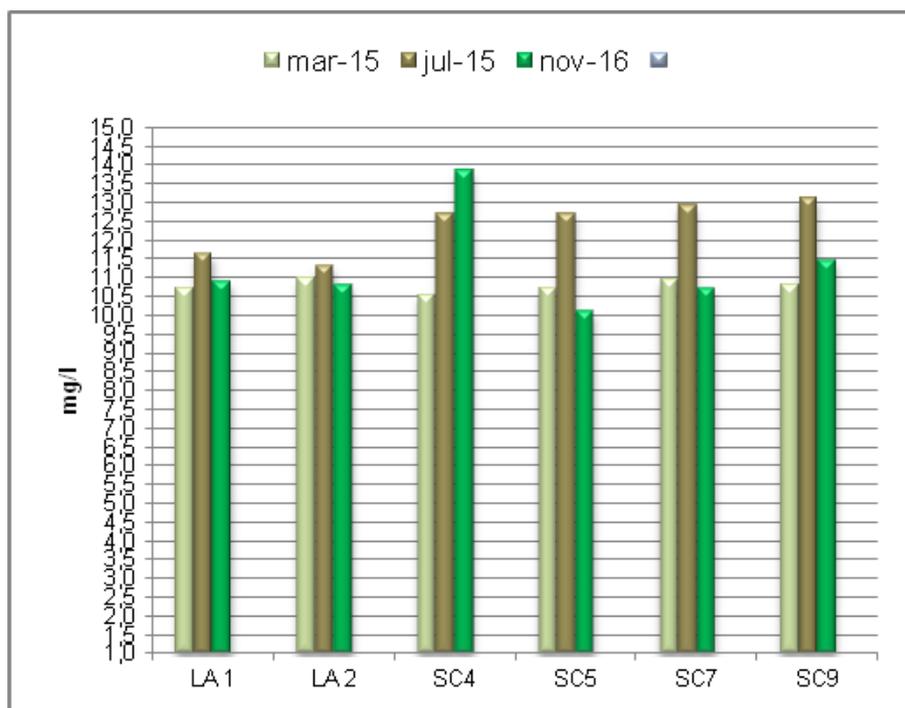


Figura 28. Valores de Oxígeno Disuelto Cuenca del Río Santa Cruz. Marzo – Julio 2015 - Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.6.6 Conductividad Eléctrica

Los valores de Conductividad Eléctrica se presentan variables entre los sitios considerados.

El lago Argentino registró un promedio de 41 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Entre los sistemas lóticos analizados el Río La Leona y Río Chico registraron mayores valores (68.7 y 135 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente) que el promedio del Río Santa Cruz desde SC4 a SC9 (58,18 $\mu\text{S}/\text{cm}$), con el mayor valor detectado en este tramo del río en SC10 con 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En la desembocadura del río Santa Cruz la conductancia asciende a 1515 $\mu\text{S}/\text{cm}$, debido a la influencia marina. En Punta Quilla como es de esperar, al tratarse de ambiente puramente marino la conductividad fue de 40500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 29, Anexo IV - Mapa 1 Conductividad).

Con respecto a los estudios previos la conductividad eléctrica fue mayor en Noviembre 2016.

En el lago Argentino, en el sitio LA2 el valor fue de 42 $\mu\text{S}/\text{cm}$, similar al registrado en marzo 2015 (40 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

En el sector del río en marzo 2015 la conductividad eléctrica presentó un promedio de 36.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En Julio 32.75 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que Noviembre 2016 este valor fue de 51.05 $\mu\text{S}/\text{cm}$, (Figura 2)

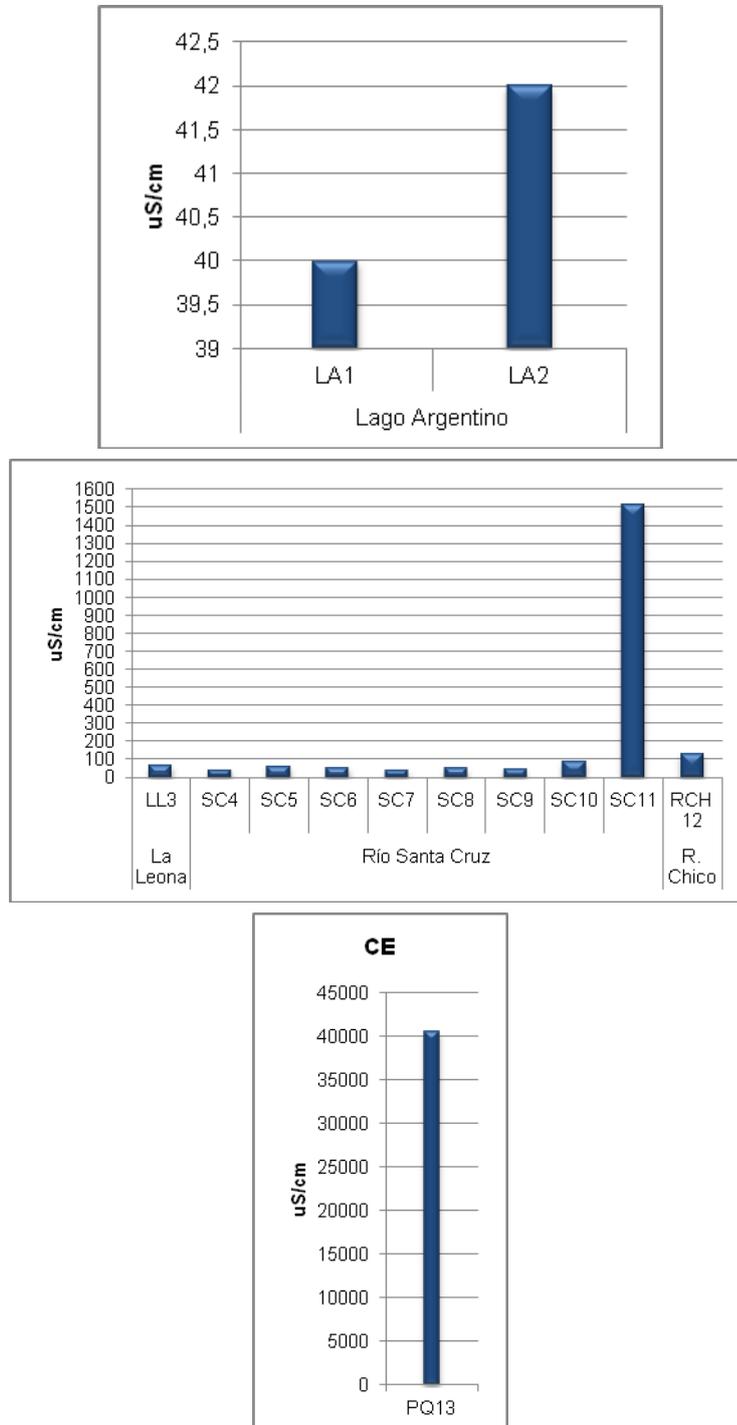


Figura 29. Valores de Conductividad Eléctrica, Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

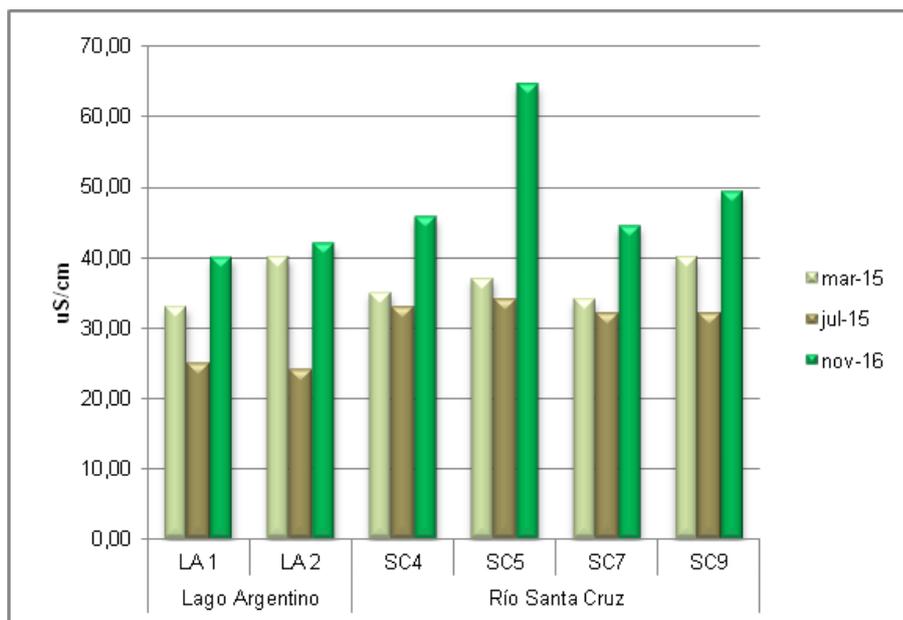


Figura 30. Valores de Conductividad Eléctrica Cuenca del Río Santa Cruz. Marzo – Julio 2015 - Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.6.7 Caracterización hidroquímica incompleto

Al igual que en marzo y julio de 2015, según el balance iónico, las aguas son de tipo bicarbonatadas cálcicas en todos los sitios, excepto en LA1, SC8 (Cloruradas cálcicas) y en SC11 y PQ13 Cloruradas sódicas, (Tabla 6; Figura 31).

Entre los nutrientes el N-NO₃, se encontró con un valor promedio de 0.6 mg/l en Noviembre de 2016. Se destaca el amoníaco (N-NH₃) en el sitio SC10, el cual presenta una concentración de 5.6 mg/l. Lo que puede deberse al aporte de la planta de tratamiento aguas arriba del sitio de monitoreo.

El fósforo total se registró con 0.97 y 0.19 mg/l en el Río Chico y en Punta Quilla respectivamente. En los restantes sitios el resultado de laboratorio presenta como inferior al límite de detección del método (< 0.15 mg/l) (Tabla 6).

Entre los elementos analizados en laboratorio Al (Aluminio), B (Boro), Fe (Hierro), K (Potasio), Mg (Magnesio), Mn (Manganeso), Si (Silice), Sr (Estroncio) y Ti (Titanio), se detectan en concentraciones por encima del límite de detección de los métodos aplicados (Tabla 6).

Con respecto a la concentración de Clorofila a, las mediciones de laboratorio dieron por debajo del límite de detección (0.1mg/l). Este pigmento fue detectado en marzo de 2015 en baja concentración en SC7 (7µg/l) y en SC9 (6 µg/l).

Tabla 6. Características físicas y químicas de la Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

	LD	LA1	LA2	LL3	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11	RCH12	PQ13
STS	mg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	116,0	1120,0	136,0
CE	µS/cm	40	42	58,5	44,4	44,5	44,0	45,4	49,4	51,4	69,9	1747,0	147,6	42100,0
pH	Undad	7,6	7,8	7,6	7,4	7,5	7,5	7,6	7,3	7,2	6,7	7,0	7,4	7,9
Sulfatos	mg/L	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	60,9	17,3	2066,2
Cloruros	mg/l	8	23	<5	<5	<5	4,7	<5	19,3	<5	7,8	447,9	5,5	15341,3
Bicarbonatos	mg/L	28	24	27,0	20,8	20,8	19,6	21,5	22,1	22,7	28,2	25,1	73,6	132,4
Nitratos	mg/L	0,8	0,6	0,7	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,4	0,9	0,6	0,6	1,1
Nitritos	mg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Amoniaco	mg/L	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	5,6	<0,2	<0,2	<0,2
Dureza	mg/L	17,08	19,32	23,7	20,6	19,3	18,0	17,9	21,0	19,3	20,9	170,0	51,9	5002,0
Turbidez	NTU	1,6	1,6	2,5	1,1	1,5	1,9	1,6	1,8	1,8	0,9	0,6	7,0	0,7
HTP	mg/L	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Ag	mg/L	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021	< 0,021
Al	mg/L	0,13	0,19	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,3	< 0,06	0,1	0,8	0,2
As	mg/L	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105	< 0,105
B	mg/L	0,01	0,058	0,0	< 0,009	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	3,6
Ba	mg/L	0,00	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Ca	mg/L	0,02	5,921	8,1	7,1	6,6	6,2	6,1	7,1	6,6	6,9	16,0	16,6	330,3
Cd	mg/L	0,00	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Co	mg/L	0,01	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
Cr	mg/L	0,01	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012	< 0,012
Cu	mg/L	0,01	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009

4.2.8.7.2.7 Resultados bacteriológicos

El «total de bacterias coliformes (o coliformes totales) incluye una amplia variedad de bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gramnegativos y no esporulantes, capaces de proliferar en presencia de concentraciones relativamente altas de sales biliares.

El grupo de los coliformes totales incluye especies fecales y ambientales. Las bacterias coliformes pertenecen a los géneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter*, *Serratia* y *Hafnia*.

Las bacterias pertenecientes al grupo de los coliformes totales (excluida *E. coli*) están presentes tanto en aguas residuales como en aguas naturales. Algunas de estas bacterias se excretan en las heces de personas y/o mamíferos. Muchos coliformes son heterótrofos y capaces de multiplicarse en suelos y medios acuáticos. Los coliformes totales pueden también sobrevivir y proliferar en sistemas de distribución de agua, sobre todo en presencia de biopelículas.

Según los métodos llevados a cabo en laboratorio, los resultados son confusos debido a que no se detecta presencia de indicadores de contaminación fecal, más precisamente *Escherichia coli* y *Streptococcus faecalis*. Pero, por otro lado se detectan Coliformes fecales en todas las muestras analizadas, excepto en LA2 y en SC9 (Tabla 7). Los valores de Coliformes totales en todos los sitios de monitoreo podrían estar dados por bacterias ambientales.

Tabla 6

		LA1	LA2	LL3	SC4	SC9	SC10	SC11	RCH12
COLIF. TOT.	NMP100ml	2,2	1,8	4,4	7,6	5	8,8	12	13
COLIF.FEC.	NMP100ml	2,2	<2,2	2,2	5	<2,2	8,8	5	4,4
AEROBIAS/ml	ml	<30							
P. aeruginosa		Ausencia							

4.2.8.7.2.8 Fitoplancton

En noviembre de 2016 se describió un total de 45 taxa, y en marzo y julio de 2015 se identificaron 29 especies, con 7 especies en común entre los momentos mencionados. (Tabla 8, Tabla 9).

En ambos momentos de monitoreo las diatomeas dominaron las comunidades, seguidas por algas verdes y cianofíceas. En marzo de 2015 además de los grupos algales mencionados

también se identificó una especie de Dinoflagelado y una especie de rodoficea. En Noviembre de 2016 no se registró presencia de estos grupos pero sí una especie de criptoficea (Figura 32).

Tabla 7. Composición taxonómica y frecuencia absoluta de especies de la fracción fitoplanctónica. Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

	lago Argentino		La Leona	Río Santa Cruz								R. Chicho	Pta. Quilla
	LA1	LA2	LL3	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11	RCH12	PQ13
BACILLARIOPHYCEAE													
<i>Achnanthes lanceolata</i> Brebisson in Kützing	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0
<i>Achanthes minutissima</i> Kützing	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0
<i>Caloneis</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Cyclotella ocelata</i> Pantocksek	126	128	21	20	15	147	28	41	206	10	31	0	0
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	0	0	0	0	1	2	2	0	2	0	0	0	0
<i>Cymbella minuta</i> var <i>latens</i> (Krasske) Reimer	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Denticula elegans</i> Kützing	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Diatoma tenue</i> Agardh	6	11	29	3	12	48	21	23	37	4	9	1	0
<i>Epithemia adnata</i> Kützing Rabenhorst	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Epithemia sorex</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Eunotia pectinalis</i> (Müller) Rabenhorst	0	0	0	8	0	0	0	14	0	0	42	0	0
<i>Fragillaria ulna</i> (Nitzsch) Lange Bertalot	158	0	0	0	0	0	2	2	17	0	1	33	0
<i>Fragillaria virescens</i> (Ralfs)	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0
<i>Gomphonema</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphoneis olivaceum</i> Hornemann	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gomphonema globiferum</i> Meister	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Gomphonema ventricosum</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gyrosigma acuminatum</i> Kützing - Rabenhorst	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) Patrick	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

	Lago Argentino		La Leona	Río Santa Cruz								R. Chico	Pta. Quilla
	LA1	LA2	LL3	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11	RCH12	PQ13
<i>Melosiracidae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Nitzschia angularis</i> Smith	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nitzschia fasciculata</i> Grunow	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45	0	0
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	8	0	0	3	0	0	5	0	12	4	0	0	0
<i>Nitzschia panduriformis</i> Gregory	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nitzschia linearis</i> W. Smith	8	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Paralia sulcata</i> Ehrenberg Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	74
<i>Pinnularia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Pleurosigma</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhaphoneis amphiceros</i> Ehrenberg	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhopalodia gibba</i> Ehrenberg-Müller	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer-Lange Bertalot	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	1	0
<i>Surirella ovalis</i> Brebisson	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synedra acus</i> Kützing	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	25	10	0	4	0	0	2	2	0	0	3	0	0
<i>Thalassiosira</i> sp. Cleve	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Thalassiosira tenera</i> Prochkin-Lavrenko	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	161	0	0
CYANOPHYCEAE													
<i>Chamaesiphon</i> sp. Braun	0	0	0	0	0	0	0	0	81	0	0	0	0
<i>Planktolyngbya limnetica</i> Lemmermann	0	0	0	0	0	0	0	0	0	217	0	0	0
<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmermann	0	0	0	0	0	0	0	0	117	0	0	0	0
CRYPTOPHYCEAE													
<i>Cryptomonas</i> sp.	0	8	4	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0
CHLOROPHYCEAE													
<i>Sphaerocystis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Tabla 8. Composición taxonómica de la comunidad fitoplanctónica Marzo 2015 y Noviembre 2016.

