PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

COOPERACIÓN TÉCNICA EN PLANIFICACIÓN DE LAS POLÍTICAS PÚBLICAS: INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y AMBIENTAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DEL SUR DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ: ETAPA III: CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO EN RIOS COYLE Y VIZCACHAS

INFORME FINAL **TOMO I: METODOLOGÍA**

OCTUBRE 2019

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (U.N.P.A)

Unidad de Vinculación Tecnológica

AUTORIDADES CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

Secretario General
Ing. Juan José Ciácera

Coordinadora Región Patagónica
Lic. Paula Inés Astiz

AUTORIDADES PROVINCIALES PROVINCIA DE SANTA CRUZ

Sra. Gobernadora
Dra. Alicia Margarita Kirchner

Sr. Vice Gobernador
Dr. Pablo González

Representante titular ante el CFI
Ministro de la Producción Comercio e Industria
Sr. Leonardo Darío Álvarez

Representante alterno ante el CFI
Subdirector de Casa de Santa Cruz
C.P.N. Andrés La Blunda

RESPONSABLES DE PROYECTO

Responsable de la Contraparte Provincia de Santa Cruz
Secretaría de Estado de Ambiente de la Provincia de Santa Cruz
Ing. Mariano Bertinat

Responsable Operativo de la Contraparte Provincia de Santa Cruz
Min. de la Producción, Comercio e Industria- Delegación Casa Santa Cruz
Sr. Darío Maturana

Responsable de la Unidad de Vinculación Tecnológica – Rectorado Universidad Nacional de la Patagonia Austral (U.N.P.A)
Lic. Valeria Serantes Blanco

Coordinador del Proyecto
Lic. Miguel Ángel Casalinuovo

Coordinadora de la Contraparte CFI
Ing. Agr. Mónica Yanina Barragué

PROYECTO
“COOPERACIÓN TÉCNICA EN PLANIFICACIÓN DE LAS POLÍTICAS PÚBLICAS: INFORMACIÓN BIOLÓGICA Y AMBIENTAL PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RECURSOS HÍDRICOS DEL SUR DE LA PROVINCIA DE SANTA CRUZ: ETAPA III: CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO EN RIOS COYLE Y VIZCACHAS”

INFORME FINAL. TOMO I. Metodologías Empleadas

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (U.N.PA)
Unidad de Vinculación Tecnológica – Rectorado

Coordinador General
Lic. Miguel Ángel Casalinuovo

Responsables Sectoriales:
Dr. Tomás Chalde
Ing. Boris Gastón Díaz
Téc. Fernando Castro

Responsables Territoriales:
Dr. Adrián Acuña
Ing. Leandro Almonacid
Ing. Lautaro Ian Devetac
Geol. Inés Zapata

Este trabajo debe citarse como sigue: CASALINUOVO, M. A.; DIAZ, B. G.; ALMONACID, L.; ACUÑA, A.; DEVETAC, L.; ZAPATA; M. I. y F. CASTRO. 2019. Información biológica y ambiental para la gestión integral de recursos hídricos en regiones hidrográficas del sur de Santa Cruz. Etapa III: censo acuático y ripario en ríos Coyle y Vizcachas. Informe Final Consejo Federal de Inversiones. 435 p.

CONTENIDOS

RESUMEN ... 5
1. AGRADECIMIENTOS ... 6
2. INTRODUCCIÓN ... 9
2.1. La región de interés ... 10
2.2. Clima ... 15
2.3. Geología regional ... 18
2.4. Geomorfología regional ... 22
2.5. Suelos ... 28
2.6. Los ambientes y su ictiofauna ... 31
3. OBJETIVOS ... 35
4. ANTECEDENTES ... 36
4.1. Estudios del agua en la región ... 36
4.2. Conocimiento regional sobre el agua de superficie ... 38
5. MARCO TEÓRICO ... 42
5.1. pH ... 42
5.2. Conductividad eléctrica y salinidad ... 44
5.3. Sólidos suspendidos y en disolución ... 46
5.4. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$ ... 48
5.5. Oxígeno disuelto ... 48
5.6. Sodicidad en agua y RAS ... 49
5.7. Materia orgánica y demanda de oxígeno ... 51
5.8. Flúor ... 52
5.9. Nitrógeno ... 53
5.10. Fósforo ... 54
5.11. Microbiología ... 55
5.12. Hidrocarburos ... 56
5.13. Metales pesados ... 57
6. METODOLOGIA ... 68
6.1. Ubicación de monitoreos y muestreos ... 68
6.2. Representatividad de los momentos seleccionados de muestreo ... 69
6.3. Hidrometría ... 70
6.4. Determinaciones físicas y químicas de agua *in situ* ... 73
6.5. Toma de muestras y análisis en laboratorio ... 73
6.5.1. Técnicas de muestreo utilizadas. ... 73
6.5.2. Análisis en laboratorio ... 76
6.5.3. Análisis, interpretación de resultados y caracterización ... 80
6.6. Complementación con datos del sector chileno ... 83
6.7. Sistema de Información Geográfico Regional ... 84
6.8. Términos legales sobre utilización de geoinformación externa ... 85
6.9. Muestreos de peces ... 94
6.9.1. Proporción de sexos ... 94
6.9.2. Estructura de tallas. ... 94
6.9.3. Relación largo/peso ... 94
6.9.4. Edades. ... 94
6.9.5. Estadios gonadales ... 95
6.9.6. Parásitos oculares ... 96
7. RESULTADOS GENERALES Y DISCUSIÓN ... 97
7.1. Pruebas de confianza de laboratorio ... 97
7.2. Producción estacional de agua y representatividad de muestreos ... 98
ANEXO I. Ubicación sitios muestreo en RH11 Vizcachas ... 100
ANEXO II. Ubicación sitios muestreo en RH12 Coyle ... 101
ANEXO III. Ubicación sitios muestreo en RH13 Gallegos ... 102
ANEXO IV. Ictiofauna ... 103
8. BIBLIOGRAFIA ... 110

RESUMEN

En este informe se presentan los resultados de los estudios realizados en el año 2019 en las Regiones Hidrográficas de los ríos Vizcachas (RH11), Coyle (RH12) y Gallegos (RH13) de la provincia de Santa Cruz. Los mismos constaron de análisis de calidad de aguas y sedimentos y en dos de ellos (11 y 12) de las poblaciones de peces que albergan con miras a su posible aprovechamiento como recurso económico.

Los diferentes análisis desarrollados permitieron actualizar y ampliar el escaso conocimiento disponible en materia de calidad del recurso hídrico de superficie regional, integrando así una base de datos con casi 25 años de desactualización desde sus primeros antecedentes sobre el tema, de gran utilidad para establecer la condición actual y con ello, disponer de una base para apoyar procesos de toma de decisión sobre las mejores alternativas posibles de gestión pública y/o privada, orientadas al uso, conservación y protección.

En términos generales, los ríos de la región presentan un buen potencial de aprovechamiento en términos de su aptitud para el riego, casi sin restricciones. Con la excepción de unos pocos casos, también pueden clasificarse como de buena a excelente calidad para el abrevado de ganado, sin riesgos de toxicidad específica si bien tratándose de aguas de baja mineralización.
Si bien la región presenta un buen desarrollo de sus redes hidrográficas, se presentan amplias extensiones de territorio en las cuales lagunas y aguadas representan la única fuente de agua disponible. Dado su régimen predominantemente temporario en la mayoría de éstas y una predominancia de calidades limitantes, no son una fuente de interés para el riego, aunque mayormente si poseen cualidades para la bebida animal, representando un recurso valioso para los establecimientos agropecuarios que no tienen acceso a cursos naturales de agua.

Respecto a la ictiofauna se trabajó en ambientes seleccionados que por sus características o por la información previa recabada presentaban potencialidad para su explotación como pesquerías recreacionales. El número de capturas permitió evaluar solo algunos de esos ambientes, en especial emergió el río Vizcachas en su sector alto, como el de mayor valor, dado que presenta indicadores de calidad pesquera interesantes, aunque se debe evaluar en mayor detalle la vulnerabilidad de sus poblaciones dadas las tasa de crecimiento encontradas y la baja tasa de mortalidad que indica baja presión pesquera. Se presentan los datos discriminados por cuenca y ambiente.

Tanto las aguas como los sedimentos evidenciaron buenas condiciones actuales de conservación y, solo acusaron alteraciones específicas de algunos pocos parámetros esperables en función del tipo e intensidad de uso socioeconómico del suelo, principalmente asociado a la ganadería extensiva, actividades extractivas como la minería de carbón y la presencia de vertidos urbanos. La industria hidrocarburífera no evidenció, a la escala propuesta de trabajo, una huella hidroambiental detectable. Se trata en general de un recurso vulnerable al deterioro y contaminación ante la expansión e intensificación de algunas actividades socieconómicas actuales y potenciales y, no obstante las relativas buenas condiciones actuales de conservación, resulta fundamental establecer bases para una apropiada planificación integral de su uso y conservación en el corto plazo. Para lograr esto será importante incursionar en mecanismos sociales participativos de gestión a escala de cuenca, reconociendo con ello una diversidad de intereses existentes en la región, de forma de consensuar objetivos y mecánicas de intervención transparentes en el territorio, cuya meta central sea la conciliación de conflictos y el potenciar un uso ordenado, ambientalmente equilibrado y socialmente justo del territorio y, principalmente, su recurso hídrico.

1. AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestro agradecimiento a las siguientes personas e instituciones sin cuya desinteresada colaboración durante todas las etapas del proyecto hasta el presente hubiese resultado difícil, si no imposible, lograr la detallada compilación de datos, geodatos y muestras del territorio de interés.

La geoinformación de base para el desarrollo del SIG del presente proyecto procede del SIG v1.0.2018 del proyecto SIT SantaCruz (2007–2014). Deseamos agradecer en éste a Pablo Calviño, Mabel Rauque Coyopae, Carla Gabriela Quevedo, Karina Di Santo, Melisa Giménez y Leandro Caparrós, ex–integrantes del Sistema de Información Territorial oficial de la provincia de Santa Cruz (SIT SantaCruz); a Liliana Weisert, Julio Benedetti y Horacio Castellaro del Instituto Geográfico Nacional (IGN); a Pedro Tiberi de la Secretaria de Estado de Minería de Santa Cruz; a Lorena Martínez (Dirección de Recursos Naturales), Gonzalo Cohelo, Hugo Cabrera y Débora Zerpa (Dirección Provincial de Recursos Hídricos) y Javier de Urquiza, del Consejo Agrario Provincial; a Pablo Goldberg, consultor independiente en temas hidrocarburíferos en Sapientia Oil; a Pablo Rial, Ramiro Mata, Leandro Roncoroni y Tamara Trevotich, consultores del CFI entre los años 2012–2013; y a Pablo Peri, de la EEA Santa Cruz de INTA.

Los trabajos involucrados en ambas etapas de campo del proyecto contaron con la administración financiera de la Unidad de Vinculación Tecnológica (UVT) de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA). En todas las etapas de formulación y gerenciamiento del financiamiento del CFI han resultado fundamentales las intervenciones y aportes de Paula Astiz, Brenda Vivona, Rubén D'Assaro y Mónica Yanina Barragué (CFI), Leonardo Darío Álvarez (Ministerio de la Producción, Comercio e Industria de Santa Cruz), Andrés La Blunda y Darío Maturana (Casa de Santa Cruz en Ciudad de Buenos Aires) y Mariano Bertinat (Secretaria de Estado de Ambiente de Santa Cruz). También de Ricardo Fernández Vincent del Departamento Tesorería del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz; a Ornella Bertoni, del Laboratorio Regional de Investigación Forense; a Lorena Leonett, Área de Gestión Ambiental del Instituto de Energía de la provincia de Santa Cruz; a Marcelo Gaviño Novillo, de la Universidad Nacional de La Plata y Representación Nacional (a través de la SSRH) en la Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro (AIC); a Carlos Sanmartino, Silvia Bustos y Alejandro Vianello, del Laboratorio ACON SCC; a Francisco Milicevic, Emilio Rivera y María Sturzenbaum de la AER Río Gallegos (INTA); a Andrea Valladares y Liliana Beatriz Herrera, de la Subsecretaría de Recursos Hídricos, dependiente del Ministerio del Interior de la República Argentina; a Julián Escalada, de Jurassic Lake Lodge; y a Miguel O'Byrne Presidente de FIAS (Federación de Instituciones Rurales de Santa Cruz). A todos ellos un especial agradecimiento.

Durante la búsqueda y acceso al financiamiento necesario han sido estratégicas las gestiones de Mariano Bertinat (Secretaria de Estado de Ambiente de la provincia de Santa Cruz) y Leonardo Darío Álvarez (Ministerio de la Producción, Comercio e Industria de Santa Cruz). También han resultado de valor estratégico los aportes y contribuciones de los integrantes del Nodo Santa Cruz de la Red Ecofluvial, con recursos humanos, materiales y económicos para el desarrollo de trabajos de campo: la Dirección Provincial de Recursos Hídricos, dependiente del Consejo Agrario Provincial; a la Dirección Provincial de Pesca Continental; a la Dirección Provincial de Tecnología Aplicada a la Producción, ambos dependientes del Ministerio de Producción, Comercio e Industria de Santa Cruz; al Instituto de Energía de la Provincia, dependiente del Ministerio de Economía y a la empresa estatal FOMICRUZ. Deseamos hacer

extensivo el agradecimiento a Francisco Anglesio, Presidente de la Administración General de Vialidad Provincial (AGVP), por la valiosa colaboración con apoyo logístico y alojamiento en terreno a través de los puestos fijos a lo largo de rutas provinciales; a Esteban Tejada y Javier Szewczuk de la empresa estatal FOMICRUZ por el aporte de vehículo y co-financiamiento de campañas en terreno y a Marcos Anhelo de la Compañía General de Combustibles (CGC) por el aporte de logística de movilidad durante las etapas de campo. También así a la familia Biott por el apoyo con logística y alojamiento durante los trabajos en la región alta de los ríos Pelque y Coyle.

Los análisis físicos, químicos y bacteriológicos en laboratorio fueron realizados por profesionales del Laboratorio Regional de Investigación Forense, dependiente del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz y el Laboratorio de Análisis Bromatológicos y Agropecuarios ACON SCC, ambos con sede en la ciudad de Río Gallegos (Santa Cruz).

REGIÓN HIDROGRÁFICA DEL RIO GALLEGOS

Expresamos un especial agradecimiento a las siguientes personas y empresas por sus desinteresadas contribuciones en diferentes etapas del proyecto, que han permitido su realización. A Stephen Gallie, John Gallie y Tomás Löwenstein, propietarios (los primeros mencionados) y administrador, respectivamente, de los Establecimientos Agropecuarios (Ea.) Morro Chico y El Zurdo; a César Daniel Guatti, Antonio Correa y José Caram, propietario, capataz y administrador respectivamente del Ea. La Carlota; a Carlos Noya, propietario del Ea. Paso del Medio; a Tomás Ibáñez, administrador del Ea. Glencross y Rodolfo Álvarez Bento, segundo administrador; a Brian Halvorsen, administrador del Ea. Bella Vista; a Carlos Cottio, administrador del Ea. La Sofía; a Diego Bernad, propietario del Ea. Los Chorrillos y Ea. Rincón de los Morros; a Diego Sánchez, capataz en el Ea. Rincón de los Morros; a la familia Pérez Companc, propietaria de los Ea. Santa Ana, Santo Domingo y Fermina; a Juan Esteban Huechumil, administrador del Ea. Santa Ana; a Ramiro Mayo, propietario de los Ea. Ojo de Agua y La Conversada; a Jorge García, propietario del Ea. Don Braulio y Chimen Aike; a Jim Sama y Eric Fraser, propietario y administrador respectivamente de Ea. Markatch Aike; a Marcelino Diaz y Carlos Daniel Amorós, respectivamente administrador y jefe de escritorio del Ea. Cóndor; a Ariel Hamilton y Joaquín Diaz, propietario y encargado respectivamente del Ea. Pali Aike; a Eric Heesch, propietario del Ea. Bella Vista; a Gerónimo Trutanic, propietario del Ea Güer Aike; a José Álvarez Bento, propietario del Ea. Punta Loyola; a Raúl Vidaurre, de Ea Stag River; a Daniel Barría, responsable a cargo del Campo Experimental Potrok Aike, dependiente de la EEA INTA Santa Cruz; a Roberto Johnston, propietario del Ea. Stag River; y finalmente, a Gonzalo Menéndez, propietario del Ea. San José.

REGIONES HIDROGRÁFICAS DE LOS RIOS COYLE Y VIZCACHAS

Agradecemos espacialmente a Javier Eduardo DePetris, de la empresa CGC; a Francisco José Milicevic, propietario del Ea. María; a Sergio y Mario Pejkovic del Ea. Francka; a Leandro Báez y Claudio Ruybal, propietario y administrador respectivamente de los Ea. Coronel Guarumba, La Santafesina, Ana, El Campamento y La Entrerriana; a Luis Pezini y Luis Castillo, propietario y administrador respectivamente del Ea. Cerro Cuadrado; a Omar Ajís, propietario del Ea. La Regalona; a Raúl Vidaurre, propietario del Ea. Lucila; a Tomás O'Byrne, de Ea. Cerro Falso; a Percival Tejedor, propietario del Ea. Namuncurá; a Juan Manuel Biott y Pedro Biott, propietarios del Ea. Río Pelque; a Rodrigo García Patella, administrador de los Ea. La Angelina y Coy Aike; a Robert y Claire Lemaire, propietarios de los Ea. Chank Aike y Cañadón de las Vacas; a Luis Néstor Núñez, propietario del Ea. El Chiripá; a Pablo Sturzenbaum, administrador en el Ea. Las

Vizcachas y propietario del Ea. Rupai Pacha; a Roberto Marquestaux, administrador de los Ea. Las Buitreras, Los Vascos y San Francisco; a Miguel Maccoll y Cecilia Huanquetripay representantes de la Comunidad Tehuelche de Camusu Aike; a Enrique Jamieson, propietario del Ea. Moy Aike Chico; a Mario Arbilla, propietario del Ea. Ruben Aike; a Lenier Ardura, propietario del Ea. Don Ceferino; a Enrique Ibáñez, propietario del Ea. El Cazador; a Jim Sama, propietario del Ea. Las Vegas; a Adrián Tejedor, propietario de los Ea. El Relincho, El Tero, San Rafael y Cerro Palique; a Daniel y Oscar Bucci, propietarios del Ea. El Bosque; a Luis Núñez, propietario del Ea. Los Luises; a Gonzalo Sánchez, propietario del Ea. Chali Aike; A Guillermo Griffith, administrador del Ea. Chank Aike; a Héctor y Fernando Ajís, propietarios del Ea. Ketenk Aike; a Silvia Fernández y Ramiro Mayo, propietario y administrador respectivamente del Ea. Silvi Aike; a Leslie Hewlett, propietario del Ea. Coy Inlet; a Teddy Halliday, propietario del Ea. Los Pozos; a Harold Bark y Rubén López, encargado y administrador respectivamente del Ea. La Florinda.