BACILLARIOPHYCEAE	Especies de Fitoplancton	
	mar- jul 15	nov-16
<i>Achnanthes lanceolata</i> Brebisson in Kützing		*
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing		*
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen		*
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	*	*
<i>Caloneis</i> sp. Cleve		*
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	*	*
<i>Cyclotella ocelata</i> Pantocksek		*
<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve et Grun	*	
<i>Cymatopleura</i> sp	*	
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner		*
<i>Cymbella minuta</i> var <i>latens</i> (Krasske) Reimer		*
<i>Cymbella</i> sp.	*	
<i>Denticula elegans</i> Kützing		*
<i>Diatoma tenue</i> Agardh		*
<i>Diatomea pennada</i> 1	*	
<i>Diatomea pennada</i> 2	*	
<i>Epithemia adnata</i> Kützing Rabenhorst		*
<i>Epithemia sorex</i> Kützing		*
<i>Eunotia pectinalis</i> (Müller) Rabenhorst		*
<i>Eunotia</i> sp. 1	*	
<i>Eunotia</i> sp. 2	*	
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange Bertalot		*
<i>Fragilaria virescens</i> (Ralfs)		*
<i>Frustulia</i> sp.	*	
<i>Gomphonema</i> sp. Ehrenberg	*	*
<i>Gomphoneis olivaceum</i> Hornemann		*
<i>Gomphonema globiferum</i> Meister		*
<i>Gomphonema ventricosum</i> Gregory		*
<i>Gyrosigma acuminatum</i> Kützing - Rabenhorst		*
<i>Hannaea arcus</i> (Ehrenberg) Patrick		*
<i>Melosiraciae</i>		*
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing		*
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing		*
<i>Nitzschia angularis</i> Smith		*
<i>Nitzschia fasciculata</i> Grunow		*

	Especies de Fitoplancton	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith		*
BACILLARIOPHYCEAE		
<i>Nitzschia panduriformis</i> Gregory		*
<i>Nitzschia linearis</i> W. Smith		*
<i>Nitzschia</i> sp.	*	
<i>Paralia sulcata</i> Ehremer Cleve		*
<i>Pinnularia</i> sp.		*
<i>Pleurosigma</i> sp. Smith		*
<i>Rhaphoneis amphicerus</i> Ehrenberg		*
<i>Rhopalodia gibba</i> Ehrenberg-Müller		*
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer-Lange Bertalot		*
<i>Surirella ovalis</i> Brebisson		*
<i>Synedra acus</i> Kützing	*	*
<i>Synedra</i> sp.	*	
<i>Stauroneis</i> sp.		*
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing	*	*
<i>Thalassiosira</i> sp. Cleve		*
<i>Thalassiosira tenera</i> Prochkina-Lavrenko		*
CYANOPHYCEAE		
<i>Chamaesiphon</i> sp. Braun	*	*
<i>Coelosphaerium</i> cf <i>kuetzingianum</i> Nägeli	*	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> Lemmermann		*
<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemmermann		*
CHLOROPHYCEAE		
<i>Cosmarium contractum</i> Kirchner	*	
<i>Cosmarium undulatum</i> Corda ex Ralfs	*	
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	*	
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	*	
<i>Oedogonium</i> sp	*	*
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> Turpin	*	
<i>Sphaerocystis</i> sp. Chodat		*
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	*	
<i>Stauridesmus triangularis</i> (Lagerh) Teiling	*	
<i>Ulothrix</i> sp.	*	
<i>Zygenama</i> sp (filamente estéril)	*	
CRYPTOPHYTA		

		Especies de Fitoplancton	
<i>Cryptomonas sp.</i>			*
BACILLARIOPHYCEAE			
DINOPHYTA			
<i>Gymnodinium sp.</i>		*	
RHODOPHYTA			
<i>Audouinella sp.</i>		*	

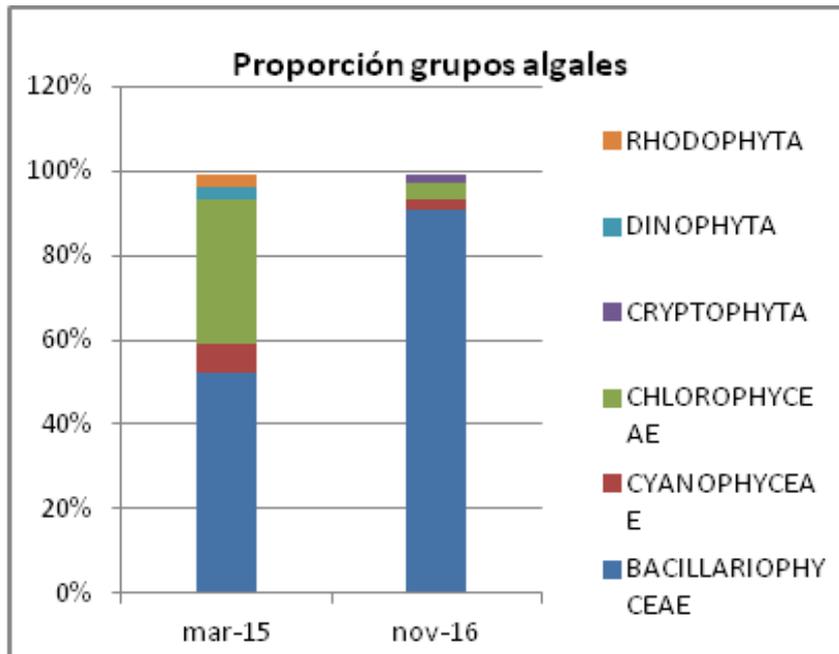


Figura 32. Proporción de grupos algales de la fracción fitoplanctónica. Marzo 2015 – Noviembre 2016

En la campaña de Noviembre de 2016 dominaron las diatomeas en la mayoría de los sitios, excepto en SC9 y SC10 donde lo hicieron las cianofíceas. Las criptofíceas se registraron en los sitios de lago Argentino, aguas abajo en SC4 y SC5. Las algas verdes se identificaron en baja proporción en el Río Chico (Figura 41).

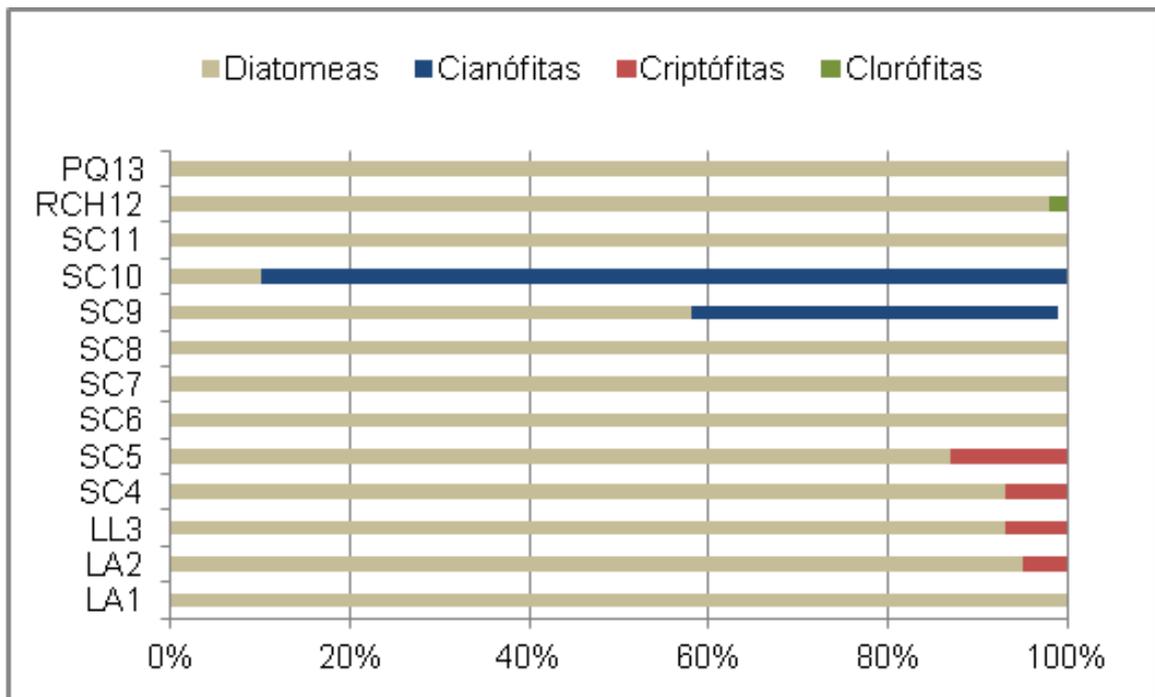


Figura 33. Proporción de grupos algales de la fracción fitoplanctónica. Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Teniendo en cuenta las 13 estaciones de monitoreo, *Diatoma tenue* y *Cyclotella ocelata* (especies planctónicas de agua dulce) constituyeron especies comunes debido a que estuvieron presentes en 12 y 11 sitios respectivamente. Las restantes especies se encontraron con menor distribución espacial (desde 1 a 5 sitios como máximo) (Figura 34).

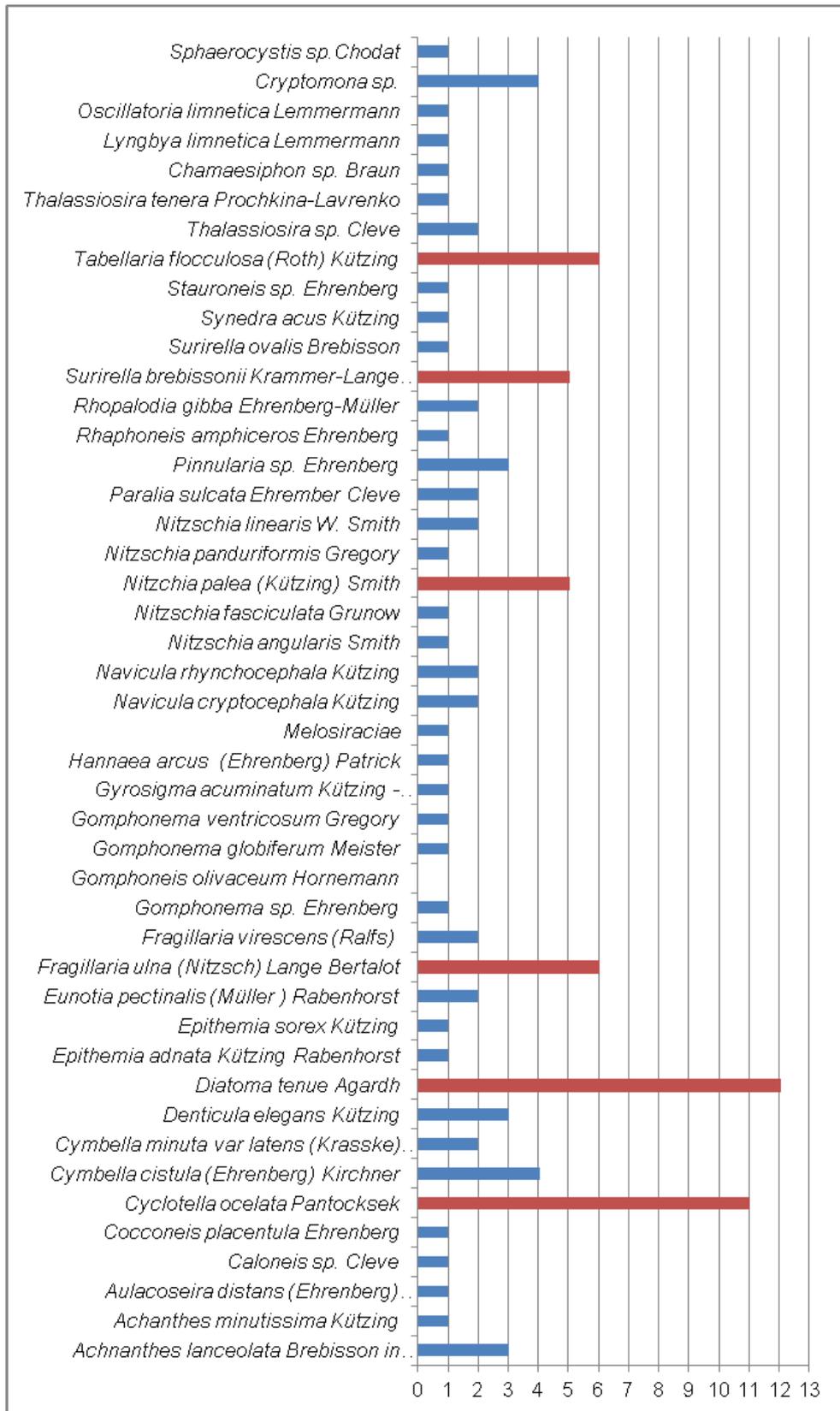


Figura 34. Distribución espacial de especies de la fracción fitoplanctónica.

Del análisis de la comunidad fitoplanctónica, se determina que en general el 21% de las especies son de hábito planctónico propiamente dicho, es decir que viven suspendidos en el agua y carecen de movilidad propia. El 71% restante lo constituyeron especies de hábito bentónico. Estas últimas habitan en el sustrato del río o vegetación sumergida. Las mismas por efecto de la corriente son desprendidas del sustrato, por lo cual se las halla en la columna de agua. (Figura 35). Y por efecto de la deriva fueron capturadas en la columna de agua en el momento de la toma de muestras.

Como puede apreciarse en la Figura 44, en algunos sitios como La Leona, SC7, SC10, Río Chico y PQ13, dominaron especies bentónicas.



Figura 35. Proporción de especies planctónicas y bentónicas presentes en la fracción fitoplanctónica del río Santa Cruz. Noviembre 2016.

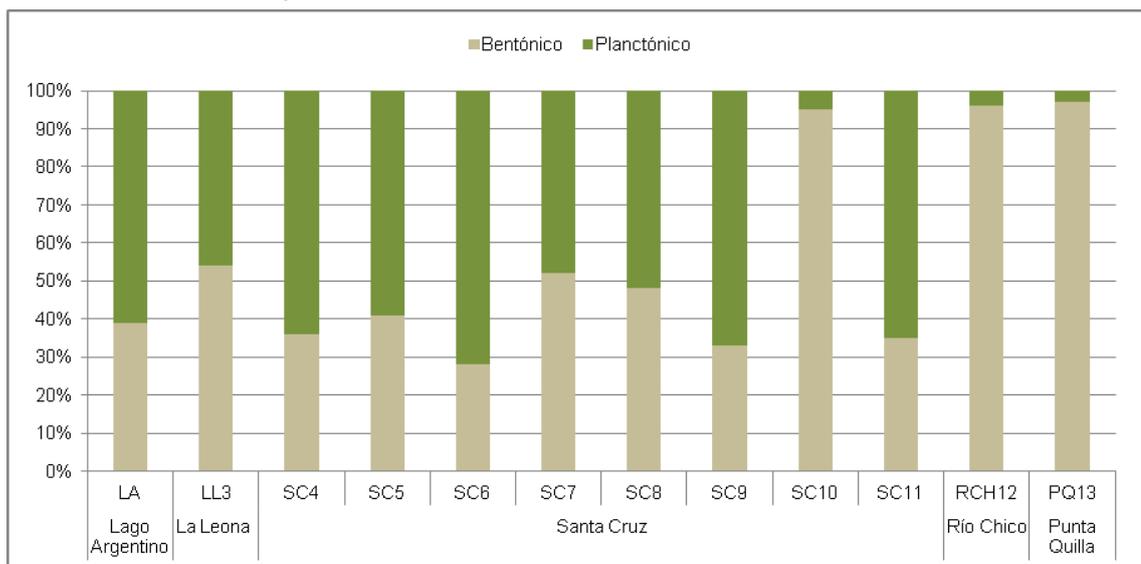


Figura 36. Proporción de especies planctónicas y bentónicas presentes en la fracción fitoplanctónica en cada sitio de monitoreo, río Santa Cruz. Noviembre 2016.

En lago Argentino hasta el sitio SC9 (ruta 3) y en el Río Chico, la comunidad fitoplanctónica se encuentra constituida por especies 100% de agua dulce. En SC10 (aguas abajo planta de tratamiento de la ciudad de Piedrabuena) y en SC11 (desembocadura río Santa Cruz), las comunidades presentan organismos adaptados al agua salobre, en proporción de 90 y 41% respectivamente. En el río Chico el 9% de las especies también corresponde a esa característica. Este aspecto indica la influencia de flujos horizontales desde el mar sobre estos sitios, los cuales se encuentran dentro del área del estuario.

En el sitio PQ13 todas las especies identificadas son propias de ambientes salobres - marinos (Figura 37).

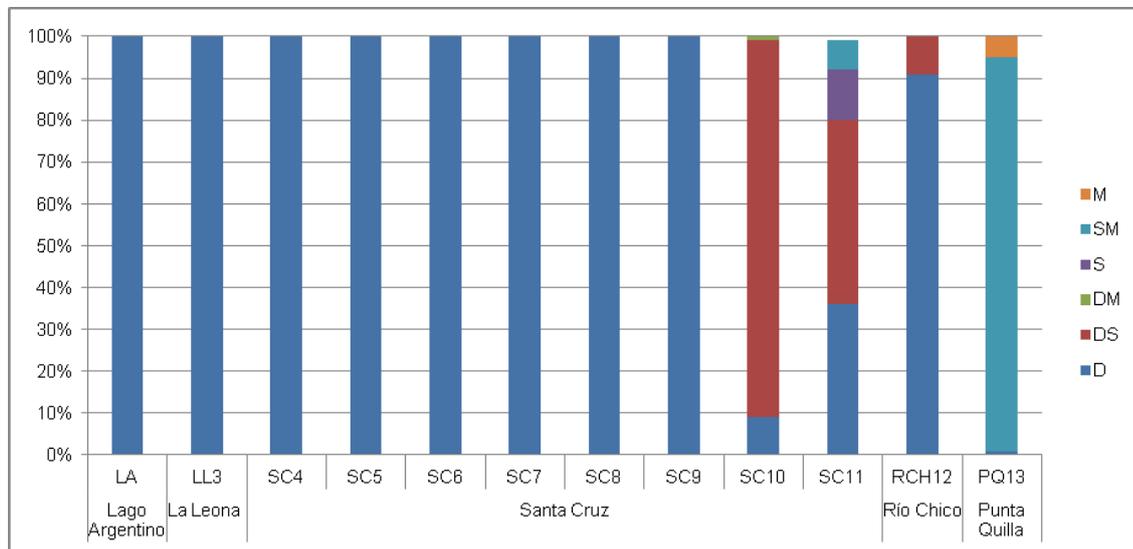


Figura 37. Proporción de especies según concentración de sales.

M: Marino. **SM:** Salobre-Marino **S:** Salobre **DM:** Dulce- Marino **DS:** Dulce Salobre **D:** Dulce

Esta diversidad de hábitats se confirma con el análisis de disimilitud Bray-Curtis calculado sobre los datos cuantitativos, lo diferencias taxonómicas entre los sitios analizados. (Figura 38). En el mismo, se observan dos grupos. Uno de ellos constituido por los sitios con características salobres. El segundo grupo por aquellos sitios donde las especies son de agua dulce.

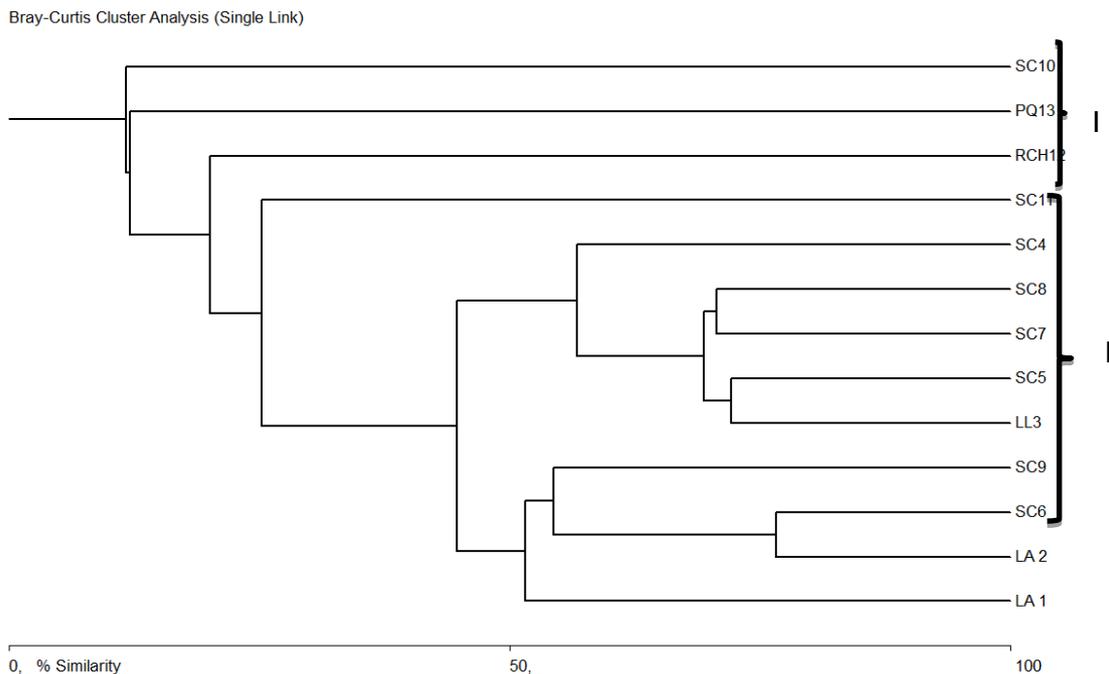


Figura 38. Análisis de disimilitud según abundancia de especies de fitoplancton.

Con respecto a la riqueza de especies la misma fue variable entre los sitios analizados. La mayor riqueza específica (13) se presentó en el río Chico y en lago Argentino (LA1).

En el sitio próximo a El Calafate del lago argentino (LA1) el número de especies fue de 13, seguido por SC9 (ruta 3) y SC11 (desembocadura) con 12 taxa. En SC 10 la riqueza fue de 8 taxa. En los restantes sitios del río Santa Cruz osciló entre 3, 4, 5 y 6 especies. El río La Leona constituyó el sitio con el menor número de especies (3)

Asimismo, la densidad algal fue variable con las mayores densidades en ruta 3 (SC9) con 9620 cél/ml, seguido por SC11 (desembocadura) con 7360 cél/ml, SC10 con 4800 cél/ml y SC6 con 4060 cél/ml.

La menor densidad registrada se presentó en SC5 con 640 cél/ml.

En el lago Argentino la densidad algal fue mayor en la estación LA1 con 6900 cél/ml. Mientras que próximo a la desembocadura (LA2) la densidad descendió a 3140 cél/ml (Figura 39).

Esta variación puede deberse a las condiciones hidráulicas (comienzo de la potamofase) e influencia del viento en los momentos del monitoreo, lo que puede comprobarse con la

continuidad de los estudios y complementación de los mismos con la información hidrométrica para este momento considerado.

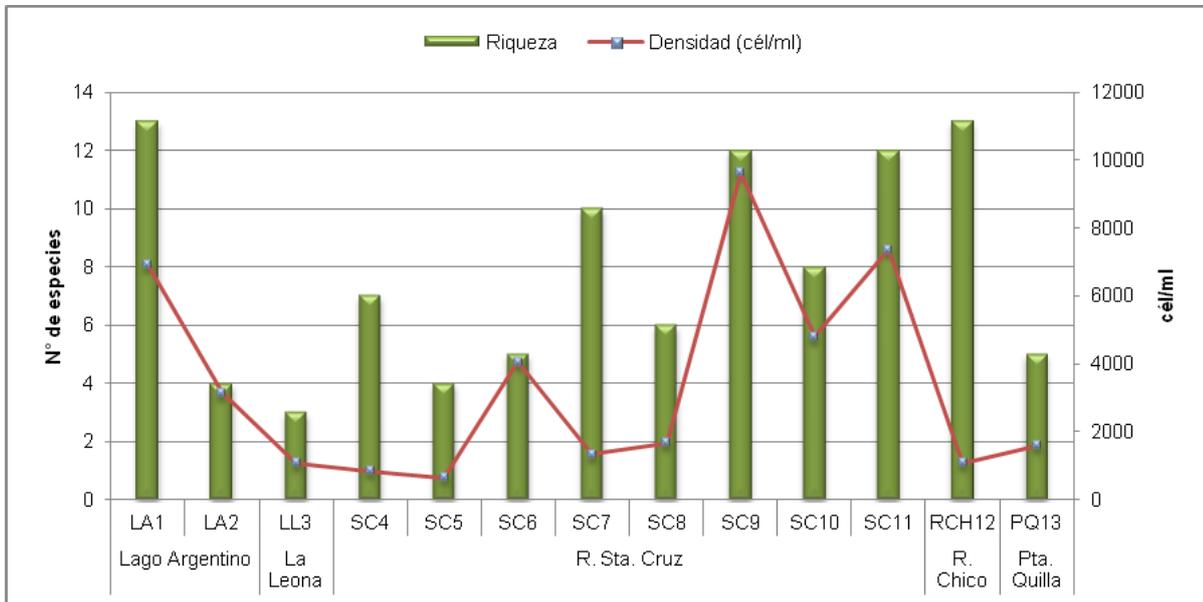


Figura 39. Riqueza de especies y densidad celular de la fracción fitoplanctónica, Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

Según la riqueza de especies y densidad por sitio de monitoreo, las comunidades correspondientes a LA1, SC4, SC7, SC9, SC11 y RCH12 se registran diversas con un promedio de 1.43 nat. Se registra dominancia de especies en PQ13 ($\lambda = 0.9$), SC10 ($\lambda = 0.8$), LA 2 ($\lambda = 0.7$) y SC6 ($\lambda = 0.6$),

En Punta Quilla la dominancia está dada por la diatomea *Paralia sulcata* (bentónica, salobre marina). En SC10 por la cianófita *Planktoyngbya limnetica* (especie planctónica de agua dulce). En LA2 y SC6 por la diatomea planctónica *Cyclotella ocelata*.

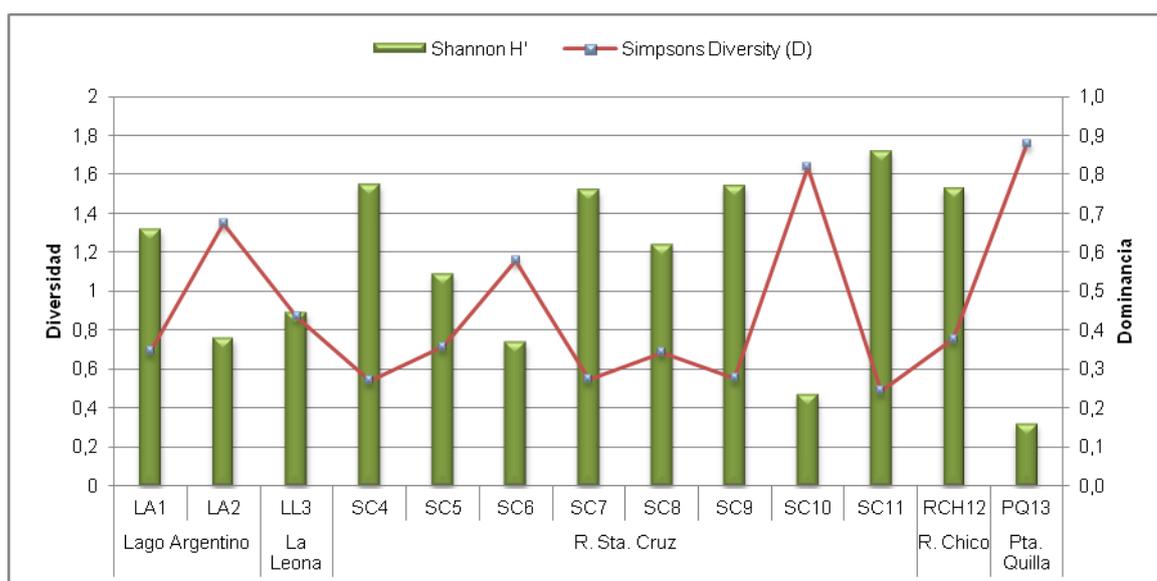


Figura 40. Diversidad y Dominancia de especies de la fracción fitoplanctónica, Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016.

4.2.8.7.2.9 Fitobentos

En la comunidad fitobentónica, se describió un total de 82 especies, con dominancia de diatomeas (79%), seguidas por clorofíceas (13%), cianofíceas (6%) y 1% de euglenofíceas.

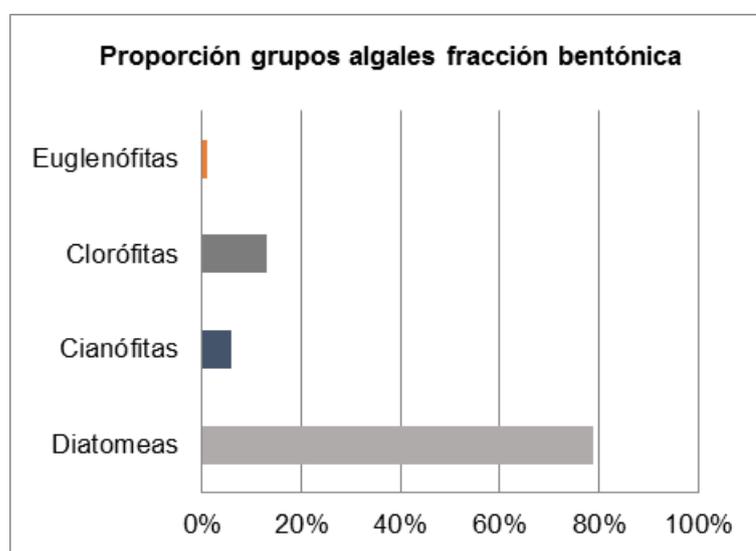


Figura 41. Proporción de grupos algales de la fracción fitobentónica de la Cuenca del Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Teniendo en cuenta cada sitio analizado, en el río La Leona (LL3), SC9 (ruta 3) y en el río Chico, la proporción de algas cianofíceas fue alta. Este grupo también estuvo presente en SC4, SC5 SC8 y SC7 en menor proporción. Las diatomeas registraron mayor proporción en

todos los sitios, excepto en donde lo hicieron las cianófitas. Las algas verdes se registraron en baja proporción en La Leona, río Santa Cruz (SC7, SC8, SC10, SC11) y en río Chico (Figura 50).

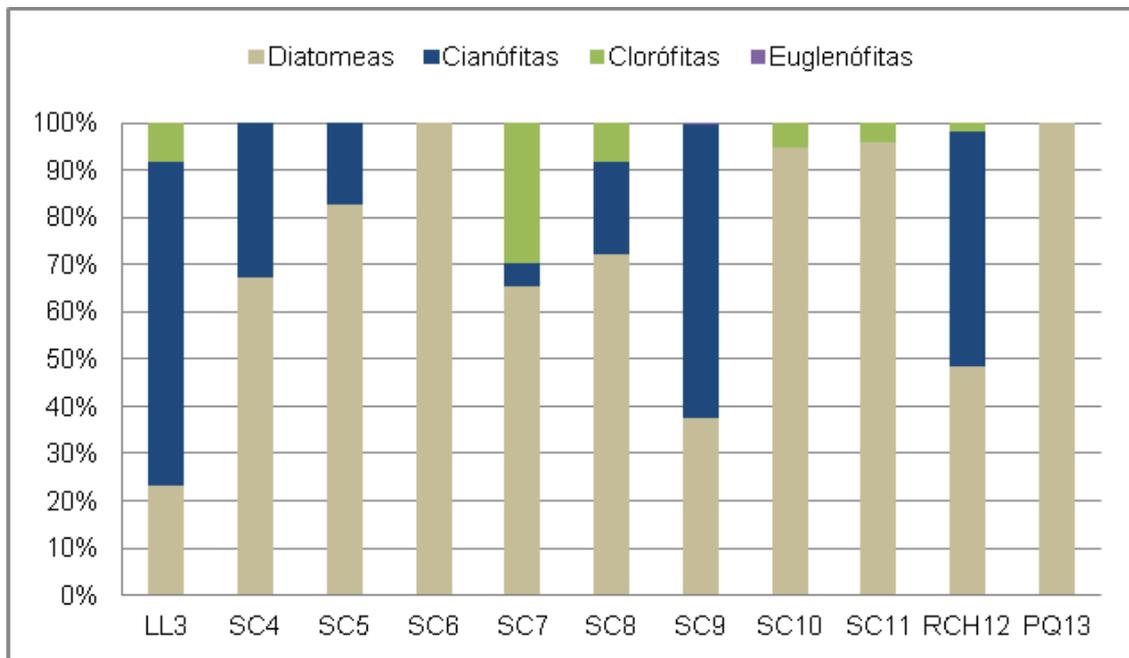


Figura 42. Proporción de grupos algales de la fracción fitobentónica en cada sitio de monitoreo. Cuenca del río Santa Cruz. Noviembre 2016

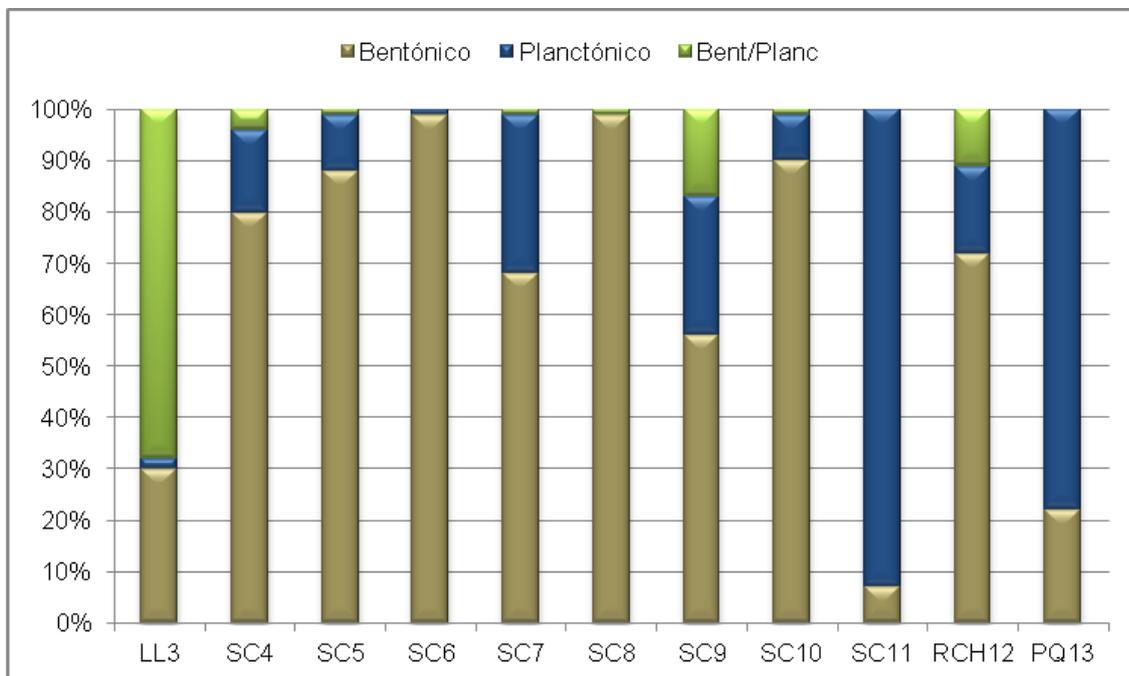


Figura 43. Proporción de algas de la fracción bentónica según hábito de vida. Cuenca del río Santa Cruz. Noviembre 2016

Teniendo en cuenta el tipo de sustrato donde fueron obtenidas las muestras epilíton (sobre rocas), episámon (sobre arena), epipelón (sobre arcilla) y epifíton (sobre vegetación sumergida), la mayor colonización por especies bentónicas se presentó en el epifíton (87%) y 6% en la combinación de epilíton /epipelón (piedras y arcilla) (Figura 52).

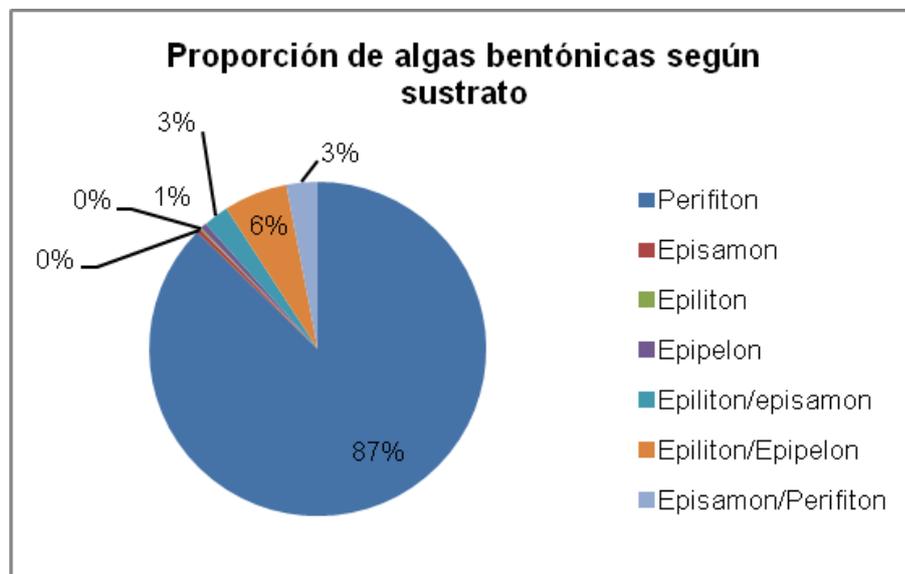


Figura 44. Proporción de algas de la fracción bentónicas según tipo de sustrato.