Finalmente deseamos expresar nuestro agradecimiento al Gobierno de Santa Cruz en la figura de la Gobernadora Dra. Alicia Kirchner por al apoyo institucional, político y económico que han permitido asegurar la continuidad ininterrumpida de estudios de calidad de aguas en el sur de la provincia desde 2015 a la fecha. Sus palabras en relación con el tema durante el discurso de inauguración del 46° período legislativo en la Cámara de Diputados de Santa Cruz, el 1° de marzo de 2019, a 60 años de la provincialización del territorio nacional resultan una fuerte evidencia de este apoyo y del carácter de Política de Estado que se le ha asignado al recurso y su apropiada gestión:

> *"El agua también es un recurso soberano, un derecho humano y sin dudas un recurso estratégico. Luego de 25 años volvimos a estudiar nuestras cuencas hídricas, las que debemos cuidar.*
>
> *En un futuro cercano debemos trabajar en leyes que logren un equilibrio entre objetivos de conservación y aprovechamiento sustentable, asegurando este recurso vital para las generaciones presentes y futuras. Soberanía es legislar sobre nuestros recursos naturales renovables. El modelo de consumo global genera cada vez más presión sobre los ecosistemas. Sólo aquellos gobiernos con visión estratégica y soberana podrán administrar sus recursos naturales para el bienestar de la población."*

2. INTRODUCCIÓN

El agua es uno de los recursos naturales más importantes para el sostenimiento de la vida. También representa un recurso esencial para sustentar casi cualquier actividad humana, principalmente las socioeconómicas. En este sentido, los ecosistemas acuáticos se encuentran en todo el mundo sometidos a una suma de presiones de uso, cambio y contaminación que los han llevado a profundos cambios desde su situación natural primitiva, y que determinan la necesidad de un permanente diagnóstico y monitoreo de su calidad para establecer las mejores estrategias posibles de aprovechamiento y conservación (Oliveira-Filho *et al.*, 2014). El conocimiento de la química de las aguas naturales y su dinámica espacial y temporal no solo resulta una herramienta esencial para la comprensión de las dinámicas espaciales y temporales entre sus elementos sino también como pieza práctica para la sustentación de decisiones de aprovechamiento, manejo y conservación de los recursos acuáticos.

Una cuenca o región hidrográfica consiste en un sistema natural circunscripto a un área de drenaje en el que todas las aguas que lo atraviesan son recogidas por un colector común (Dourojeanni, 1994; Brooks *et al.*, 2003; Bren, 2015). Constituye la unidad territorial más apropiada para la planificación, la conservación y el aprovechamiento sostenido y coordinado de los recursos hídricos considerando sus dimensiones social, productiva y natural, permitiendo la detección de las mejores oportunidades para el aprovechamiento y conservación, minimizando conflictos o impactos negativos para los recursos contenidos en la cuenca (Solanez and Villarreal, 1999; Berelson *et al.*, 2004; COHIFE, 2013). Estos conceptos pueden sintetizarse en el de “gestión integral del recurso hídrico” (también conocido por su acrónimo GIRH), un proceso complejo orientado al control del ciclo de un recurso natural cuya presencia tiende a ser en general irregular en el tiempo y en el espacio (Dourojeanni, 1994).

La cuenca hidrográfica posee un valor único como base para la coordinación de actores ligados a un recurso común: el agua, así como para evaluar los efectos que tienen sobre este recurso las medidas de gestión ambiental, el acceso y aprovechamiento por parte de interesados que, dentro de sus límites, poseen fuertes interdependencias y relaciones (Dourojeanni, 1994). La conceptualización geográfica y territorial de la cuenca hace centro en el recurso agua, el más importante para la sustentación de todo aspecto de la vida y la economía, de tal forma, presenta una relevancia determinante en la conformación de los paisajes, los ambientes, sus componentes e interacciones,

el desarrollo de las actividades humanas y su supervivencia (Dourojeanni *et al.*, 2002; SUBDERE-CEPAL, 2013). El análisis regional basado en esta unidad espacial, en el contexto del ordenamiento territorial, es de vital importancia dada la preocupación y debates públicos por los crecientes problemas ambientales, sociales y económicos que se manifiestan en el desabastecimiento hídrico en amplias zonas del mundo, la sequías, el cambio de patrones de precipitación, la desaparición y retroceso de glaciares, la creciente competencia y conflictividad por el acceso y uso del agua, la sobreexplotación y subutilización de los recursos hídricos, y la remoción de hábitats relevantes vinculados al agua, problemas que se perciben con cada vez más regularidad (SUBDERE-CEPAL, 2013).

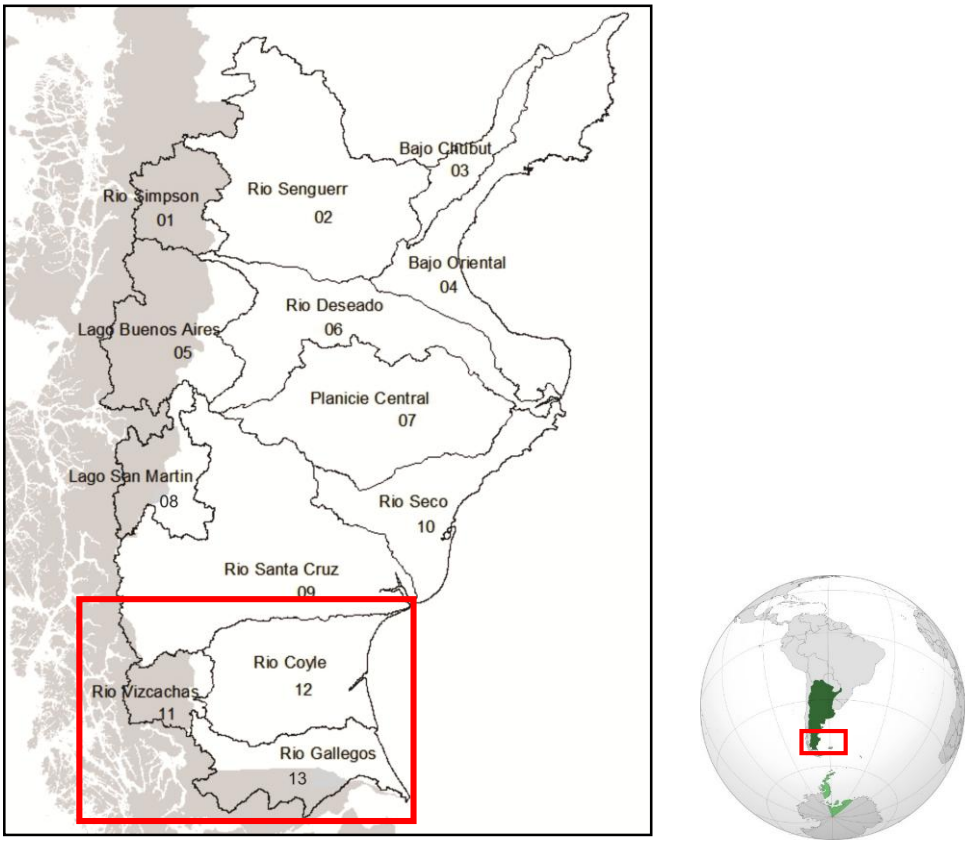
En éstas, sus recursos naturales y sus habitantes poseen condiciones físicas, biológicas, económicas, sociales y culturales que les confieren características peculiares más afines que entre sí que con los propios de cuencas vecinas. Sus cursos y cuerpos de agua se constituyen en espacios de articulación y vinculación de sus habitantes debido a su dependencia común de un sistema hídrico compartido si bien también en fuentes de potenciales de conflicto debido al impacto interno que puede ocasionar todo uso o alteración de un recurso sin conciliación de intereses entre los diferentes actores (Dourojeanni, 1994).

El planteo de la GIRH a escala de cuenca hidrográfica puede definirse entonces como el conjunto de esfuerzos interinstitucionales e interdisciplinarios tendientes a la identificación y aplicación de herramientas técnicas, socioeconómicas y legales para la solución integral de los problemas derivados del uso de sus recursos naturales. El objetivo principal es lograr un mejor desarrollo de la sociedad inserta en ellas y de su calidad de vida. En este sentido, la GIRH de una cuenca hidrográfica se constituye en un valioso instrumento del Estado y de la Sociedad para ordenar sus actividades, conciliar intereses, conservar la biodiversidad y permitir un uso sostenible de sus recursos naturales.

2.1. La región de interés

La región de los ríos Coyle (RH12), Vizcachas (RH11) y Gallegos (RH13) se ubica en el extremo sur de la Provincia de Santa Cruz (Mapa 2.1), una proporción de la cual consiste en un territorio binacional compartido con la República de Chile, en su porción sur y occidental. Se trata de un extenso territorio de contrastantes paisajes en unos 57.416,6 km^2 de superficie total conjunta, de los cuales 43.596,0 km^2 se encuentran en territorio argentino (75,9%), (Tabla 2.1). La proporción argentina de la RH11 consiste en “cuenca

alta” de un sistema hidrográfico mayor denominado Cuenca del río Serrano en la República de Chile, hacia el cual drenan las aguas del río Vizcachas y del arroyo Don Guillermo, mientras que la proporción argentina de la RH13 consiste en “cuenca baja” de un sistema hidrográfico que drena sus aguas al Mar Argentino (Mapa 2.2).



Mapa 2.1. Ubicación de las Regiones Hidrográficas de los ríos Gallegos, Coyle y Vizcachas.