En general las algas presentes son dulceacuícolas excepto en La Leona donde hay alta proporción de algas adaptadas a un amplio rango de concentración de sales (eurihalinas). En la desembocadura, al igual que en la fracción fitoplanctónica la comunidad incorpora especies salobres y /o marinas. En Punta Quilla como es de esperar se identificó mayor proporción de especies marinas. (Figura 53).

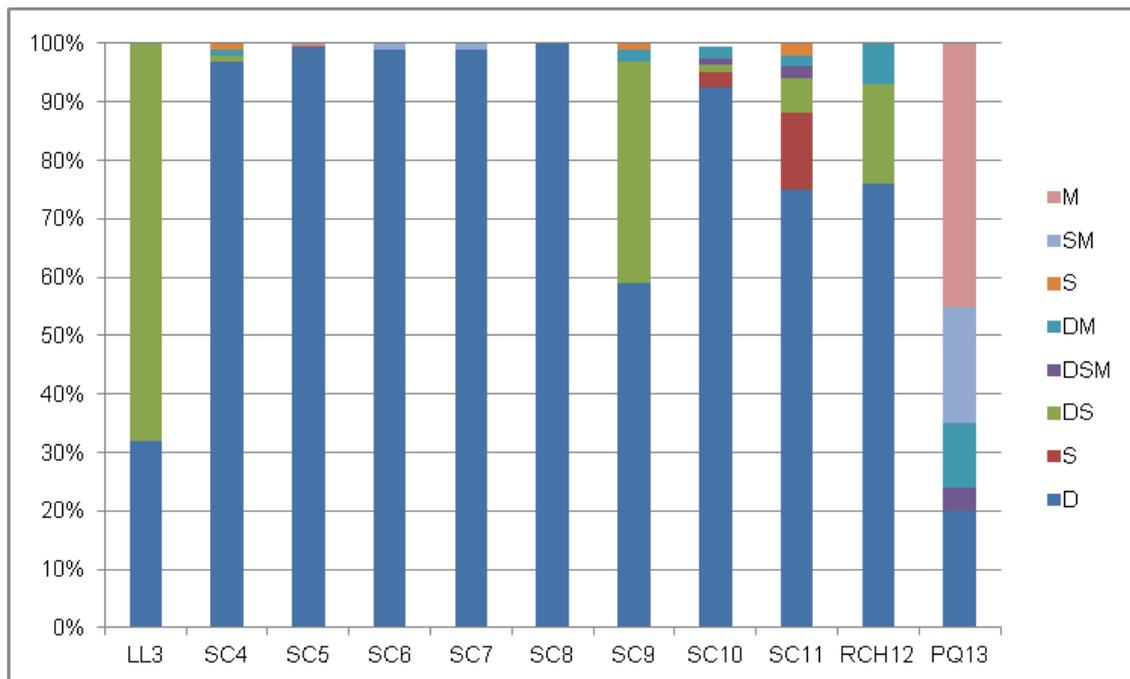


Figura 45. Proporción de especies según concentración de sales.

M: Marino. **SM:** Salobre-Marino **S:** Salobre **DM:** Dulce- Marino **DS:** Dulce Salobre **D:** Dulce

El análisis de disimilitud Bray – Curtis realizado sobre la frecuencia relativa de las abundancias de especies, el dendrograma determina dos grupos: Los sitios que presentan especies adaptadas a ambientes salobres (SC11 y PQ13). Y el segundo grupo por especies de agua dulce, pero, con mayor distancia euclídeana la comunidad correspondiente a La Leona, la cual se encuentra constituida por especies dulceacuícolas y eurihalinas (Figura 46).

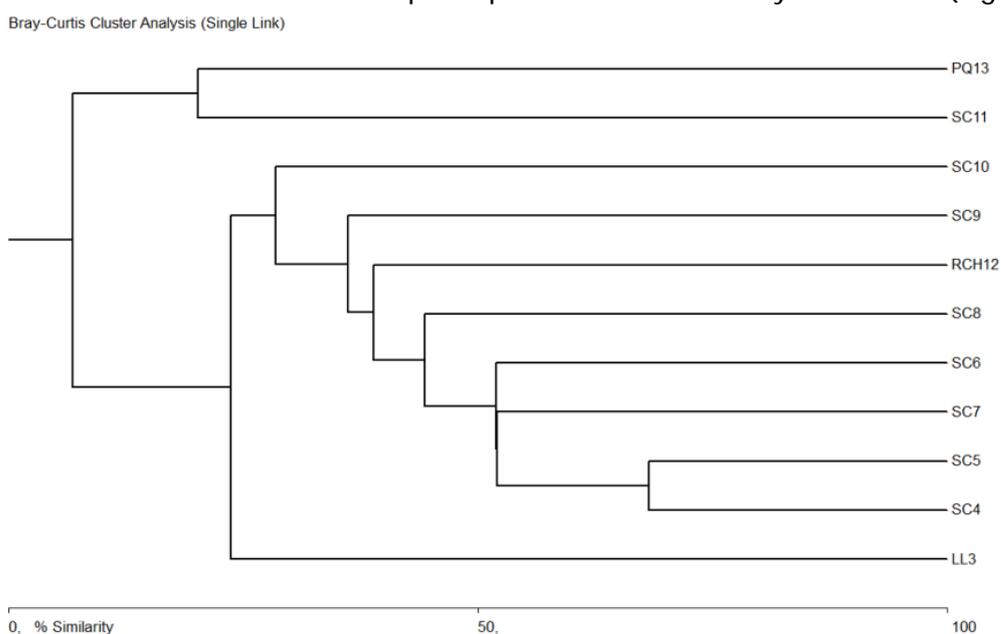


Figura 46. Figura e6: Análisis de disimilitud según abundancia de especies de fitoplancton.

Se destacan algunas especies por su mayor distribución espacial (>50%) teniendo en cuenta los 11 sitios analizados (Figura 55).

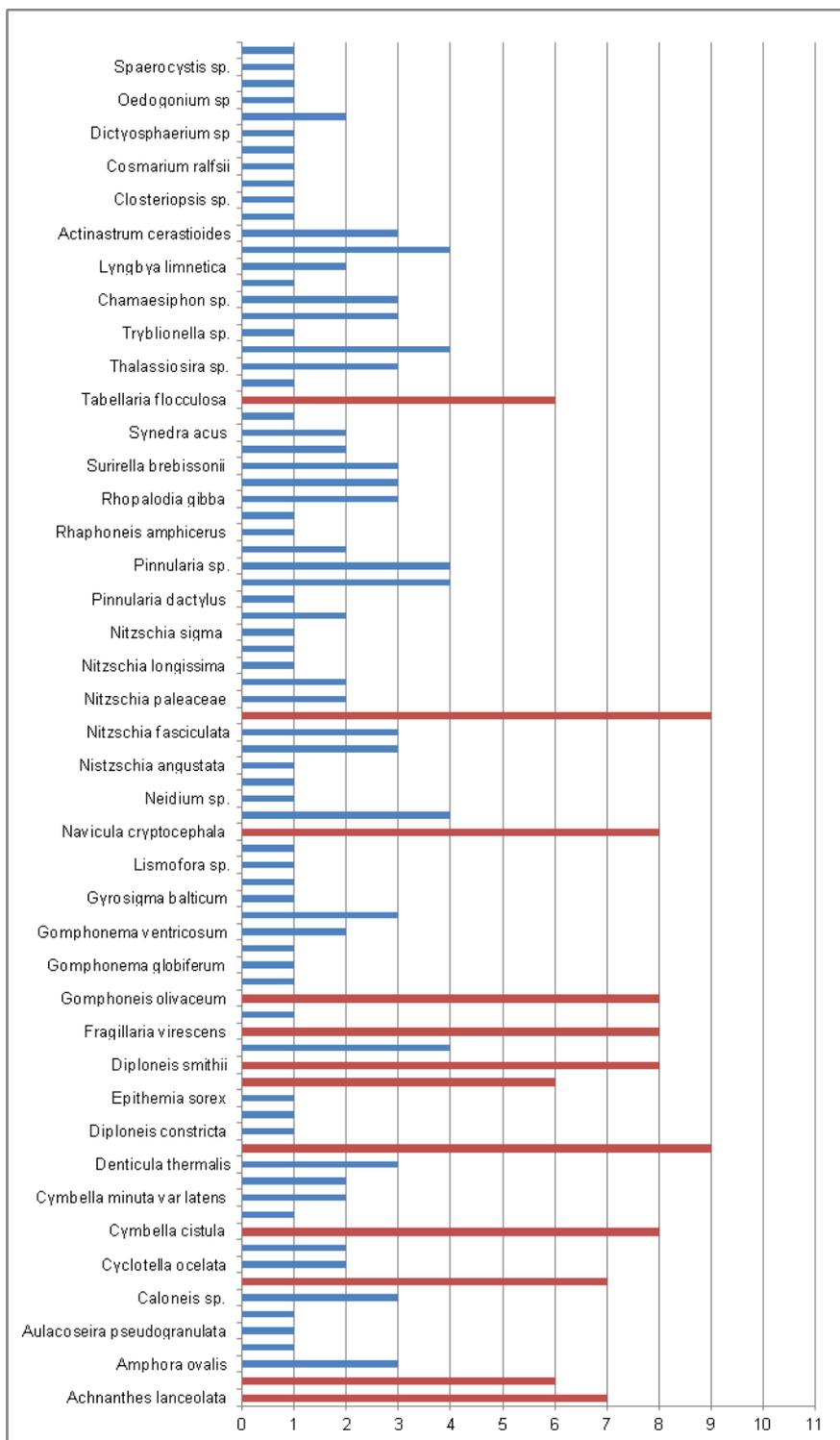


Figura 47. Frecuencia espacial de las especies identificadas en la fracción fitobentónica. Cuenca río Santa Cruz. Noviembre 2016.

Nitzschia palea y *Diatoma tenue* presentes en 9 sitios

Navicula cryptocephala, *Fragilaria virescens*, *Gomphoneis olivaceum*, *Diploneis smithii* y *Cymbella minuta* se registraron en 8 sitios.

Coconeis placentula y *Achnanthes lanceolata* en 7 sitios.

Tabellaria flocculosa, *Eunotia pectinalis* y *Achnanthes minutissima* en 6 sitios.

Las restantes especies presentaron distribución más restringida.

Navicula cryptocephala, *Gomphoneis olivaceum*, *Diploneis smithii*, *Coconeis placentula* han sido identificadas en lagos y lagunas del sur de la Provincia de Santa Cruz de aguas alcalinas y baja conductividad, (Maidana et al, 2005).

Teniendo en cuenta las especies que se identificaron en más de dos sitios de monitoreo, en general todas son cosmopolitas, con diferentes niveles de tolerancia a la falta de caudal, pH, concentración de sales, de materia orgánica y de nutrientes, (Lowe, 1974, Segura García et al, 2011, ID-TAX).

En la Tabla 10, se presentan características de algunas de las especies con alta frecuencia espacial en la Cuenca del Río Santa Cruz, (Lowe, 1974, Segura García et al, 2011, ID-TAX).

Tabla 9. Autoecología de algunas de las especies presentes en alta frecuencia en el área de estudio. Noviembre 2016

	Hábito de vida	Tipo de agua	pH	Salinidad	Contenido de Materia Orgánica	Carga nutrientes	Tolerancia sequía
<i>Nitzschia palea</i>	Planctónica	Dulceacuícola	Neutrófila	Eurihalobia	Polisapróbila	Hipereutrófila	Subaérea
<i>Diatoma tenue</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalifila	Halófila	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
<i>Navicula cryptocephala</i>	Planctónica	Dulceacuícola	Neutrófila		Mesosapróbila	Eutrófila	
<i>Gomphoneis olivaceum</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalibionte	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
<i>Fragilaria virescens</i>	Planctónica	Dulceacuícola	Neutrófila	Halófoba	Oligosapróbila		
<i>Diploneis smithii</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalifila	Eurihalobia	Mesosapróbila		Subaérea
<i>Cymbella cistula</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalifila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
<i>Coconeis placentula</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalifila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	
<i>Achnanthes</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalifila	Eurihalobia	Oligosapróbila		

	Hábito de vida	Tipo de agua	pH	Salinidad	Contenido de Materia Orgánica	Carga nutrientes	Tolerancia sequía
<i>lanceolata</i>							
<i>Tabellaria flocculosa</i>	Béntica	Dulceacuícola	Acidófila		Mesosapróbila	Mesotrófila	Subaérea
<i>Eunotia pectinalis</i>	Béntica	Dulceacuícola	Acidófila	Halófoba	Oligosapróbila Mesosapróbila	Oligotrófila- Eutrófila	
<i>Achnanthes minutissima</i>	Planctónica	Dulceacuícola	Neutrófila	Eurihalobia	Mesosapróbila		Subaérea
<i>Surirella angusta</i>	Béntica		Acidófila		Oligosapróbila	Oligotrófila	
<i>Surirella brebissonii</i>	Béntica		Alcalífila	Halófoba		Eutrófila	
<i>Rhopalodia gibba</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalibionte		Mesosapróbila	Eutrófila	Subaérea
<i>Pinnularia microstaurum</i>	Béntica	Dulceacuícola	Neutrófila		Mesosapróbila		Subaérea
<i>Navicula rhynchocephala</i>	Planctónica	Dulceacuícola	Alcalífila	Eurihalobia	Mesosapróbila		
<i>Fragilaria ulna</i>	Béntica	Dulceacuícola	Alcalífila	Eurihalobia	Mesosapróbila		
<i>Amphora ovalis</i>	Planctónica	Dulceacuícola	Alcalífila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta

ACUÁTICA ESTRUCTA: Taxón que vive exclusivamente en ecosistemas acuático.

SUBAÉREA: Taxón que soporta periodos prolongados de sequedad

NEUTRÓFILA: Taxón que vive preferentemente en aguas neutras

ALCALÍFILA: Taxón que vive preferentemente en aguas alcalinas

ALCALIBIONTE: Taxón que vive exclusivamente es aguas alcalinas

ACIDÓFILA: Taxón que vive preferentemente en aguas ácidas

EURIHALOBIA: Taxón que vive en aguas con alto o bajo contenido de sales

HALÓFILA: Taxón que vive preferentemente en aguas con alto contenido de sales

HALÓFOBA: Taxón que vive preferentemente en aguas con bajo contenido de sales

OLIGOSAPRÓBILA: Taxón que vive preferentemente bajo condiciones oligo-mesosapróbicas (contenido bajo-moderado en materia orgánica)

MESOSAPRÓBILA: Taxón que vive preferentemente bajo condiciones mesosapróbicas (contenido moderado en materia orgánica)

POLISAPRÓBILA: Taxón que vive preferentemente bajo condiciones con alta degradación de materia orgánica y bajo a nulo contenido de oxígeno

HIPEREUTRÓFILA: Taxón que vive preferentemente bajo condiciones hipereutróficas (contenido alto en nutrientes)

EUTRÓFILA: Taxón que vive preferentemente bajo condiciones eutróficas (contenido alto en nutrientes)

OLIGOTRÓFILA: Taxón que vive preferentemente bajo condiciones oligotróficas (contenido bajo en nutrientes)

La mayoría de las especies con mayor frecuencia espacial son de hábito bentónico y de aguas dulces.

En general las especies son propias de ambientes con aguas neutras a alcalina, y toleran amplios rangos de Conductividad Eléctrica.

La riqueza de especies fue variable entre los sitios de monitoreo, entre 10 y 31 taxa. Con el mayor valor registrado en el río Santa Cruz en ruta 3 (SC9). En SC4, SC5, SC7 el número de taxa fue de 24 a 25 especies. Descendiendo en SC10 y SC11 (19 y 20 especies respectivamente). En los sitios de aguas arriba y aguas abajo del eje JC, se registró la menor riqueza (10 y 11 especies). En el Río La Leona la comunidad presentó 19 especies. Río Chico 25 y PQ13 9, (Figura 48; Anexo IV - Mapa 2 Riqueza taxonomica).

En general la densidad fue inferior a 10000 cél/ cm². Con los menores valores en SC6 y SC8 (donde también la riqueza fue baja) con 695 y 291 cél/m² respectivamente. Esto puede deberse a las características hidrológicas en estos sitios, donde la velocidad de corriente no permiten el asentamiento de una comunidad diversa. En el río La Leona la comunidad presentó la mayor densidad registrada, con 47911 cél/cm², (Figura 47).

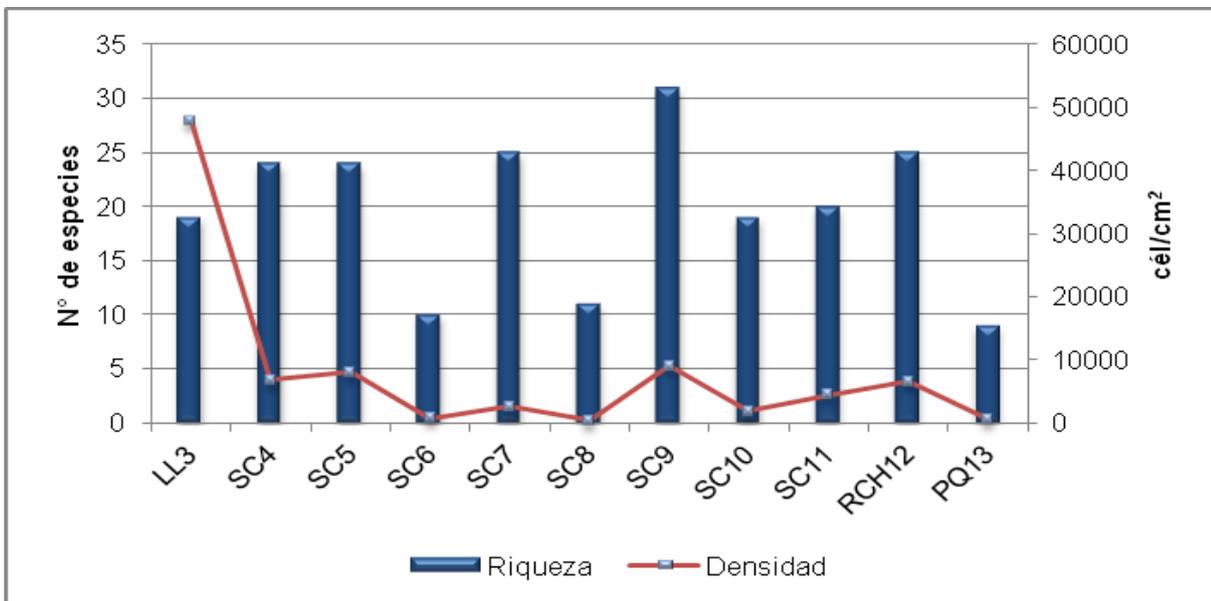


Figura 48. Figura e8: Riqueza de especies y densidad de algas de la fracción fitobentónica. Noviembre 2016.