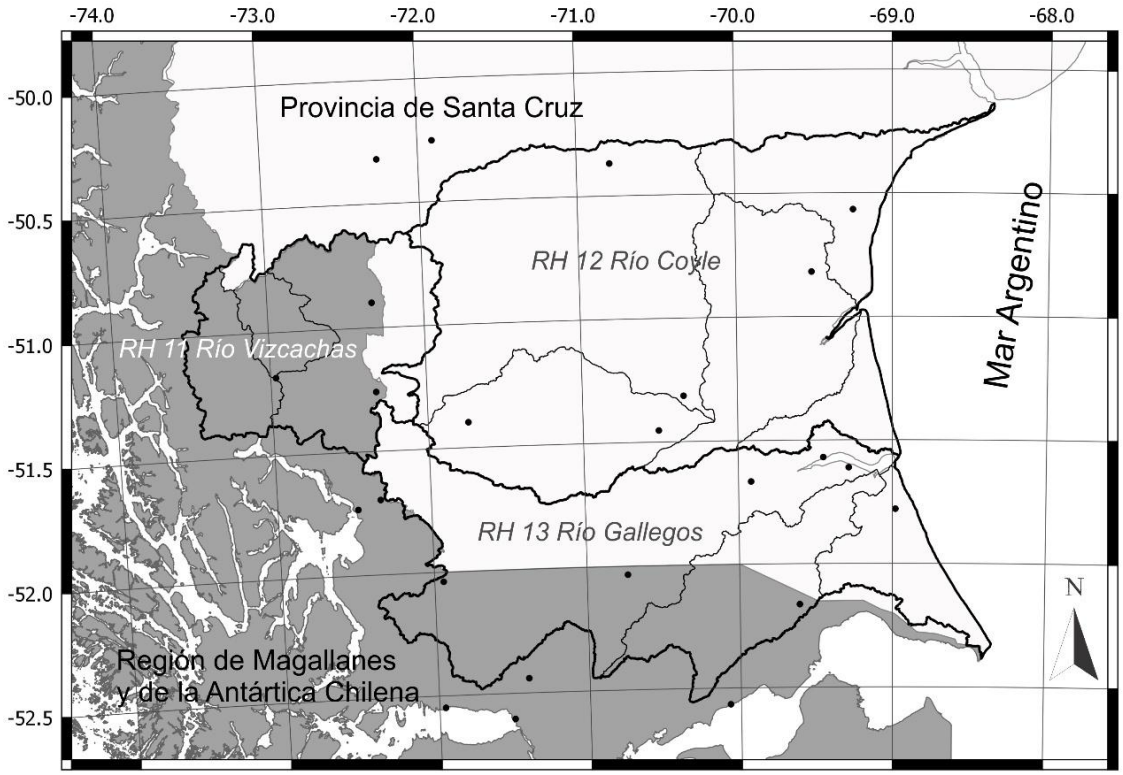
Se conjugan en ésta dos situaciones paradójicamente contrastantes. Por un lado se trata de la región con la mayor productividad agropecuaria actual y potencial de la provincia, basadas principalmente en la ganadería extensiva ovina y bovina en pastizales naturales y una mínima proporción de pasturas producidas mediante sistemas de irrigación de baja o mediana tecnología, desde sistemas gravitacionales tradicionales utilizando canales y regueras (la mayoría de los existentes) hasta sistemas de aspersión móviles. Por otro, es el territorio con el menor conocimiento existente en la actualidad sobre sus recursos hídricos, insumo fundamental para asegurar las actividades económicas mencionadas, en un ambiente natural predominantemente árido y semiárido.

Tabla 2.1. Distribución de superficies en la región de interés, determinadas a partir del SIG 1:100.000 desarrollado en el presente proyecto.

RH	DENOMINACIÓN	SUP.TOTAL (km^2)	SUP.ARG km^2 (%) [c]
11	Río Vizcachas	8.666,6	1.814,1 [b] (20,9 %)
12	Río Coyle	29.444,0	29.444,0 (100,0 %)
13	Río Gallegos	19.306,0 [a]	12.338,0 (63,9 %)

[a] Referencia publicada por Diaz *et al.* (2016) y por Casalinuovo *et al.* (2018). En el SIG desarrollado y presentado en el presente proyecto se han actualizado algunos trazados delimitorios resultando una pequeña corrección en la superficie total = 19.348,3 km^2; [b] La región hidrográfica (RH) totaliza un 23,2% de su superficie en territorio argentino (2.009 km^2). Sin embargo, una pequeña proporción se encuentra al norte de su distribución, en el límite con la RH09 del río Santa Cruz; [c] Proporción de territorio sobre la República Argentina, expresada en km^2, y margen porcentual de su extensión total.

La región de interés consiste en una extensa área de valles y planicies onduladas con vastas extensiones de mallines asociadas a las redes hidrográficas, conformados por especies de alto valor forrajero y altas productividades, situación que los convierten en zonas atractivas para el desarrollo de la ganadería, lo que se traduce en una importante presión de uso de los recursos naturales y ambientes asociados. Las comunidades vegetales más importantes pertenecen al dominio de la Estepa Magallánica Seca y Húmeda, esta última de la mayor importancia económica debido a la productividad de sus pastizales y su potencialidad para las producciones pecuarias. El paisaje predominante es de valles de origen glaciofluvial y planicies onduladas en mesetas de origen sedimentario, con pequeños aterrazamientos que pueden alcanzar niveles de hasta 300 msnm. La región posee un buen desarrollo de su red hidrográfica, en una ubicación latitudinal beneficiada por el régimen anual y estacional de lluvias y nieves, y que se traduce en un módulo anual medio estimado de 5 m^3/s tanto en RH11 como en RH12 y hasta un máximo de 30 m^3/s en el caso de RH13. El rango de precipitaciones medias anuales va desde unos 200-250 mm/año en la franja costera oriental y hasta unos 300-400 mm/año en la zona precordillerana, con una preponderante concentración entorno al otoño e invierno. La temporada húmeda se concentra desde entonces y hasta mediados de primavera gracias a los aportes de fusión de nieves estacionales que aseguran recarga de acuíferos superficiales y cursos de agua, prolongando sus caudales dentro de la estación de estío como una función de los aportes invernales dado que la región no posee alimentación glaciaria.



Mapa 2.2. Ubicación geográfica de la región de interés para la presente propuesta. El sector blanco corresponde a territorios dentro de la República Argentina; grisados a la República de Chile.

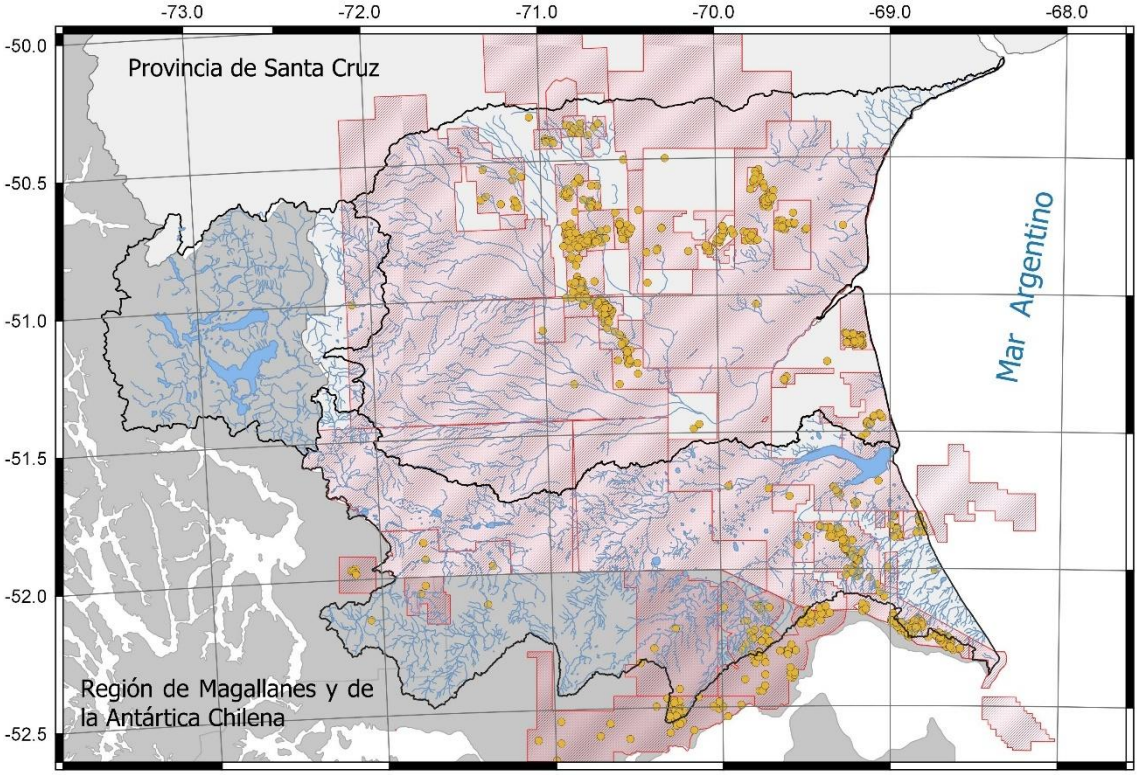
Se trata también de un territorio en el que se combinan otras importantes actividades socioeconómicas entre los cuales pueden presentarse importantes conflictos espaciales y temporales en relación con el agua de superficie, en especial para el aseguramiento de estándares mínimos de calidad, como la explotación de hidrocarburos (Mapa 2.3), la minería, la ganadería extensiva, la agricultura con introducción de agroquímicos y otras actividades socioeconómicas emergentes como el turismo, la pesquería recreacional y la piscicultura. Estudios recientes han comenzado a revelar algunas de estas actividades como de alto impacto actual y futuro en los recursos hídricos de superficie (Casalinuovo *et al.*, 2018).

La situación descripta plantea importantes incertidumbres y desafíos para el planteo del manejo integrado de recursos naturales asociados a los ambientes acuáticos y los servicios ecosistémicos que éstos brindan, resultando necesaria la generación e integración de conocimientos mínimos indispensables que permitan apoyar procesos de toma de decisión por parte de las autoridades de aplicación provinciales en la materia como la Dirección Provincial de Recursos Hídricos (DPRH – CAP), la Subsecretaria de Medio Ambiente y la Dirección Provincial de Pesca Continental, esta última en lo referente al manejo de las poblaciones de peces en ríos de la región. Los productores agropecuarios regionales son los principales demandantes actuales y potenciales del agua de

superficie para irrigación de pastizales naturales en áreas de mallín y para bebida animal. Estas demandas se asocian a tres principales problemas:

- la disminución permanente y regular en décadas recientes en la cantidad de agua superficial disponible y la productividad primaria consecuente de los pastizales,
- los potenciales conflictos entre productores vecinos al utilizar el agua superficial,
- y la falta de un plan integral de manejo del agua a escala de cuenca.

Este último punto resulta crítico en la actualidad debido a la falta de información concreta y actualizada de la región.



Mapa 2.3. Ubicación de pozos hidrocarburíferos activos hacia finales de 2018 y concesiones de explotación y exploración en la región de interés. Elaborado a partir de geodatos provistos por el Instituto de Energía de Santa Cruz (IESC, 2019).

La región en su conjunto ha sido estudiada en pocas oportunidades, en particular en lo concerniente a los recursos hídricos y ecosistemas asociados, y siempre a partir de trabajos específicos, puntuales y de corta duración, orientados mayormente al diagnóstico de situación con objetivos de provisión de agua para consumo humano, sus pesquerías o los impactos con relación a las actividades extractivas en su cuenca alta.

A la diversidad de actividades socioeconómicas mencionadas debe considerarse que la región concentra una alta proporción de la población provincial, situación que permite suponer un creciente desafío en términos de la conservación del medio natural, del hábitat para las especies de interés, en particular asociados a ecosistemas fluviales y lacustres, y que justifican sobradamente la necesidad de un monitoreo de variables físicas, químicas y biológicas del agua y sedimentos, tal que permitan inferir cambios en su condición natural, predecir escenarios futuros y, en definitiva, contribuir con información de valor para la planificación del uso más eficiente de los recursos.

2.2. Clima

En la mayor parte de Patagonia predominan anualmente masas de aire provenientes del Océano Pacífico. La región se encuentra entre los anticiclones permanentes entre éste y el Océano Atlántico, ubicados aproximadamente entre los 30° LS y el cinturón de baja presión subpolar, en los 60° LS (Prohaska, 1976; Paruelo *et al.,* 1998). La situación origina fuertes y constantes masas de aire del oeste responsables de la mayor proporción de precipitación regional, especialmente sobre la cordillera, y condicionante de sus patrones estacionales.

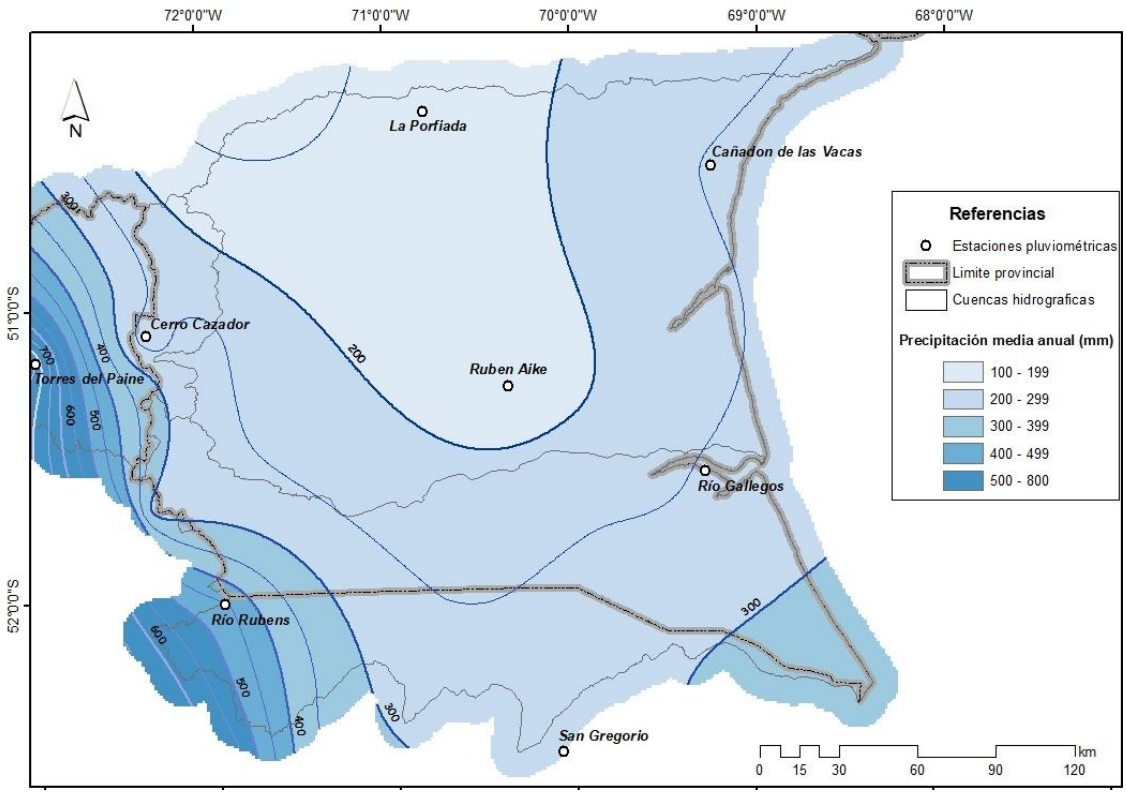
La distribución de la Cordillera de los Andes, con dirección norte-sur en la provincia de Santa Cruz, impone una importante barrera para estas masas de aire húmedo, generando un importante desbalance de precipitaciones hacia el occidente, en la República de Chile mayormente y un significativo gradiente hacia el este (Barros *et al.*, 1979). Al cruzar al sector argentino el aire se vuelve más caliente y seco a través de un proceso de calentamiento adiabático (Paruelo *et al.*, 1998). Se crean así gradientes de precipitación que pueden ir desde unos 2.000 mm/año al oeste de la cordillera, con tormentas principalmente de tipo orográfico, hasta menos de un 10% de este valor sobre la costa atlántica (Paruelo *et al.*, 1998), con tormenta de tipo predominantemente frontal (Bell, 1981). En términos macro regionales, en Patagonia la distancia desde la cordillera permite explicar en general poco más del 90% de la variabilidad espacial de la precipitación media anual (Jobbágy *et al.*, 1995).

En Patagonia la lámina líquida anual precipitada (bruta) se acumula mayormente entorno al invierno. En el centro y oeste de su distribución, ésta representa poco menos del 50% del total anual, complementada por un 27% en otoño, 16% en primavera y un 11% durante el verano (Jobbágy *et al.*, 1995). La mayor parte de los eventos de precipitación son menores a 5 mm (Beltrán, 1997). Esta distribución estacional no suele resultar tan clara hacia el oriente

de la región, en zonas más secas, evidenciándose un crecimiento exponencial de la variabilidad interanual en el gradiente oeste – este. Así, mientras en zonas húmedas del oeste el coeficiente de variación interanual de la precipitación acumulada en el año oscila en torno a un 15% en zonas más secas, propias de las mesetas centrales y la costa atlántica, ésta puede oscilar entorno a un 50% (Jobbágy *et al.*, 1995).

Los trabajos desarrollados por Almonacid *et al.* (2018a; 2018b; 2019) a partir de series temporales de precipitaciones líquidas en el período 1995-2014 permiten describir el fenómeno en la región de interés del proyecto. Las láminas anuales van desde los 150 mm/año en el centro norte de la región, en el tramo medio de la RH11 del río Coyle, hasta un promedio de 800 mm en el suroeste de la RH13 de los ríos Gallegos y Vizcachas (Figura 2.4). Esta distribución representa adecuadamente el rol fundamental de la cordillera en el fenómeno, la que decrece exponencialmente hacia el oriente. También es posible observar la influencia en las zonas costeras de las masas de aire procedentes del Atlántico sur, con valores medios de precipitación anual ligeramente mayores que en la estepa central.

La zona más seca de la región se encuentra en el centro – norte de la distribución estudiada. En ésta, las estaciones de registro en los establecimientos agropecuarios (Ea.) Ruben Aike y La Porfiada acusaron la menor precipitación líquida media anual (PLAm) en la serie estandarizada disponible para los años 1995-2014 con valores medios entre 170–180 mm/año (Tabla 2.2). Hacia el este – sureste las PLAm se incrementan como consecuencia de influencias estacionales desde el Atlántico y el estrecho de Magallanes en acotados momentos del año, ubicándose en el rango de 250–300 mm/año. Hacia el sur – suroeste se producen las mayores PLAm con máximos del orden de los 800 mm/año como las zonas altas de los ríos Rubens (RH13) y bajas del río Serrano (RH11), si bien la mayor densidad de isohietas propias de altas pluviometrías se encuentra fuera del territorio provincial (Mapa 2.4). Las PLAm históricas revelan que la región puede experimentar períodos notablemente secos, lo que contribuye a una gran variabilidad interanual, característica del fenómeno en la región (Tabla 2.4).



Mapa 2.4. Isohietas medias anuales para la región de interés de proyecto, al sur de la provincia de Santa Cruz entre 1995-2014. Adaptado de Almonacid *et al.*, (2018a; 2019).

Tabla 2.2. Estadísticos descriptivos de la precipitación anual, promedio para la serie de registros 1995-2014, en algunos sitios representativos de la región sur de Santa Cruz. Procesado a partir de registros contenidos en el (BDHM) Banco de Datos Hidrometeorológicos de la Provincia de Santa Cruz (Diaz *et al.*, 2016).

ESTACION	LAMINA PROMEDIO [1]	MAXIMO [2]	MINIMO [2]	CV% [3]
Ruben Aike	176,6 ± 45,7	291,5	121,5	25,9
La Porfiada	177,4 ± 51,9	306,0	104,4	29,3
Cañadón de las Vacas	247,6 ± 73,2	419,0	128,0	29,6
San Gregorio	268,7 ± 57,2	356,3	166,0	21,3
Río Gallegos	276,2 ± 63,0	416,5	162,2	22,8
Cerro Cazador	379,9 ± 80,9	624,2	277,0	21,3
Rio Rubens	448,6 ± 160,9	768,6	186,3	35,9
Torres del Paine	775,7 ± 127,4	1051,8	556,0	16,4

[1] Lámina líquida anual promedio precipitada ± desvío estándar, expresados en mm/año; [2] Registros absolutos extremos en la serie disponible, en mm anuales; [3] Coeficiente de variación porcentual interanual para cada estación.