Las comunidades más diversas fueron las correspondientes a los sitios del Río Chico y Río Santa Cruz ($H' \geq 1.8$), excepto en SC10 y SC11 ($H' = 1.3$ nats), al igual que el Río La Leona

donde se registró la menor diversidad ($H' = 1.04$ nats). Estas tres comunidades además de registrar la menor diversidad presentaron dominancia de especies (Figura 49; Anexo IV - Mapa 3 Diversidad).

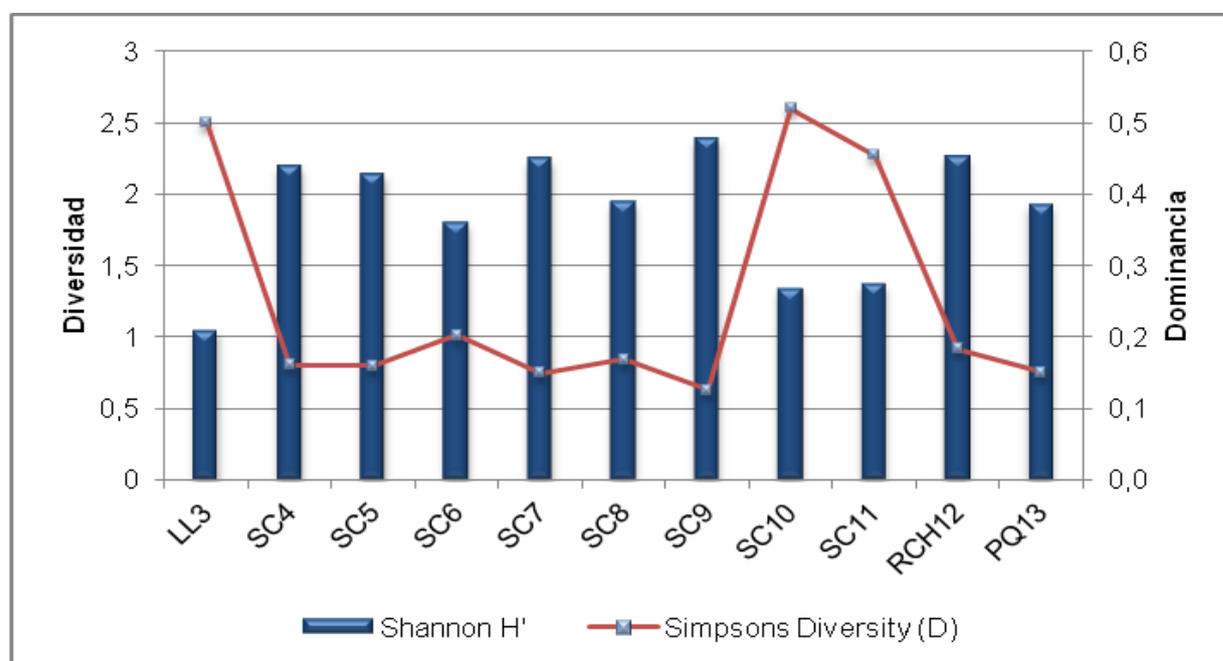


Figura 49. Figura e9: Diversidad y Dominancia de especies de las comunidades fitobentónicas. Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

En el Río La Leona (LL3) la dominancia es debida a la cianoficea *Anabaena torulosa*, la cual es fijadora de Nitrógeno. En SC10 por la diatomea colonial *Eunotia pectinalis*. Y en SC 11 por la diatomea *Aulacoseira distans*.

4.2.8.7.2.10 Zooplancton

Se identificaron 16 especies: cinco amebas tecadas, un ciliado, seis rotíferos, un tardigrado, dos copépodos y un cladóceros (Tabla 11). Se hallaron representantes típicos de la comunidad planctónica, así como también organismos ticooplanctónicos que en forma esporádica se hallan en la columna de agua y que provienen de zonas litorales y del sedimento.

Los organismos registrados son cosmopolitas o con amplia distribución. El rotífero *Notholca labis* es estenotermo del frío, desarrollándose en ambientes con temperaturas menores a los 15 °C mientras que los otros taxa no muestran preferencia por un determinado rango térmico. Todos se registran habitualmente en ambientes típicamente dulceacuícolas.

En la muestra tomada en Pta. Quilla se observó la presencia de organismos (foraminíferos, ciertas diatomeas) que requieren elevada salinidad como la registrada en este punto de muestreo.

La riqueza específica fue escasa en la mayoría de los sitios de muestreo, con un máximo de nueve especies en la muestra correspondiente al Río Chico (Figura 58, Anexo IV - Mapa 2 Riqueza taxonómica).

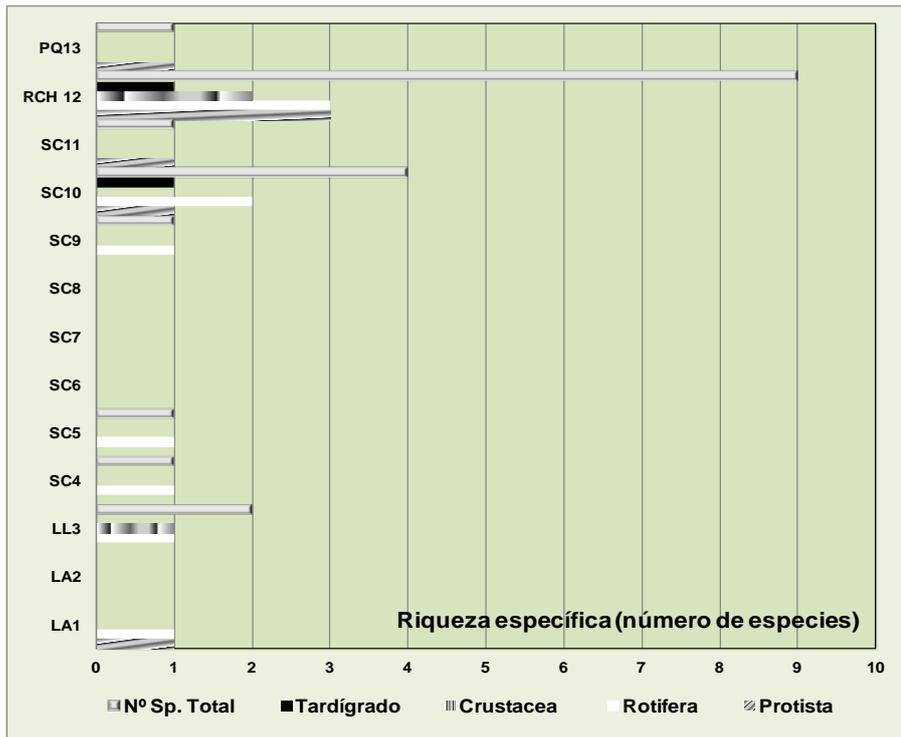


Figura 50. Variación espacial de la riqueza específica del zooplancton. Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Las muestras LA2, SC6, SC7 y SC8 no registraron individuos por lo que serán excluidas de los análisis.

Los protistas (amebas y ciliados) estuvieron ausentes en SC5, SC9, LL3 y SC4. En la muestra SC11 fueron los únicos representantes (un ciliado). Los rotíferos resultaron ausentes solo en dos muestras (Pta. Quilla 13 y SC11) mientras que fueron los únicos representantes del zooplancton en SC9 (Fig. 1). Los crustáceos fueron registrados en SC5, RCH 12, Pta. Quilla 13, LL3 y SC4. La presencia de tardígrados correspondió a las muestras RCH 12 y SC10 (en ambas ocasiones por una especie del género *Hypsibius*).

La abundancia total del zooplancton fue muy escasa en todos los sitios de muestreo (Figura 51, Tabla 11), con la mayor densidad registrada en la comunidad correspondiente a RCH 12, con 64 ind/L.

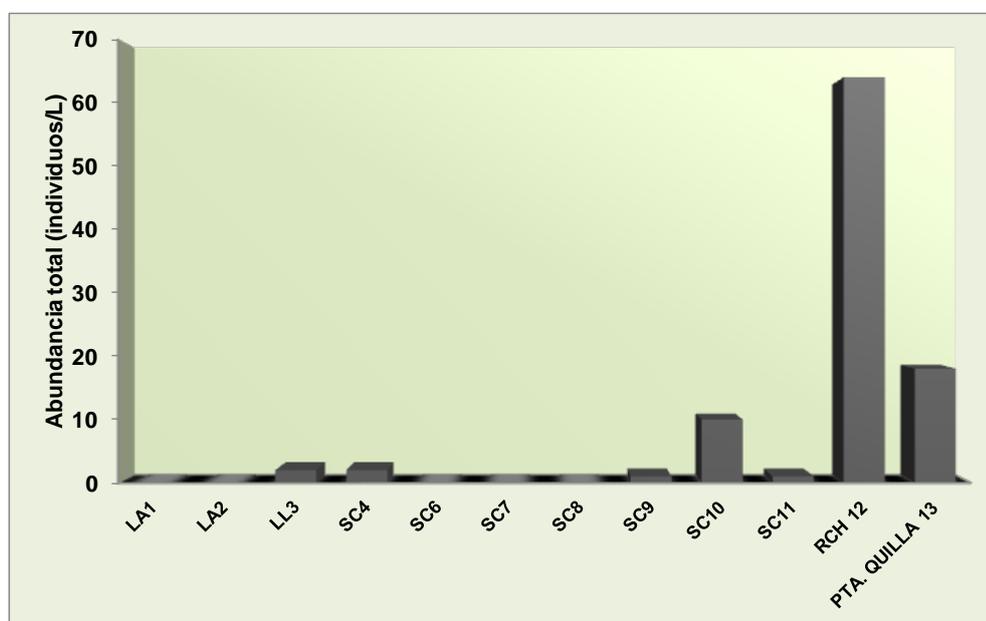


Figura 51. Variación espacial de la abundancia total zooplanctónica. Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Tabla 10. Composición específica y abundancia del zooplancton. Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

	lago	La	Río Santa Cruz									Río	Punta
	Argentino		Leona	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11	Chico	Quilla
	LA1	LA2	LL3	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11	RCH12	PQ13
PROTISTA													
<i>Amoebozoa</i>													
<i>Arcella hemisphaerica</i>												16,0	
<i>Centropyxis ecornis</i>										2,0			10,0
<i>Cyclopyxis kahli</i>	0,4												
<i>Diffugia gramen</i>												4,0	
<i>Diffugia constricta</i>												4,0	
<i>Ciliophora</i>													
<i>Ciliado sp. 1</i>											1,0		
ROTIFERA													
<i>Asplanchna sp.</i>												4,0	
<i>Bdelloideo sp.</i>			1,0						1,0	4,0		4,0	
<i>Lecane monostyla</i>				1,0						2,0			
<i>Keratella cochlearis</i>	0,1												

	lago		La	Río Santa Cruz								Río	Punta
	Argentino		Leona	SC4	SC5	SC6	SC7	SC8	SC9	SC10	SC11	Chico	Quilla
	LA1	LA2	LL3									RCH12	PQ13
<i>Cephalodella sp.</i>												4,0	
<i>Notholca labis</i>					1,0								
ARTHROPODA													
<i>Crustacea</i>													
<i>Branchiopoda</i>													
<i>Macrothrix sp.</i>												4,0	
<i>Maxillopoda</i>													
<i>Copepodito Calanoideo</i>													4,0
<i>Copepodito harpacticoideo</i>					1,0							4,0	
<i>Larva nauplii</i>				1,0									
<i>Naupli Harpacticoida</i>												4,0	4,0
<i>Harpacticoida</i>												12,0	
<i>Notodiaptomus sp.</i>			1,0										
<i>Tardigrada</i>													
<i>Hypsibius sp.</i>										2,0		4,0	
<i>Densidad (indiv./m³)</i>	0,5	0,0	2,0	2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	10,0	1,0	64,0	18,0

Los protistas fueron dominantes numéricamente en el lago Argentino (LA1), PQ13 y SC11, mientras que codominaron en RCH 12 junto a los crustáceos. Los rotíferos predominaron en SC9 y SC10, mientras que fueron codominantes en SC5, LL3 y SC4 con los crustáceos. Los tardígrados se constituyeron como codominantes en SC10 y RCH12, (Figura 52).

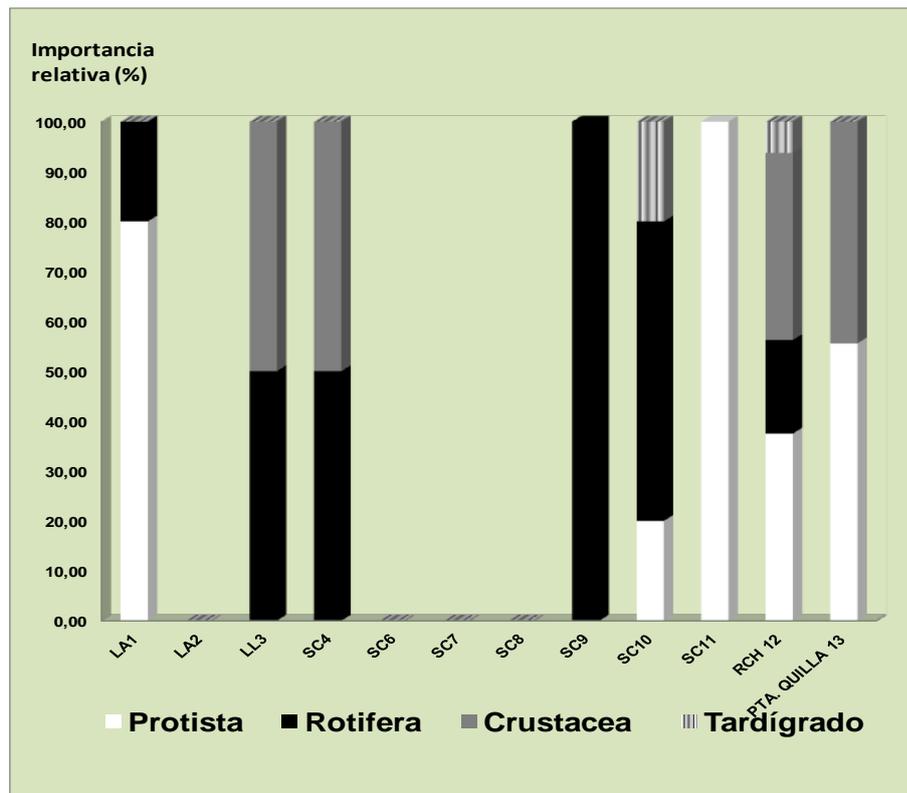


Figura 52. Variación espacial de la importancia relativa de los grupos zooplanctónicos.
Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Los índices de diversidad específica fueron calculados para aquellas muestras en que la riqueza específica fue mayor a uno, por lo que su análisis se efectuó en seis de las once muestras. Los valores de los índices de diversidad específica fueron bajos debido al escaso número de especies y abundancia de las mismas, excepto en RCH2 donde $H' = 2.22$ nats. Los valores de equitabilidad son altos e incluso máximos (en tres sitios) debido a que el valor de abundancia de las especies es muy similar (Figura 53; Anexo IV - Mapa 3 Diversidad).

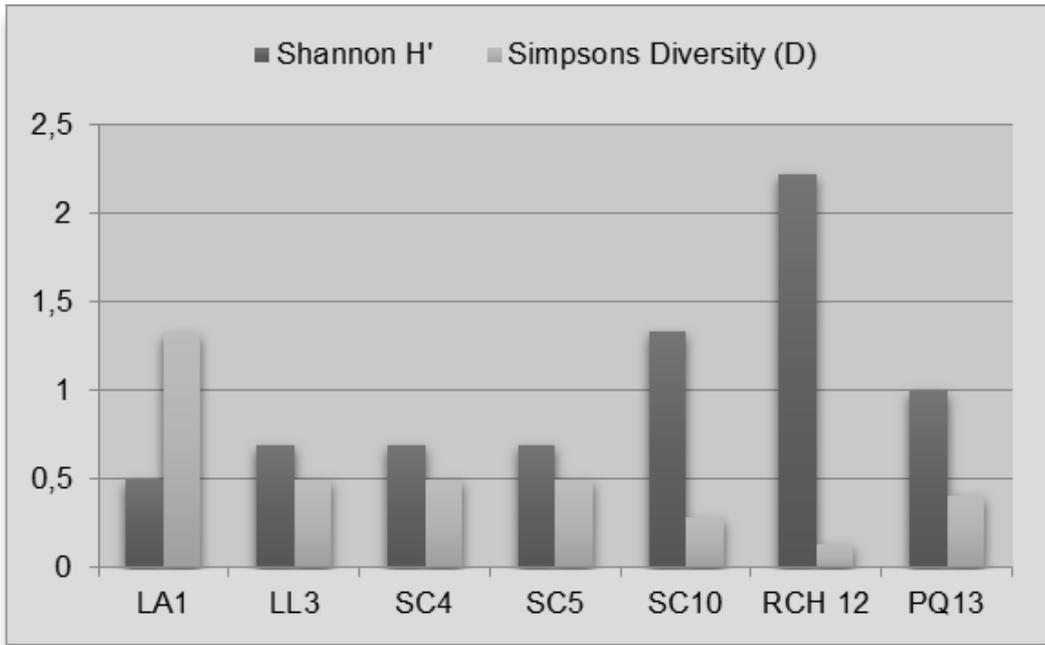
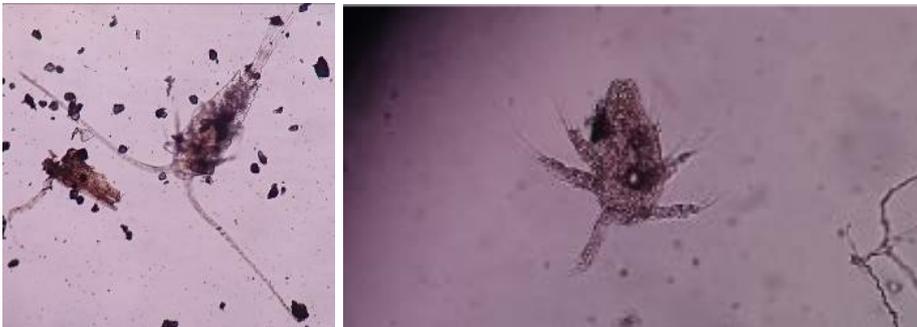


Figura 53. Variación espacial de los valores de los índices de diversidad y equitabilidad del zooplancton. Cuenca Río Santa Cruz. Noviembre 2016

Algunos taxa registrados (sin relación de tamaño entre imágenes)



Hembra de *Notodiaptomus* sp. Larva nauplius



Notholca labis *Centropyxis eornis*



Hypsibius sp. Macrothrix sp.