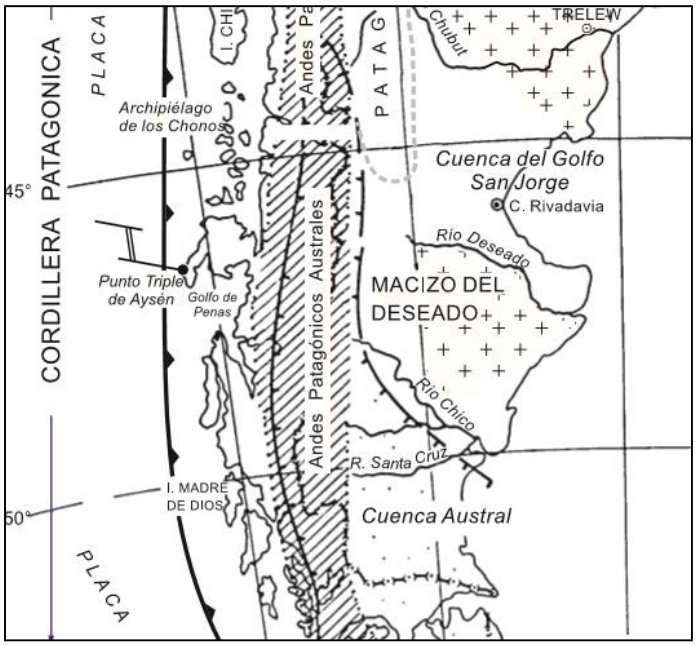
La región presenta una temperatura media anual de 6,7 ± 0,8°C con amplitudes térmicas del orden de los 10,8 ± 1,6 °C entre sitios extremos de la región, en general entre estaciones ubicadas en latitudes más hacia el sur como Villa Tehuelches, Potrok Aike, Monte Aymond respecto a aquellas ubicadas en latitudes más bajas como Río Gallegos y El Calafate, incluso Torres del Paine, no obstante encontrarse inserta en la Cordillera de los Andes (Tabla 2.3).

Tabla 2.3. Temperaturas medias anual y estacionales expresadas en °C para 9 estaciones de referencia en la región sur de Santa Cruz con >20 años de registros continuos, entre 1995-2014. Elaborado a partir de registros contenidos en el BDHM de la Provincia de Santa Cruz (Diaz *et al.*, 2016).

ESTACION	$\overline{X}$ Anual	Amplitud Térmica	$\overline{X}$ VER	$\overline{X}$ OTO	$\overline{X}$ INV	$\overline{X}$ PRI
Río Gallegos (Arg.)	7,8	12,0	12,6	4,7	3,5	10,5
Monte Aymond (Chi.)	6,0	11,7	10,5	3,1	1,9	8,5
Potrok Aike (Arg.)	6,0	11,4	10,6	2,9	2,0	8,5
Villa Tehuelches (Chi.)	5,9	9,3	9,7	3,7	2,3	7,9
Puerto Natales (Chi.)	6,4	9,0	10,0	3,9	3,5	8,2
Torres del Paine (Chi.)	7,7	10,1	11,8	5,1	4,2	9,7
Cerro Guido (Chi.)	7,1	10,5	11,3	4,7	3,4	8,9
El Calafate (Arg.)	6,9	12,2	12,1	3,8	2,6	9,1

2.3. Geología regional

El área de proyecto se sitúa en la región extra andina de la *Meseta Patagónica Austral* la cual se desarrolla, según Ramos (1999), dentro de la provincia geológica *Cuenca Austral*. Ésta se encuentra limitada al noreste por el Macizo del Deseado y el Arco de Río Chico-Dungeness, y hacia el oeste por la Cordillera Surpatagónica (Mapa 2.5).



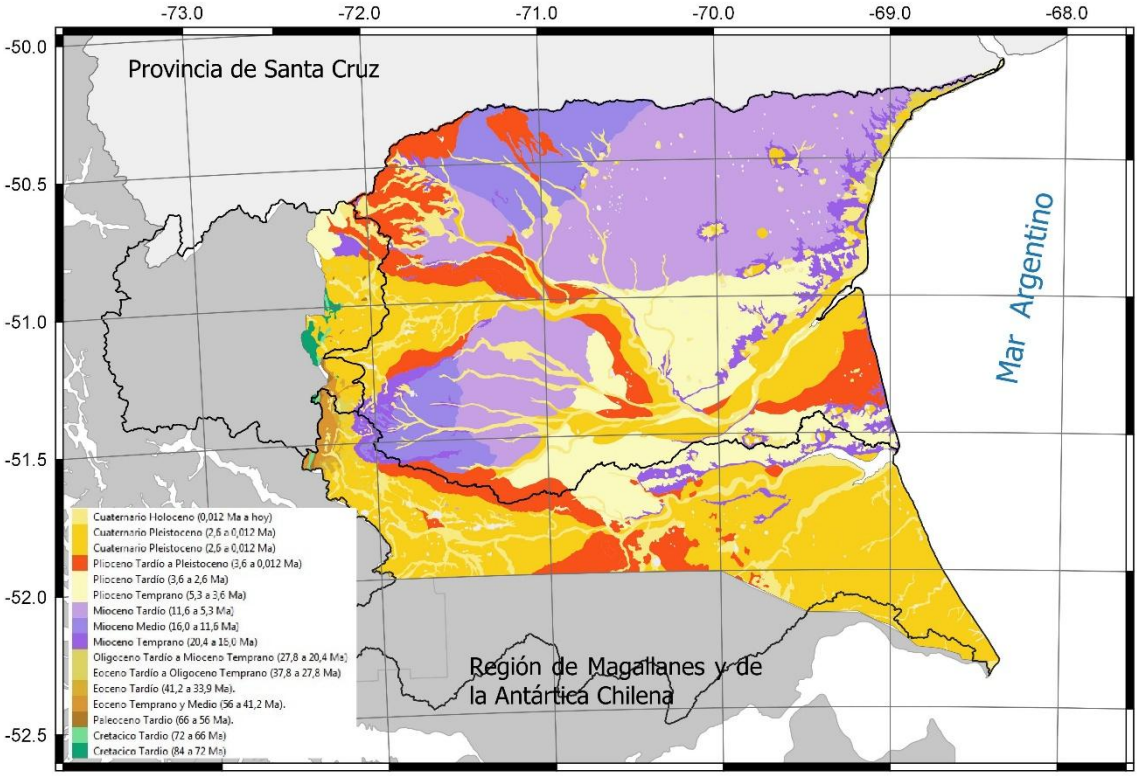
Mapa 2.5. Ubicación de la región de interés de proyecto en la Meseta Patagónica Austral. Extraído de Ramos (1999).

El basamento de la *Cuenca Austral* (CA) se caracteriza por presentar rocas metasedimentarias y sedimentitas de edad paleozoica (de 540 a 252 Ma), intensamente deformadas (Kraemer *et al.*, 2002). De éstas se pueden encontrar afloramientos discontinuos todo a lo largo de los Andes Patagónicos y en reducidos relictos en el Macizo del Deseado (Zilli *et al*., 2002). La CA presenta tres etapas en su evolución las cuales quedan plasmadas en su secuencia estratigráfica y relleno sedimentario: (a) etapa de rift, (b) etapa de post–rift, (c) y etapa de cuenca de antepaís (Kraemer *et al.*, 2002).

La apertura de la CA comienza con la etapa de rift (a), durante el Jurásico Tardío (hace unos 163 Ma), con un proceso de ruptura por la separación de placas tectónicas (rifting) producto de la extensión generada por el impacto de una pluma mantélica sobre la litósfera patagónica (Pankhurst *et al.*, 2000). Estos procesos de extensión se encuentran asociados a la ruptura inicial del sector sudoccidental del supercontinente Gondwana y a la apertura del Océano Atlántico Sur. Durante esta etapa se desarrollaron estructuras tectónicas asociadas a fallas, como *Grábenes* y *Hemigrabenes* (depresiones limitadas en ambos lados por fallas paralelas que dejan bloques elevados entre los cuales el terreno se ha hundido), que fueron rellenados por rocas volcánicas, volcaniclásticas y sedimentos epiclásticos (Varela, 2011), producto de un intenso volcanismo regional silíceo (Kraemer *et al*., 2002) conocidas como Formación Tobífera o Formación El Quemado con un variable espesor y desarrollo de ambientes depositacionales (Zilli *et al*., 2002). La actividad tectónica cesa y empieza la etapa de post-rift o “SAG” (b), hace 145 Ma, durante la transición entre Jurásico Tardío – Cretácico, momento en el que se produce un hundimiento termal así como un cierre resultante del levantamiento de un arco occidental. Las cuencas de SAG son grandes depresiones corticales donde la acumulación de sedimentos genera una lenta subsidencia no lineal de la litósfera debido a su contracción termal (Spalletti *et al.*, 2006). Esta etapa se relaciona con el desarrollo de una cuenca marginal (Cuenca Marginal de Rocas Verdes), asociada a la apertura del Mar de Wedell, en el sector sudoeste de la cuenca, del cual pueden observarse registros al sur del lago Argentino (Varela, 2011). El desarrollo de la fase tectónica extensional y el volcanismo asociado que comienza en el Triásico tardío y culmina en el Jurásico medio, con la apertura de la Cuenca de Rocas Verdes son los estadios iniciales de la extensión cortical que condujo a la apertura del Atlántico Sur. En este momento de la cuenca se desarrollan los depósitos transgresivos de la Fm. Springhill, de edad Oxfordiense a Barremiense (160 a 130 Ma), importante reservorio de hidrocarburos que define el potencial económico regional de petróleo y gas al sur de Santa Cruz. Esta Formación se caracteriza por areniscas cuarzosas y se compone de una sucesión de secuencias en arreglo retrogradacional, fluviales, costeras, y marino- someras (Zilli *et al.*,

2002; Spalletti *et al.,* 2006) y traslapando ampliamente los bordes de los hemigrábenes iniciales (Varela, 2011). Durante el Cretácico Temprano y hasta el Paleógeno, entre unos 100 y 23 Ma, se desarrolló la etapa de antepaís (c). A mediados del Cretácico la región cambia a una fase compresiva producto de la convergencia de un arco y/o cratón y se produce el cierre de la Cuenca de Rocas Verdes. En el retroarco se desarrolla una faja plegada y corrida a lo largo de los andes Patagónicos-Fueguinos, a la cual se le asocia en su margen este la Cuenca Austral de antepaís (Varela, 2011) receptora de grandes volúmenes de sedimentos poco seleccionados. Esta sedimentación se encuentra asociada a ciclos transgresivos y regresivos que generan la deposición de los ciclos Lagos San Martín y Lago Viedma. Además, se registran depósitos Terciarios (datados entre los 66 y 3,6 Ma) asociados a la etapa de cuenca de antepaís, de los cuales es destacable la Formación Santa Cruz, de edad miocena (entre 23 y 5 Ma). Está constituida por una sucesión de tobas, arcilitas tobáceas y areniscas de colores claros, desde verdosos hasta amarillentos depositados en un ambiente continental de amplia extensión areal que aflora en la costa atlántica y en las márgenes de los principales ríos. Los mejores perfiles de la unidad se observan en los acantilados costeros de la margen sur de la ría Coig (Coyle) alcanzando cerca de los 50 m y en la costa atlántica, entre las estancias La Costa y Cabo Buen Tiempo, llegando a los 225 m de espesor (Panza *et al.*, 2015).

A partir del Terciario se incrementa la actividad tectónica regional por la discordancia basal que separa los depósitos terciarios de los cretácicos subyacentes. Hacia finales del Terciario y durante el Pleistoceno se suceden una serie de coladas basálticas y depósitos glacigénicos que constituyen los últimos exponentes litológicos de la región. En el Mapa 2.6 se observan depósitos Terciarios Miocenos ubicados en el norte y centro del área de estudio. Corresponden a dos niveles de depósitos de agradación pedemontana constituidos por gravas medianas a gruesas, denominados como Rodados Patagónicos. Son el producto de la coalescencia de abanicos aluviales tras sucesivos episodios de agradación pedemontana, desarrollados posteriormente al ascenso de la Cordillera de los andes, en el Mioceno medio a tardío, hace aproximadamente 11Ma. (Cobos *et al*., 2012).



Mapa 2.6. Edades geológicas de materiales en las regiones hidrográficas del sur de Santa Cruz. Elaborado Cabral *et al.* (2010) y por Mata *et al*. (2013) a partir de información original de Panza *et al.* (2002) y SEGEMAR (2003).

Durante el Pleistoceno (2,58 a 0,01 Ma) tuvieron lugar una serie de glaciaciones producto del levantamiento de la Cordillera de los Andes y el cambio climático. Los glaciares fluyeron desde allí hacia el oriente transportando grandes volúmenes de sedimentos hacia el área de antepaís, erosionando las nacientes elevadas y cubriendo parcialmente las unidades descriptas anteriormente disectando, de esta manera, las planicies de grava de edad plio – pleistocénica, dando origen a los amplios valles con depósitos glaciarios y fluvioglaciarios que en la actualidad cortan el paisaje de la región (Zilli *et al*, 2002). En el Mapa 2.6 se observa el sector sur y suroriental del área de interés, perteneciente al sector este de la cuenca del río Gallegos, cubierto por materiales de edad Cuaternaria Pleistocena, los cuales son de origen glaciario. Corresponden al extremo distal del área que oportunamente ocupó el lóbulo glaciar del estrecho de Magallanes, el cual se considera que fue el glaciar de valle de mayor tamaño de todos los que irradiaban desde el extenso casquete de hielo de montaña formado en el Pleistoceno en el sur de la Patagonia, y en particular en la Cordillera Darwin, en el sector chileno de la isla Grande de Tierra del Fuego (Panza *et al.*, 2015). También se observa este tipo de depósitos hacia el oeste de la región, en el lugar

ocupado por los glaciares pleistocenos y a lo largo de redes de drenaje asociadas a ellos.

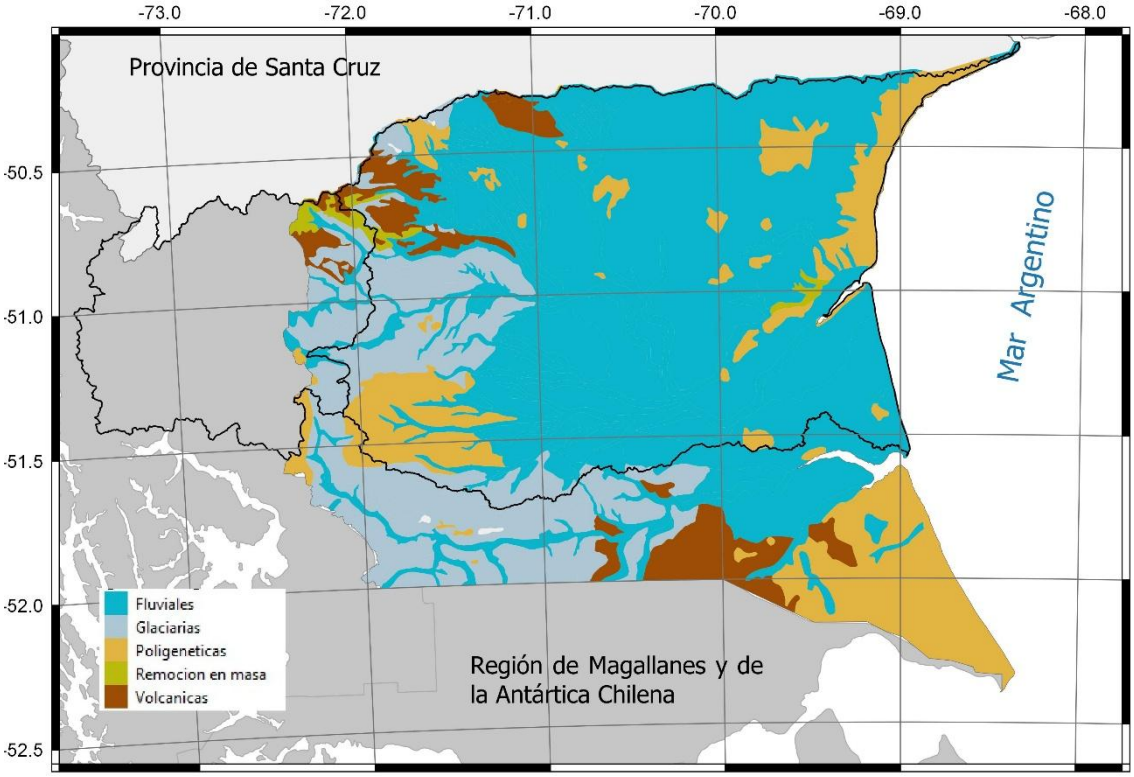
Durante el Pleistoceno, el cinturón cordillerano cambió su inclinación hacia el oeste, revirtiendo la pendiente de varios ríos que anteriormente desaguaban hacia el este, causando una modificación en amplios sistemas de drenaje motivo por el cual parte de las aguas del piedemonte oriental de los Andes actualmente fluyen hacia el oeste, en dirección al Océano Pacífico. (Zilli *et al.,* 2002).

2.4. Geomorfología regional

La Cuenca Austral (CA) es una cuenca sedimentaria de rumbo predominante norte–sur en su distribución norte, cambiando a una orientación este–oeste en proximidad del Estrecho de Magallanes. La compleja interacción resultante entre un fallamiento compresivo transversal existente de orientación predominante este–oeste, con uno extensional, juega en esta región un importante papel en el modelado de su paisaje (Pereyra *et al.,* 2002).

Regionalmente pueden reconocerse tres grandes unidades geomorfológicas (Mapa 2.7). La primera de origen glaciario, situada hacia el sector más occidental de su distribución, en donde se encuentran depósitos glaciarios y post glaciarios, con presencia de cordones de morenas y planicies glacifluviales (Pereyra *et al.,* 2002). A partir de los 2,5 Ma tuvieron lugar seis extensas glaciaciones en la cordillera que alcanzaron además el antepaís andino produciendo erosión y acumulación glaciaria y fluvioglaciaria, dando como resultado la profundización y ensanchamiento de los valles principales (Mapa 2.8). Grandes mantos de hielo situados en la Cordillera Patagónica se extendieron hacia la Patagonia Extraandina en forma de gigantescos lóbulos. Geoformas deposicionales permiten inferir que en la zona sur de la provincia llegaron dos grandes lenguas glaciares desde el oeste, una extendiéndose por la cuenca del lago Argentino (RH09 del río Santa Cruz) y la otra hacia el sur, por la RH12 del río Coyle, separadas y controladas lateralmente por la meseta de las Vizcachas. Se encuentran extensos arcos morénicos como resultado de una serie de períodos de avance y retroceso glacial cuyos tamaños evidencian la magnitud de las masas de hielo que dieron origen al paisaje actual. En el valle del río Coyle, un importante eje de englazamiento, los cordones morénicos más jóvenes están a una cota más baja que los más antiguos. Al norte de esta cuenca se encuentra un importante cordón morénico marginal lateral correspondiente al estadio Inicioglacial, que representa las glaciaciones más antiguas. El mayor avance de estos hielos hacia el este alcanzó la altura de la estancia San José. Estos importantes arcos controlan los cauces del río

Pelque y el chorrillo Barrancas Blancas. Las morenas marginales presentan una geometría cordoniforme y cuentan con una buena preservación, posiblemente asociada a las condiciones semiáridas y frías de la región, que impiden una rápida erosión.