Harpaticoideo

4.2.8.7.2.11 Macroinvertebrados

La comunidad de macroinvertebrados acuáticos estuvo representada por 43 taxones, pertenecientes a 26 familias. Los insectos de orden Diptera, con 15 taxones constituyeron el grupo mejor representado, luego siguieron Annelida y Ephemeroptera con 7 y 4 taxones respectivamente (Figura 54, Anexo IV - Mapa 2 Riqueza taxonómica). Estos resultados son similares a los documentados por Tagliaferro y otros (2013), quienes en un relevamiento del río Santa Cruz determinaron 38 taxones, y muy superiores a los encontrados en la Línea de Base Ambiental del Estudio de Impacto Ambiental aprovechamientos hidroeléctricos del Río Santa Cruz (Serman & asociados s.a., 2015 para Represas Patagonia), quienes reportaron sólo 14 taxones.

En tanto a la abundancia relativa porcentual, también Diptera y Annelida fueron los taxones dominantes con 32% y 22% respectivamente. Dentro de estos grupos se destacaron por su abundancia los dípteros de la familia Chironomidae y en los segundos los oligoquetos de las familias Naididae y Haplotaxidae, resultados similares a los registrados en el EIA del proyecto original (Serman & asociados s.a., 2015 para Represas Patagonia). Otros grupos destacados fueron Mollusca, Ephemeroptera y Crustacea con valores que oscilaron entre 12% y 10% (Figura 54).

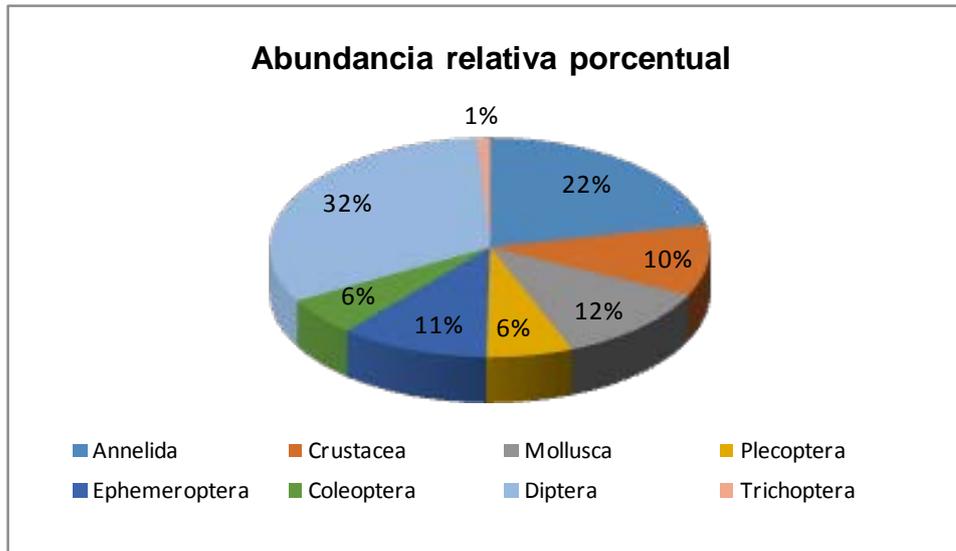


Figura 54. Abundancia relativa porcentual de los principales taxones de macroinvertebrados. Noviembre de 2016.

Los taxones con mayor frecuencia de aparición en los sitios relevados fueron *Lumbriculus variegatus* (Oligochaeta), *Hyalella araucana* (Amphipoda) y *Limnoperla jaffueli* (Plecoptera) presentes en el 70% de los sitios (Figura 55). Otros taxones muy frecuentes resultaron ser *Lymnaea viatrix* (Mollusca) y *Meridialaris chiloeensis* (Ephemeroptera), hallados en 6 de los 10 sitios muestreados (60%).

Tabla 11. Abundancia absoluta de macroinvertebrados acuáticos según sitio de muestreo. Noviembre de 2016

Taxón	Familia	Especie		Leona	Santa Cruz								Chico	
				LL3	SC 4	SC 5	SC 6	SC 7	SC 8	SC 9	SC1 0	SC1 1	RCH1 2	
Platyhelminthes	Dugesidae	<i>Girardia sp.</i>	P	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Annelida	Naididae	<i>Naididae sp1</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
		<i>Naididae sp2</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	
	Haplotaxidae	<i>Haplotaxidae sp.</i>	P	2	0	0	0	0	3	1	0	0	3	
	Lumbriculidae	<i>Lumbriculus variegatus</i>	C R	0	0	0	0	1	2	3	8	0	1	
	Naidiae	<i>Limnodrilus sp.</i>	C R	0	1	1	0	0	0	0	0	0	4	
		<i>Tubifex tubifex</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	81	0	0	
	Glossiphoniida	<i>Helobdella sp.</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	

Taxón	Familia	Especie		Leona	Santa Cruz								Chico
				LL3	SC 4	SC 5	SC 6	SC 7	SC 8	SC 9	SC1 0	SC1 1	RCH1 2
	e												
Mollusca	Chillinae	<i>Chillina sp.</i>	R	0	0	0	2	0	0	0	18	5	2
	Lymnaeidae	<i>Lymnaea viatrix</i>	R	0	12	5	9	18	8	3	0	0	0
Crustacea	Photidae	<i>Gammaropsis sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0
	Hyalellidae	<i>Hyalella araucana</i>	C R	5	13	3	4	4	3	0	0	0	8
	Paramunnidae	<i>Paramunnidae sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	0	24	0
Acari	Acari	<i>Acari spp.</i>	P	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Collembola	Collembola	<i>Collembola spp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Plecoptera	Gripopterygidae	<i>Limnoperla jaffueli</i>	R	1	4	4	6	4	9	8	0	0	0
		<i>Antarctoperla michaelseni</i>	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
	Austroperlidae	<i>Klapopteryx kuscheli</i>	F	0	1	0	0	2	1	1	0	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Meridialaris chiloensis</i>	R	5	1	1	1	0	10	4	0	0	0
		<i>Meridialaris diguillina</i>	R	0	7	2	0	5	0	0	0	0	0
	Baetidae	<i>Andesiops ardua</i>	R	33	0	0	1	0	0	0	0	0	4
		<i>Andesiops torrens</i>	R	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	<i>Luchoelmis cecalovici</i>	R	4	4	8	1	1	3	14	0	0	0
	Dytiscidae	<i>Lancetes sp.</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
	Hydrophilidae	<i>Hydrophilidae sp.</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Cailloma sp.</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Atopsyche sp.</i>	P	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydropsychidae	<i>Smicridea dithyra</i>	CF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Diptera	Chironomidae	<i>Parachironomus sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	86	0	0
		<i>Dicrotendipes sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0
		<i>Polypedilum sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
		<i>Paratrichocladius sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	5	22	0	0
		<i>Parametriocnemus sp.</i>	C R	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		<i>Cricotopus sp.</i>	C R	2	0	0	0	0	0	0	0	0	14
		<i>Orthocladinae sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13
		<i>Eukiefferiella sp.</i>	C R	0	0	0	0	0	6	0	0	0	14
		<i>Pentaneura sp.</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
		<i>Alotamypus sp.</i>	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
		Tabanidae	<i>Tabanus sp.</i>	P	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Dolichopopidae	<i>Dolichopopidae</i>	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	

Taxón	Familia	Especie		Leona	Santa Cruz								Chico
				LL3	SC 4	SC 5	SC 6	SC 7	SC 8	SC 9	SC1 0	SC1 1	RCH1 2
			R										
	Tipulidae	<i>Hexatoma sp.</i>	P	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
	Muscidae	<i>Muscidae</i>	P	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0
	Simuliidae	<i>Cnesia sp.</i>	CF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12

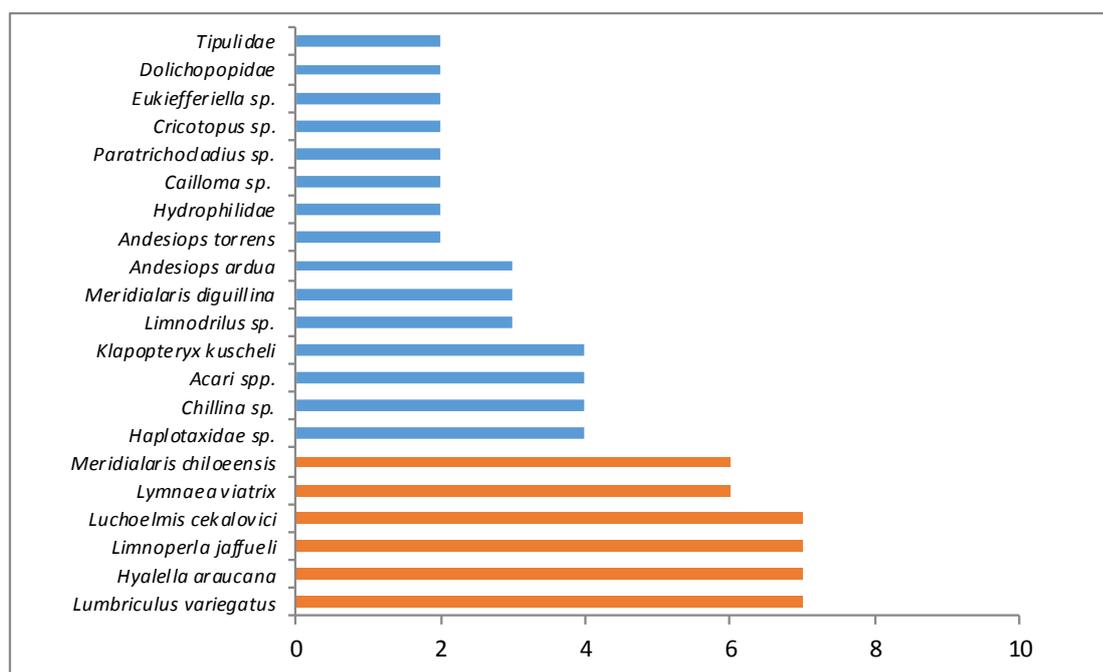


Figura 55. Frecuencia de macroinvertebrados, en rojo taxones con una frecuencia mayor al 50%. Noviembre de 2016.

Los insectos fueron el grupo taxonómico mejor representado en todos los sitios muestreados, salvo SC11, debido a su fuerte influencia marina estuvo dominado por crustáceos (Figura 56).

Dentro de los insectos el orden Ephemeroptera presentó una alta abundancia relativa, cercana a 70 %, en el río La Leona sitio LL3, debido principalmente a la presencia de *Andesiops ardua* (familia Baetidae). En los sitios del río Santa Cruz, donde el orden estuvo presente, su abundancia relativa osciló entre 10 y 20%, con *Meridialaris chiloeensis* (Figura 57) y *Meridialaris diguillina* (familia Leptophlebiidae) como especies dominantes. Las especies de Ephemeroptera encontradas de ambas familias, son típicas de ambientes lóticos de elevada velocidad de la corriente y sustrato pedregoso (Dominguez et al., 2009),

particularmente la familia Leptophlebiidae es indicadora de calidad del agua, debido a que no tolera ambientes con alta carga orgánica y bajos tenores de oxígeno disuelto.

El orden Coleoptera fue otro taxón de insectos que se destacó principalmente en los sitios del río Santa Cruz con valores máximos cercanos al 32% de abundancia relativa en SC4 y SC8. Si bien en el orden se determinaron tres taxones, dos resultaron raras y con baja abundancia, sobresaliendo *Luchoelmis cekalovici* (familia Elmidae) (Figura 57). Las larvas como los adultos de la familia Elmidae viven en aguas corrientes, con alto contenido de oxígeno, pudiendo llegar a ser numerosas (Archangelsky et al., 2009). Se alimentan de algas perifíticas y su ciclo de desarrollo es muy lento, pudiendo llegar a varios años.

Otro orden con importante abundancia relativa fue Plecoptera, que estuvo representado por tres especies presentes en todos los sitios, salvo SC10 y SC11. Dos familias fueron determinadas, Gripopterygidae con *Antarctoperla michaelsoni* y *Limnoperla jaffueli* (Figura 57), particularmente esta última constituyó una de las especies de mayor frecuencia de aparición y Austroperlidae con *Klapopteryx kuscheli*, uno de los macroinvertebrados de mayor talla y biomasa presente en los ríos de la región. Ambas familias son características de ambientes reófilos, de aguas frías y con altos niveles de oxígeno, razón por la cual son consideradas excelentes indicadoras de la calidad del agua.

Finalmente, Diptera constituyó el otro taxón de los insectos destacados por su riqueza y abundancia relativa. Particularmente se observó un aumento de la densidad hacia aguas abajo sobre el río Santa Cruz (Figura 56), con valores máximos SC8 (23%) y en SC10 (47%). Este último sitio localizado aguas abajo de la descarga de los efluentes de la planta de líquidos cloacales de la ciudad de Piedra Buena, presenta un enriquecimiento de materia orgánica que favorece el aumento de la densidad de dípteros principalmente de la familia Chironomidae (Figura 57). Esta familia es una de las mejores representadas por su abundancia y diversidad en los ambientes acuáticos continentales (Paggi, 2009), está asociada a una gran diversidad de ambientes y condiciones, tanto en aguas lenticas y lólicas, sin embargo la presencia en alta abundancia de ciertos taxones, principalmente de la subfamilia Chironominae, puede estar fuertemente relacionada a aguas contaminadas con materia orgánica, debido a su tolerancia a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Paggi, 2003). Otros Chironomidae presentes fueron aquellos de las subfamilias Tanypodinae y Orthocladinae, con destacada abundancia relativa y riqueza taxonómica en el sitio RCH12 del río Chico. Asimismo dentro de Diptera fueron registradas las familias Tabanidae, Dolichopodidae, Tipulidae, Muscidae y Simuliidae aunque su presencia fue esporádica y en baja abundancia (Figura 56).

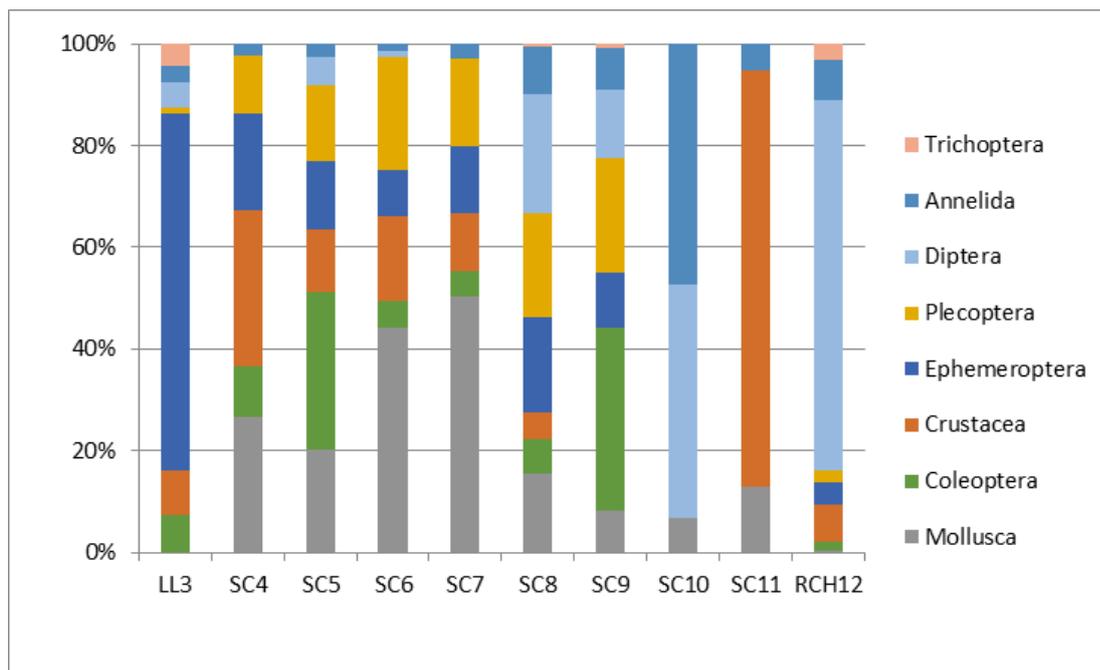


Figura 56 : Abundancia relativa porcentual de macroinvertebrados según sitios de muestreo. Noviembre de 2016.

Mollusca fue otro de los grandes taxones de macroinvertebrados que mostraron alta abundancia relativa, aunque solo se registraron dos especies *Chillina* sp. (Figura 57) y *Lymnaea viatrix* registradas mayormente en los sitios más asociados al estuario (SC9, SC10 y SC11, junto con RCH12). Es decir ambientes con baja velocidad de la corriente, típicos potamales y con una fuerte variación de la conductividad eléctrica por la influencia marina como los es el sitio SC11. Asimismo se registró alta abundancia en el sitio SC10, aguas abajo de la descarga de efluentes urbanos de la ciudad de Piedra Buena. En tanto *Lymnaea viatrix* estuvo mayormente presente en los sitios del río Santa Cruz hasta llegar al estuario, con una alta abundancia relativa en SC6 y SC7 cercana al 50%. Ambas familias de moluscos, se encuentran asociadas a ambientes de baja velocidad de la corriente, sobre sustratos colonizados con algas perifíticas de las cuales se alimentan.

Crustacea estuvo representado por tres taxones, *Hyaella araucana* (Amphipoda) (Figura 57), exclusiva en ambientes de agua dulce sobre los sitios del río Santa Cruz y los ríos Chico y La Leona, presentó alta abundancia relativa cercana al 30% en el sitio SC4. Los otros crustáceos fueron *Gammaropsis* sp. (Amphipoda) y Paramunnidae sp. (Isopoda), registrados con alta abundancia (+80%) en SC11, sitio del estuario con una fuerte influencia marina. Estos crustáceos son colectores-recolectores de materia orgánica particulada fina.

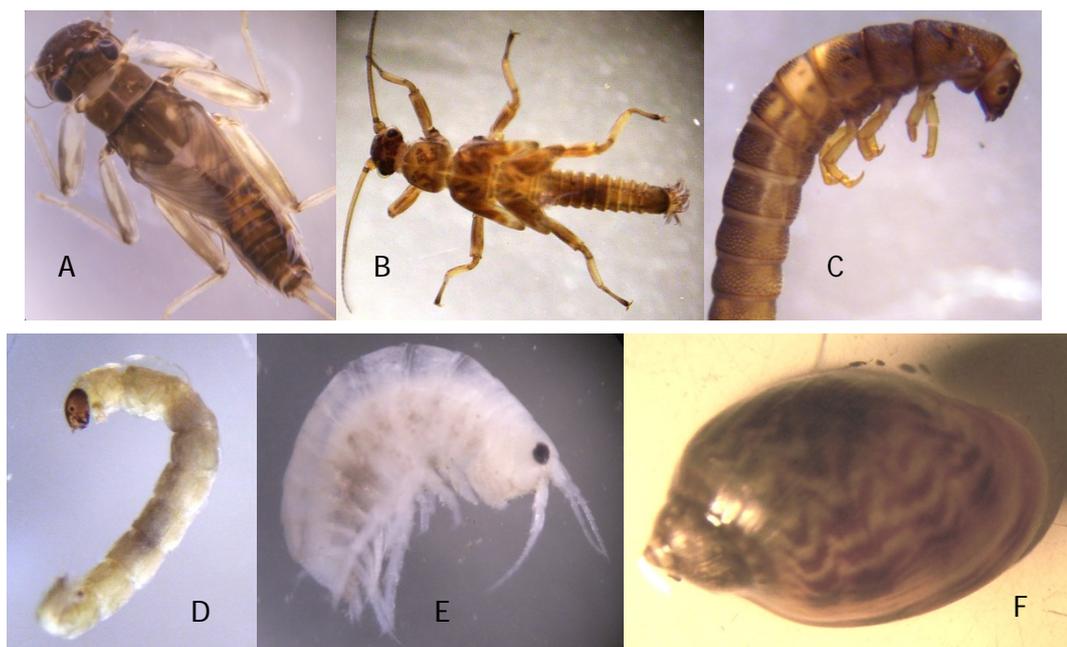


Figura 57: Taxones de macroinvertebrados presentes en los sitios de estudio. A: *Meridialaris chiloeensis* (Ephemeroptera); B: *Limnoperla jaffueli* (Plecoptera); C: *Luchoelmis cekalovici* (Coleoptera); D: *Cricotopus* sp. (Chironomidae); E: *Hyalella araucana*; F: *Chillina* sp.

Finalmente otro grupo destacado fue Annelida, con seis taxones de Oligochaeta estuvieron presentes en todos los sitios, salvo en SC6. *Lumbriculus variegatus* (Lumbriculidae) y Haplotaxidae sp., sin embargo *Tubifex tubifex* (Nadidae), junto a Naididae sp.2 constituyeron los taxones con mayor abundancia relativa en el sitio SC10 (47%). Los oligoquetos son un grupo taxonómico reconocido como indicador de condiciones ambientales, ya que son capaces de adaptarse a ambientes contaminados (Marchese, 2009). La mayoría son detritívoros y participan en las redes tróficas de los sistemas acuáticos como recurso alimentario de turbelarios, hirudineos, cangrejos, anfípodos, anfibios, peces y aves (Ezcurra de Drago et al., 2003).

La riqueza taxonómica media de los ensambles de macroinvertebrados acuáticos osciló entre 3 y 14 taxones, en SC11 y RCH12 respectivamente, diferencias que resultaron significativas (ANOVA $p < 0,05$). En tanto la densidad en todos los sitios de la cuenca del río Santa Cruz, salvo SC10, presentó valores medios entre 280 y 600 ind.m⁻². Particularmente SC10, presentó una elevada densidad de invertebrados principalmente Chironomidae y Oligochaeta con un valor medio de 2930 ind.m⁻², estos valores responden a las propias características del sitio, asociadas a la descarga de efluentes urbanos. Por otro lado RCH2, en río Chico registró una densidad intermedia, entre los otros sitios del río Santa Cruz, cercana a 1200 ind.m⁻², probablemente en función a la heterogeneidad de hábitats presentes en el sitio.

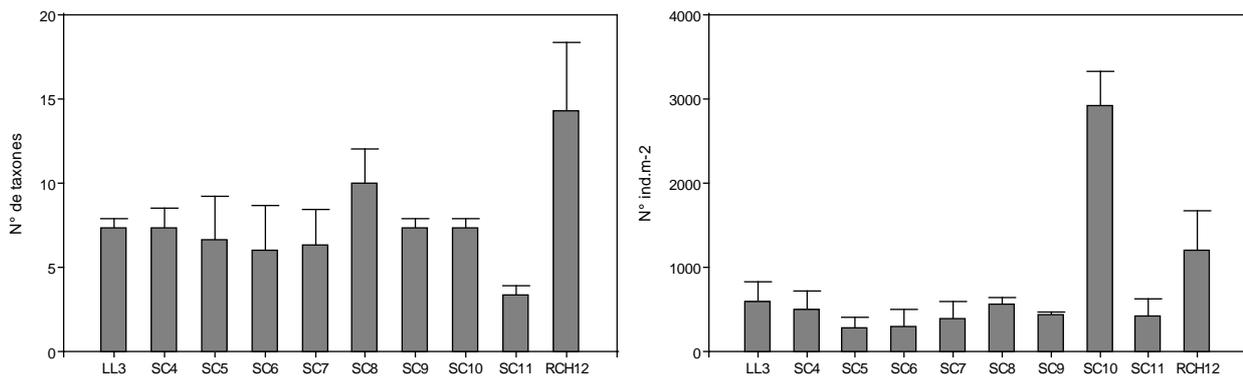


Figura 58: Parámetros estructurales de los ensambles de macroinvertebrados según sitios de muestreo. Riqueza taxonómica, densidad, diversidad y dominancia. Noviembre de 2016.

La diversidad, de acuerdo al índice de Shannon-Wiener mostró un valor acumulado de 2,84 nats, sin embargo el análisis por sitio reflejó valores medios bajos, acordes a lo esperado para esta región. El valor mínimo fue hallado en la zona de estuario SC11 con 0,96 nats y el máximo el RCH12 con 2,28 nats, (Anexo I - Mapa 3) En tanto la dominancia, según el índice de Simpson, evidenció valores equitativos en la distribución de las abundancias por especie, salvo el sitio SC11, que registró moderados valores de dominancia (0,46) debido a la mayor abundancia de *Paramunnidae* sp. (Crustacea).

El análisis de la tasa de cambios de la diversidad entre los sitios (diversidad beta), evaluado mediante la distancia Bray-Curtis y representado en un cladograma, agrupó a los sitios del río Santa Cruz del tramo comprendido desde SC4, Charles Fuhr, hasta SC9, en el Puente de la ciudad de Luis Piedra Buena. Esto reflejó la similar composición y estructura faunística entre los ensambles de macroinvertebrados de ese tramo del río Santa Cruz.

Por otro lado el resto de los sitios, dadas sus propias características quedaron separados del agrupamiento (Figura 58). SC11, aguas arriba de Puerto Santa Cruz cuyo ensamble es fuertemente influenciado por las condiciones hidrológicas y fisicoquímicas del estuario, SC10 dominado por diversos taxa de Chironomidae y Oligochaeta producto de un ambiente enriquecido con materia orgánica proveniente de las descarga de efluentes urbanos de la planta de tratamiento de Piedra Buena, RCH12, sitio con gran diversidad de macroinvertebrados y amplia dominancia de dípteros, en consonancia con una mayor heterogeneidad de hábitats y LL3, ambiente dominado por efémeras, principalmente *Andesiops ardua*, de la familia Baetidae.

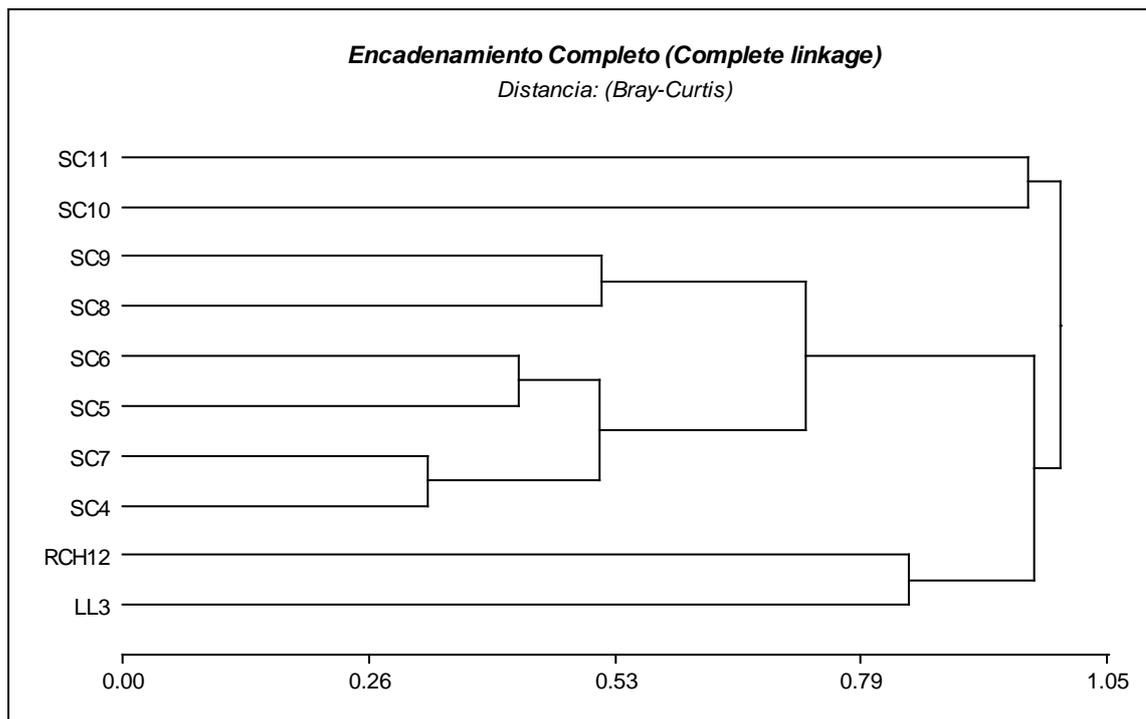


Figura 59. Cladograma que representa la Diversidad beta, de acuerdo a la distancia Bray Curtis. Noviembre de 2016.

El análisis de los grupos funcionales tróficos según sitios de muestreo se observa representado en la Figura 60.

Los raspadores que se alimentan del fitobentos, fueron en general el grupo dominante en todos los sitios (>60%), excepto SC10, SC11 y RCH12, en coincidencia a los encontrado en la Línea de Base Ambiental del Estudio de Impacto Ambiental aprovechamientos hidroeléctricos del Río Santa Cruz (Serman & asociados s.a., 2015 para Represas Patagonia). Este grupo estuvo mayormente representado por ninfas de Ephemeroptera (familias Baetidae y Leptophlebiidae), por Gastropoda *Chillina* sp. y *Lymnaea viatrix* y el Coleoptera *Luchoelmis cekalovici* (Elmidae).

Los colectores recolectores fueron abundantes en SC10, SC11 y RCH12 (>60%), sitios que se caracterizaron por mayor turbidez. En los tres casos los taxa dominantes fueron diferentes, en SC10 dominaron Chironomidae y Oligochaeta, en SC11 los Crustacea y en RCH12 Chironomidae. Este grupo utiliza como fuente de alimento a la materia orgánica particulada fina como fuente de alimento.

El resto de los grupos funcionales estuvieron poco representados. Los depredadores presentaron la mayor abundancia relativa en SC8 (18%) por la presencia de *Haplotaxidae*

sp. (*Oligochaeta*) y *Tabanus* sp. (Diptera) y en RCH12 debido principalmente a larvas de Chironomidae del género *Pentaneura* sp. y *Alotamypus* sp.

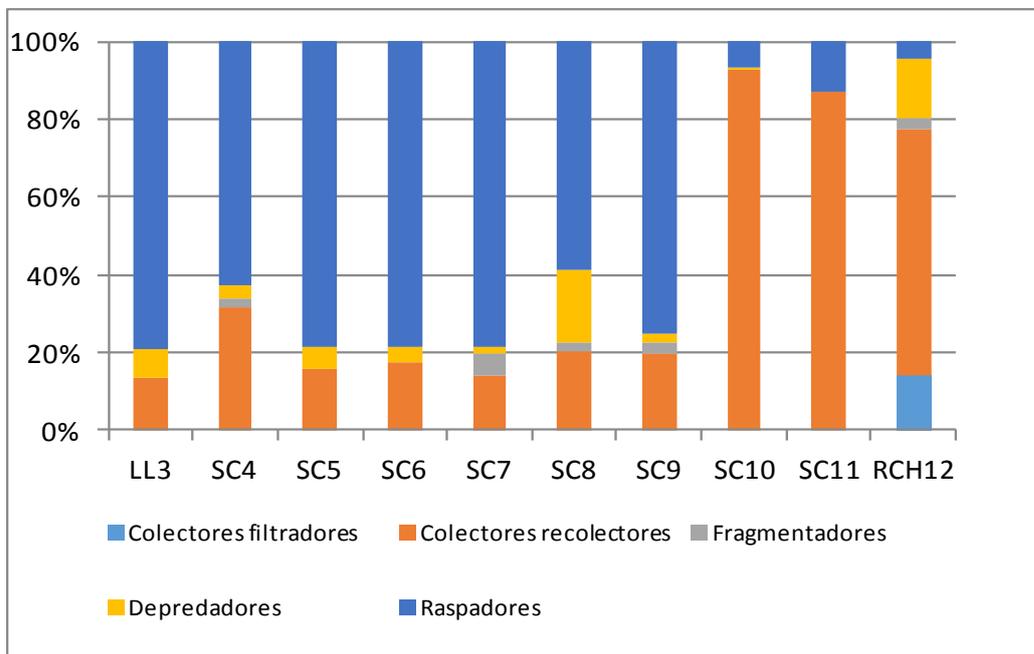


Figura 60. Abundancia relativa de grupos funcionales según sitios de muestreo. Noviembre de 2016.

El análisis de las relaciones entre los grupos funcionales también mostró resultados equivalentes al estudio base (Serman & asociados s.a. 2015a para Represas Patagonia). Así el cociente entre fragmentadores y colectores mostró relaciones menores a uno, lo que indica que la materia orgánica particulada gruesa no es una fuente de alimento principal, lo cual es esperable en una región con vegetación de estepa con el consecuente escaso aporte de hojarasca. En cambio la relación raspadores colectores mostró valores mayores a uno, salvo en SC10, SC11 y RCH12, lo que indica que existe una importante participación del fitobentos en la alimentación de los invertebrados. Finalmente el cociente entre colectores filtradores y colectores recolectores fue menor que uno, indicando que prevalece, como fuente de alimento en estos grupos, la materia orgánica depositada en el sustrato, en lugar de aquella arrastrada por el flujo de agua en suspensión.

4.2.8.7.2.12 Población de *Didymosphaenia geminata*

No se observó tanto de manera macroscópica como en los análisis microscópicos presencia de *Didymosphaenia geminata*.

4.2.8.7.2.13 Calidad de agua

Para el análisis de calidad de agua, se tuvieron en cuenta los valores guía para vida acuática, agua para consumo humano y agua para riego según lo establecido por el Decreto 04/96 del Gobierno de la Provincia de Santa Cruz, Decreto 831 (1993), Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación Argentina, Organización Mundial de la Salud (OMS), Concilio Canadiense de Ministros Ambientales (CCME) de Canadá y Normas estadounidenses (EPA).

Según los resultados obtenidos del análisis de las muestras de agua en cada uno de los sitios de monitoreo, se desprende que:

Para consumo:

El aluminio es el elemento metálico más abundante y constituye alrededor del 8% de la corteza terrestre. Es frecuente la utilización de sales de aluminio en el tratamiento del agua como coagulantes para reducir el color, la turbidez, y el contenido de materia orgánica y de microorganismos (OMS, 2006).

Los sitios LA1 (0.13 mg/l), LA2 (0.19 mg/l), LL3 (0.38 mg/l), SC5 (0.21 mg/l), SC8 (0.24 mg/l), SC9 (0.25 mg/l) y RCH12 (0.77 mg/l) superan el límite establecido por la OMS (0.2mg/l),

Para el sodio el sitio SC11 (288.03 mg/l) supera el límite establecido por OMS (200 mg/l). En este caso la mayor concentración respecto a los restantes sitios es debida a la influencia marina.

En el Río Chico la calidad de agua para consumo respecto al hierro, también supera el valor de referencia establecido por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación (0.26 mg/l), ya que el registrado en Noviembre de 2016 es de 0.39 mg/l.

En el sector del Río Santa Cruz el valor registrado de amonio en SC10 (5.6 mg/l) supera significativamente el valor recomendable por el Decreto 831 (1993), el cual es de 0.05 mg/l, lo que podría deberse a influencia de la planta de tratamiento.

Biota acuática:

Para el ion cloruro la CCM (2012) y EPA establecen un valor guía de 120 y 230 mg/l respectivamente. Este límite se presentó superado en el sitio SC11 (448 mg/l), debido al aporte marino.

El amonio supera el límite de referencia establecido por el Decreto 831 (1.37 mg/l) en SC10 (5.6 mg/l).

4.2.8.7.2.14 Conclusiones

El sustrato del lecho en los sitios analizados presenta mayor predominancia de Guijón (64-256mm), excepto en La Leona donde la Grava (16-8mm) es dominante. El sustrato de grano fino (1-2mm) presenta un gradiente desde Oeste a Este con prevalencia de arena en todos los sitios y arcilla en SC10 y Río Chico. En el sitio SC11 (desembocadura del Río Santa Cruz) el sustrato de grano fino se encuentra casi ausente, restringiéndose a espacio intersticial entre guijón y bloque.

La temperatura del agua en Noviembre registró valores (promedio 10.6°C) similares a los medidos en el monitoreo de marzo 2015 con valor promedio del agua de 10.9°C.

Las aguas se presentaron levemente alcalinas en la Cuenca, excepto en lago Argentino, SC10 y en el Río Chico donde se caracterizaron como levemente alcalinas.

En general las aguas presentan transparencia media (nunca cristalinas) debido a los coloides en suspensión. La menor transparencia y mayor turbidez se presentó en el Río Chico, debido a la alta concentración de sedimento.

A diferencia de noviembre de 2015 cuando la transparencia en el Río Santa Cruz promedió 0.5m, en marzo 2015 la misma fue de 0.69m, con el mayor valor registrado en SC4 (1m).

Al igual que marzo de 2015, las aguas se presentaron oxigenadas casi al punto de saturación.

Se registra demanda química de oxígeno en La Leona, SC4 y SC9, pero por debajo de los límites permitidos por La Disposición 04 (1996) la cual establece un valor de 6 mg/l. En ninguna de las muestras se detecta degradación biológica de materia orgánica.

La concentración de electrolitos se registró con valores normales, ascendiendo significativamente hacia el sitio de la desembocadura debido a la influencia marina.

Al igual que en marzo y julio de 2015, según el balance iónico, las aguas son de tipo bicarbonatadas cálcicas en todos los sitios, excepto en LA1, SC8 (Cloruradas cálcicas) y en SC11 y PQ13 Cloruradas sódicas.

Entre los nutrientes el N-NO₃, se encuentra como elemento no limitante para la productividad primaria en todos los sitios de monitoreo, con un valor promedio de 0.6 mg/l en Noviembre de 2016. Se destaca el amoníaco (N-NH₃) en el sitio SC10, el cual presenta

una concentración de 5.6 mg/l. Valor que puede deberse al aporte de la planta de tratamiento aguas arriba del sitio de monitoreo.

El fósforo total se encuentra como nutriente no limitante en el Río Chico y en Punta Quilla (0.97 y 0.19 mg/l respectivamente). En los restantes sitios el resultado de laboratorio presenta como inferior al límite de detección del método (< 0.15 mg/l).

Entre los elementos analizados en laboratorio Al (Aluminio), B (Boro), Fe (Hierro), K (Potasio), Mg (Magnesio), Mn (Manganeso), Si (Silice), Sr (Estroncio) y Ti (Titanio), se detectan en concentraciones por encima del límite de detección de los métodos aplicados.

Con respecto a la concentración de Clorofila *a*, las mediciones de laboratorio dieron por debajo del límite de detección (0.1mg/l). Sólo en marzo de 2015 se detectó Clorofila *a* en baja concentración en SC7 (7µg/l) y en SC 9 (6 µg/l).

La **comunidad fitoplanctónica** se encontró representada por 45 taxa entre diatomeas, cloroficeas, criptoficeas y cianoficeas. En marzo de 2015 además de los grupos algales mencionados (excepto criptoficeas) también se identificó una especie de Dinoflagelado y una especie de rodoficea.

Entre las especies identificadas el 21% son planctónicas propiamente dichas. El 71% restante lo constituyeron especies de hábito bentónico.

Este aspecto es relevante, teniendo en cuenta que una vez finalizada la obra, los cuerpos de agua lénticos podrán ser colonizados probablemente por las especies planctónicas actuales.

Diatoma tenue y *Cyclotella ocelata* (especies planctónicas de agua dulce) constituyeron especies comunes, mientras que las restantes especies se encontraron con distribución restringida.

En general la estructura de la comunidad fitoplanctónica, se registró con mayor número de especies y densidad respecto a marzo de 2015, con menores valores en los sectores medios de la cuenca.

La diversidad es baja con dominancia de especies en Punta Quilla por la diatomea *Paralia sulcata* (bentónica, salobre marina). En SC10 por la cianófita *Lyngbya limnetica* (especie bentónica de agua dulce). En LA2 y SC6 por la diatomea planctónica *Cyclotella ocelata*.

En la comunidad **fitobentónica**, se describió un total de 82 especies, con dominancia de diatomeas, seguidas por clorofíceas, cianofíceas y euglenofíceas, con mayor colonización en epifiton y combinación de epilíton /epipelon (piedras y arcilla).

La cobertura por plantas sumergidas fue baja, representada por *Myriophyllum*, Briófitas, Potamogeton y Scirpus. Este dato es importante al considerar que una vez concretado el embalsamiento, la colonización por macrófitos en los mismos favorecerá el desarrollo de especies de hábito bentónico perifítico, teniendo en cuenta que la vegetación sumergida presente en la actualidad se considera inóculo para su proliferación.

En general las algas presentes son dulceacuícolas excepto en La Leona donde hay alta proporción de algas adaptadas a un amplio rango de concentración de sales (eurihalinas). En la desembocadura, al igual que en la fracción fitoplanctónica la comunidad incorpora especies salobres y /o marinas. En Punta Quilla como es de esperar se identificó mayor proporción de especies marinas.

La mayoría de las especies con mayor frecuencia espacial son de hábito bentónico y de aguas dulces, propias de ambientes con aguas neutras a alcalina, con adaptación a amplios rangos de Conductividad Eléctrica.

Es importante lo referido a la tolerancia de falta de caudal y/o humedad, ya que muchas de las especies presentes en la cuenca son subaéreas, lo que favorece a la tolerancia de las mismas en las épocas de descenso de caudal, o en el momento de desvío del río durante las obras. Mientras que la falta de caudal y/o humedad induciría a la pérdida de las especies acuáticas estrictas.

Las comunidades más diversas fueron las correspondientes a los sitios del Río Chico y Río Santa Cruz, excepto en SC10 y SC11 ($H' = 0.6$ bits indiv.⁻¹), al igual que el Río La Leona. Estas tres comunidades además de registrar la menor diversidad presentaron dominancia de especies: *Anabaena torulosa*, la cual es fijadora de Nitrógeno, *Eunotia pectinalis* y en SC 11 por la diatomea *Aulacoseira distans* respectivamente.

Es resaltable que en la comunidad fitobentónica no se registró la presencia de la diatomea invasora *Didymosphenia geminata*.

Por lo analizado de las comunidades algales respecto a variables físico químicas, puede decirse que la estructura de las comunidades algales están condicionadas principalmente por un gradiente ambiental determinado por la salinidad y por la turbidez del agua.

La composición del **zooplancton** presenta una configuración que podría definirse como típica de este tipo de ambientes, con dominancia de rotíferos.

La escasez de formas de mayor talla tanto en cladóceros como en copépodos (estos últimos, mejor representados por formas inmaduras), podrían ser indicios de predación ictícola.

La baja riqueza específica observada en la mayoría de las muestras podría vincularse con las características físico-químicas del agua y bajas temperaturas.

En concordancia con el estudio anterior (marzo y julio de 2005), la abundancia del zooplancton en el lago Argentino fue muy baja, y creciente hacia el sector Este. A diferencia de éste, en las dos muestras ubicadas más cerca de la zona baja del Río Santa Cruz, se registraron los mayores valores de abundancia total de zooplancton.

La riqueza específica máxima (al igual que los registrados en los monitoreos de 2015) fue similar con 7 y 9 especies.

Asimismo, respecto al estudio de marzo de 2015, la riqueza de especies en el lago Argentino fue menor, lo que puede relacionarse con la temperatura más baja y la escasa concentración de fitoplancton.

En el presente estudio, los taxa más abundantes se presentaron en la zona cercana a la desembocadura del Río Santa Cruz, marcando una diferencia importante con el estudio previo, en el que las mayores abundancias correspondieron al lago Argentino.

Si bien en esta oportunidad no se obtuvieron registros constantes de Bdelloidea (situación observada en el estudio previo) su presencia fue identificada en un número importante de muestras, por lo que se sigue verificando la importancia del arrastre que produce la corriente en un gradiente que va de oeste a este.

En ambos estudios prácticamente no se identificaron cladóceros en lago Argentino ni en Río Santa Cruz, a excepción de *Macrotrix* sp. en una muestra del estudio actual. Esto podría deberse a la presencia de predación por parte de peces e invertebrados. Bajo esta misma premisa, los copépodos más abundantes correspondieron a formas inmaduras, en ambos estudios.

La composición de la comunidad de **macroinvertebrados** estuvo representada por 43 taxones, destacándose entre ellos Diptera, Annelida y Ephemeroptera. En tanto la

abundancia, también estuvo dominada por estos tres grupos, junto a Gasteropoda y Crustacea.

La composición y abundancia de los ensambles de macroinvertebrados mostró similitudes en todos los sitios del río Santa Cruz, excepto SC10 por influencia de la descarga de efluentes y SC11 por su más cercanía al mar. *Lymnaea viatrix* y *Chillina sp* (ambos Gastropoda), *Hyalella araucana* (Crustacea) y los insectos *Luchoelmis cekalovici* (Coleoptera), *Meridialaris diguillina* (Ephemeroptera), *Limnoperla jaffueli* y *Klapopteryx kuscheli* (Plecoptera) constituyen las especies relevantes de los ensambles de macroinvertebrados en el río Santa Cruz. Particularmente estos insectos son de ambientes reófilos, de aguas corrientes y bien oxigenadas, y la construcción de la presa modificará el ambiente a un ecosistema léntico, ocasionando una discontinuidad en la conectividad de los ensambles a lo largo del río.

Respecto a SC10, la presencia de diversos taxones de dípteros de la familia Chironomidae y oligoquetos como *Tubifex tubifex*, indican ambientes enriquecidos con materia orgánica producto de la descarga de efluentes de la planta de tratamiento de líquidos cloacales de la ciudad de Luis Piedrabuena. En tanto SC11, sitio de la toma de agua de la ciudad de Puerto Santa Cruz, por su posición en el estuario, presenta una fuerte influencia marina, con ensambles típicos de estos ambientes, dónde sólo *Chillina sp.*, especie con una amplia tolerancia al aumento de la salinidad, se encuentra en gran abundancia.

En el resto de los sitios analizados, LL3 presentó una baja diversidad, con ensambles fuertemente caracterizados por la presencia de *Andesiops ardua* (Ephemeroptera) y RCH12, con una alta turbidez, se destacaron diversas especies de dípteros de las familias Chironomidae y Simuliidae.

Otros parámetros estructurales como la diversidad de Shannon-Wiener, presentaron en general, bajos valores, pero acordes a la fauna esperada para esta región austral y previamente citada en otros trabajos (Miserendino, 2001; Tagliaferro et al. 2013). Por otro lado la dominancia de Simpson evidenció una distribución equitativa de las abundancias por especies.

El análisis de los grupos funcionales, mostró una amplia dominancia de raspadores que se alimentan de fitobentos como *Lymnaea viatrix*, *Chillina sp*, *Luchoelmis cekalovici* y *Meridialaris diguillina* en LL3 y en los sitios del río Santa Cruz hasta SC9. En SC10, SC11 y RCH12 dominaron en abundancia los colectores recolectores, que se alimentan de MOPF, aunque en todos los casos los taxones dominantes fueron diferentes. Así Chironomidae y Oligochaeta fueron abundantes en SC10, Crustacea en SC11 y en RCH12 Chironomidae.

4.2.8.8 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.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA).1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th ed. Apha, Washington, D.C. 1550 pp.

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.

BAYLY, I.A, 1992. Fusion of the genera Boeckella and Pseudoboeckella (Copepoda) and revision of their species from South America and sub-Antartic islands. Rev. Chilena de Hist. Nat. 65: 17-63.

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.

BioDiversity Professional. 1997. Versión 2

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.

BOURRELLY, P., 1968. Les algues d'eau douce. Tomo II: les algues jeunes et brunes, Boubée & Cie, Paris.

BOURRELLY P., 1970. Les algues d' eau douce Tomo III: les algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Boubée & Cie, Paris

BOURRELLY, P., 1972. Les algues d' eau douce. Tomo I: les algues vertes. Boubée & cie Paris.

BROWER, J. AND J. ZAR, 1977. Field and laboratory methods for general ecology. Brown Company Publishers, USA. 194 pp.

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.

COLLINS, S. E., & FLOTEMERSCH, J. E. (2014). Evaluation of the sounding rod method for sampling coarse riverbed sediments in non-wadeable streams and rivers. *River research and applications*, 30(8), 1065-1069.

CORDINI I. R. 1950. Algunas características limnológicas del lago Nahuel Huapi. *Anales del Museo Nahuel Huapi*, T.2: 113-127

DESCY, J. P. et M. COSTE. 1990. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final, Univ. Namur-Cemagref Bordeaux. 64 pp.

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.

DIAZ, C.A., X. MOLINA y V. MONTECINO, 2011. Manual para el Monitoreo e Identificación de la Microalga Bentónica *Didymosphenia geminata*. Subsecretaría de Pesca. Gobierno de Chile. 74pp.

DUSSART, B., 1979. Algunos Copépodos de América del Sur. *Publnes ocas. Mus. Nac. Hist.Nat. Santiago* 30: 1-13.

ID-TAX. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España

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.

EPA. Environmental Protection Agency. United States

FORD, D. Y H. STEFAN. 1980. Stratification variability in three morphometrically different lakes under identical meteorological forcing. *Water Resour. Bull.*, 16: 243-247.

FERNÁNDEZ H. R. & E. DOMÍNGUEZ, 2001. "Guía para la Determinación de Artrópodos Bentónicos Sudamericanos." Editorial Universitaria de Tucumán. 282 pp

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*, N° 1: 1-10.

GEITLER, L., 1967. Entwicklungsgeschichtliche und systematische Untersuchungen an einiger Cyanophyceen *Nova Hedwigia* 13: 403-421.

GERMAIN, H., 1981. Flore es Diatomées. *Diatomophycées. Eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale. Coc. Nouv. Eds. Boubée. Paris. 444pp.*

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.

GOMÉZ, N., J.CH. DONATO, A. GIORGI, H. GUASCH, P. MATEO y S. SABATER, 2009. *Conceptos y Técnicas de Ecología fluvial. La biota de los ríos : los microorganismos autótrofos*. Fundación BBVA, 2009. 26pp.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE. 2006. PRIMER APÉNDICE A LA TERCERA EDICIÓN Volumen 1 Recomendaciones Organización Mundial de la Salud. ISBN 92 4 154696 4 (Clasificación de la NLM: WA 675).

HARTLEY, B., 1996. AN Atlas of British Diatoms.P.A. Sims. England.

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.

ÍNDICE GENERAL DIATOMOLÓGICO (norma AFNOR T 90- 354). Classification française DCE Índice Biológico de Diatomeas (IBD) norma AFNOR NF T 90-354 (2000) y circular MEDD/DE/MAGE/BEMA 05 n° 14 de 28 de julio de 2005, modificada el 13 de junio de 2007 (0,86 0,71)

INFOSTAT, software estadístico. Manual del usuario. Versión 2008

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

KOMÁREL J. AND K. ANAGNOSTIDIS, 2005. *SüBwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota. 2. eil/2nd Part: Oscillatoriales*. Elsevier GmbH. München. 759pág.

LANGE-BERTALOT, H. 1979. Pollution tolerance as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia* 64:285-304.

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.

MAIDANA, N, IRINA IZAGUIRRE, ALICIA VINOCUR, GABRIELA MATALONI & HAYDÉE E Pizarro. Diatomeas en una transecta patagónico-antártica. *Ecol. austral* v.15 n.2 Córdoba jul./dic. 2005

MAJDI N., MIALET B., BOYER S., TACKX M., LEFLAIVE J., BOULÉTREAU 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. CUMMINS 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Kendall-Hunt, New York. 862 Pp.

MEYBECK, M., CHAPMAN, D. AND HELMER, R. [Eds] 1989 *Global Freshwater Quality: A First Assessment*. Blackwell Reference, Oxford, 306 pp.

MISERENDINO L. Y L. PIZZOLÓN 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnol. Brasiliensis*, 11(2):137-148.

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.

OCDE (1982). *Eutrophication of Water. Monitoring, assessment and Control. Final Report*. OECD Environmental Directorate. OECD Paris. 154 pág.

OLIVIER, S. R., 1965. Rotíferos planctónicos , con claves de las principales 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.
- PATRICK, R. Y C. REIMER, 1966. The diatoms of United States. Vol. 1. Monogr. Ac. Nat. Scies. Philadelphia 13.
- PATRICK, R. Y C. REIMER, 1975. The diatoms of United States. Vol. 2. Part I Monogr. Ac. Nat. Scies. Philadelphia
- 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
- PRYGIEL, J. et M. COSTE. 2000. Guide méthodologique pour la mise en oeuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. 134 pp. Agences de l'Eau-Cemagref, Bordeaux.
- 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
- Rock WARE Aq.QA. The spreadsheet for water analyses. Versión 1.1.1 (1.1.5.1)
- 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.

- SERMAN & ASOCIADOS S.A. 2015a. Estudio de Impacto Ambiental Aprovechamiento Hidroeléctricos del Río Santa Cruz (Presidente Dr. Néstor C. Kirchner y Gobernador Jorge Cepernic), Provincia de Santa Cruz. Represas Patagonia. ELING CGGC HCSA UTE.
- SERMAN & ASOCIADOS S.A. 2015b. Estudio de Impacto Ambiental Aprovechamiento Hidroeléctricos del Río Santa Cruz (Presidente Dr. Néstor C. Kirchner y Gobernador Jorge Cepernic), Provincia de Santa Cruz. Represas Patagonia. ELING CGGC HCSA UTE. ADENDA - SEGUNDA CAMPAÑA LIMNOLOGICA (JULIO 2015).
- Serman & asociados s.a. 2017. Actualización del Estudio de Impacto Ambiental Aprovechamiento Hidroeléctricos del Río Santa Cruz (Presidente Dr. Néstor C. Kirchner y Gobernador Jorge Cepernic), Provincia de Santa Cruz. Represas Patagonia. ELING CGGC HCSA UTE.
- SEGURA-GARCÍA V, ENRIQUE A. CANTORAL-URIZA, ISABEL ISRADE AND NORA MAIDANA. 2011. Diatomeas epiliticas como indicadores de la calidad del agua en la cuenca alta del río Lerma, México. *Hidrobiológica* vol.22 no.1 México ene./abr. 2012
- 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. *Limnologica* 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.
- VELÁSQUEZ S. Y L. MISERENDINO 2003. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecología Austral* (13): 67-82.
- 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 perifiton*. RIMA, São Carlos, Brasil.



República Argentina - Poder Ejecutivo Nacional
2017 - Año de las Energías Renovables

Hoja Adicional de Firmas
Informe gráfico

Número:

Referencia: LBA-Limnología y calidad de agua

El documento fue importado por el sistema GEDO con un total de 135 pagina/s.