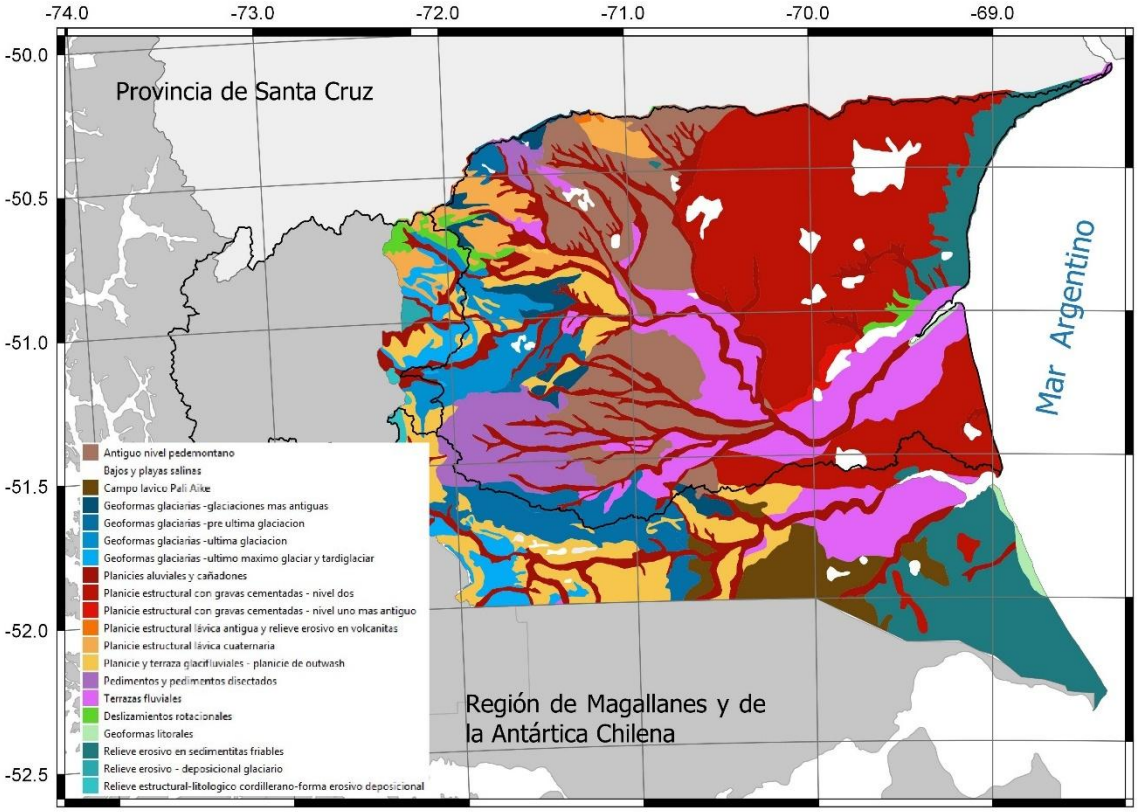
Mapa 2.7. Génesis geomorfológica en las regiones hidrográficas del sur de Santa Cruz. Elaborado por Cabral *et al.* (2010) y Mata *et al*. (2013) a partir de información original de Pereyra *et al.* (2002) y SEGEMAR (2003).

En la zona del río Vizcachas se localizan morenas en sus alrededores, próximos a la estancia La Lucila, así como un campo de drumlins al norte de ésta. Arcos morénicos de diferentes edades se encuentran bien representados entre Cancha Carrera y Fuentes del Coyle, por el sur, y la meseta de las Vizcachas, por el norte. En este sector también se encuentran extensas planicies glacifluviales que se prolongan en la dirección del valle del río Coyle. En el valle del río Vizcachas está expuesto un importante espesor de depósitos glacilacustres con varves. Se considera que corresponden a un antiguo lago glaciar endicado por las morenas del río Vizcachas. Se reconocen como artesas glaciarias de menor magnitud los valles de algunos arroyos localizados en la meseta de las Vizcachas, tal es el caso del cañadón del Italiano. Este valle alojó una lengua glaciaria que descendía desde la parte superior de la meseta hasta las cercanías de la estancia La Santafecina. En su interior se reconocen depósitos de remoción en masa, mientras que sobre los basaltos de la meseta se encuentran geoformas cordoniformes y periglaciares, evidenciando acción glaciaria.

En el caso del valle del río Gallegos, se alojó un gran lóbulo glaciario conformado por el aporte de una gran lengua procedente del seno Almirante Montt (Chile) y de otra encauzada en el valle del río Turbio. El mayor avance de los glaciares hacia el este está testimoniado por el sistema morénico del eje de englazamiento del río Gallegos, formado durante el estadio Inicioglacial Una posición de la estabilización de los hielos se encontraría al oeste de la desembocadura del río Gallegos Chico (Pereyra *et al.,* 2002). Este grupo de geoformas, que ocupa la mayor extensión areal, está integrado por enormes cordones morénicos terminales (frontales y laterales), bien conservados y distribuidos en forma concéntrica. La topografía de estas geoformas externas es suave, pero son comunes los bloques erráticos coronando las lomadas. En el área de la estancia Sofía, al norte del río Gallegos, se encuentra un campo de drumlins perteneciente a la Gran Glaciación Patagónica (Pleistoceno temprano). Las posteriores glaciaciones no lo afectaron, siendo considerado en el mundo como uno de los ejemplos más antiguos de campo de drumlins en regiones templadas. Esta excelente preservación se debe a las condiciones de aridez del clima en la región (Rabassa *et al*., 1999; Ercolano *et al.*, 2004). En las proximidades de la estancia Glencross se observan morenas terminales bien preservadas, dispuestas en cordones concéntricos bien definidos entre el valle del río Turbio y la laguna El Cóndor.

Al sur del río Gallegos, estas geoformas controlan la disposición de los ríos Rubens y Penitente. Los importantes depósitos glacifluviales y las numerosas lagunas, como la laguna El Cóndor, interpuestos entre relictos de cordones morénicos conforman la topografía hummocky distintiva de este paisaje. Entre los valles de los ríos Turbio, Rubens y el límite internacional se encuentra un sistema morénico constituido por tres grandes arcos de morenas terminales, muy bien preservados. El arco interno constituye la divisoria por donde se trazó el recorrido fronterizo.

En el sector del cabo Vírgenes, al sureste de la región de interés, los depósitos glaciarios pleistocenos adquirieron importancia a finales del siglo XIX al ser fuentes de explotación de oro. En las márgenes de la laguna Potrok Aike se encuentran bien representados depósitos glaciarios como till, limos glacilacustres, gravas y arenas fluvioglaciares.



Mapa 2.8. Geoformas predominantes en las regiones hidrográficas del sur de Santa Cruz. Elaborado por Cabral *et al.* (2010) y Mata *et al*. (2013) a partir de información original de Pereyra *et al.* (2002) y SEGEMAR (2003).

La segunda unidad geomorfológica corresponde a procesos volcánicos, caracterizada por coladas basálticas cenozoicas. El rasgo más destacado de este paisaje son las extensas mesetas que conforman el relieve característico de la Patagonia Extraandina. Uno de los procesos más importantes que ha intervenido en la formación de la morfología de la zona sur del área de estudio es el volcanismo basáltico. Muchas de las principales elevaciones aquí se deben a la actividad volcánica y se encuentran poco degradadas debido a la extrema juventud de la mayor parte de los derrames.

Hacia el sur del río Gallegos se encuentra el campo volcánico-tectónico Pali Aike (Mapa 2.8), de edad Plio – Pleistocena, caracterizado por lavas basálticas alcalinas emitidas con baja o nula explosividad. Está constituido por mantos basálticos no muy extensos y de poco espesor (0,50 a 3,0 m) que se han derramado en las partes más bajas del relieve cubriendo el sector suroccidental de la comarca, con un menor desarrollo hacia el sur. En algunos casos el relieve preexistente ha controlado el curso de los derrames lávicos de mayor longitud, encauzándose en algunos casos a lo largo de valles.

Debido a la juventud de estos pulsos volcánicos puede observarse en la actualidad la textura original de las lavas expulsadas en ese momento. Se encuentran registros de dos tipos de lavas: *pahoehoe* y, en menor medida, *aa.* Las lavas *pahoehoe* o cordadas se caracterizas por presentar una superficie suave y ondulada con aspecto de cordones, estructura asociada a su gran fluidez. Las lavas *aa*, o de bloques, presentan una superficie rugosa, cubierta por fragmentos sueltos de trozos de escoria irregulares y ásperos. Estas generalmente son emitidas por conos lávicos y piroclásticos de poca dimensión, identificables en el relieve local por su prominencia.

A lo largo de este campo volcánico se encuentran extensas coladas, campos de lava y estructuras como pequeños volcanes en escudo, conos de escoria y ceniza. Se identifican más de 100 maares, depresiones de origen volcánico producidas por explosiones freatomagmáticas de vapor. Esto ocurre cuando la lava derramada entra en contacto con aguas subterráneas. Estas estructuras volcánicas generalmente se encuentran alineadas siguiendo fracturas regionales. En el área también existen diversas lagunas, algunas de éstas alojadas en maares y, en otros casos, originadas por derrames lávicos que produjeron el endicamiento de aguas superficiales (Corbella, 2002). Entre las lagunas más destacadas se encuentran Bismarck, Salada y Potrok Aike. El maar de la laguna Bismarck (estancia Markatch Aike) es la más profunda de todas las depresiones regionales. Sin embargo, el maar de mayor magnitud de los atribuidos al episodio volcánico del Basalto Pali Aike, es el de la laguna Potrok Aike (estancia homónima).

Al oeste del valle del río Chico entre las estancias Bella Vista y Pali Aike, en el área de influencia de la laguna Pali Aike, se encuentra un gran campo lávico basáltico, formado por superposiciones de coladas delgadas de basaltos olivínicos y algunos vitrófiros basálticos. En la zona comprendida entre las estancias Las Buitreras y La Argentina, al sur del río Gallegos, existe otro gran campo basáltico, constituido por un conjunto de conos lávicos y de escorias, con algunos maares asociados. Algunas de las coladas que se derramaron de parte de estos conos situados al noroeste de la laguna Arturo llegaron hasta el valle del río Gallegos y desviaron significativamente el curso del río hacia el norte, hasta las inmediaciones de la estancia Alquinta. Hacia el oeste de la región, se encuentra la meseta de las Vizcachas, una importante planicie estructural lávica constituida por una superposición de coladas basálticas, aglomerados y brechas volcánicas. Su monótono paisaje tabular presenta unos pocos conos volcánicos mal preservados. La meseta está surcada en su parte central por el cañadón del Italiano, un valle profundo y amplio orientado de oeste a este.

La tercera unidad geomorfológica, de origen fluvial, se sitúa hacia el este de la región de interés, caracterizada por extensas planicies cubiertas por gravas conocidas como *Rodados Patagónicos*, los cuales descienden desde el borde oriental de la cordillera patagónica hacia la costa atlántica, disminuyendo su espesor. Hasta el presente se carece de edades absolutas para los depósitos que cubren las planicies, por lo que resulta difícil datarlos. Sin embargo, en función de su relación con los sistemas morénicos se puede plantear una edad anterior a las glaciaciones cuaternarias (Pereyra *et al*., 2002).

En la provincia se encuentran 3 niveles de planicies estructurales mesetiformes cubiertas por gravas. Al sur del río Santa Cruz éstas se encuentran recortadas por algunas depresiones sin salida y disectadas por los valles de los ríos Coyle y Gallegos y algunos de sus tributarios. Estas planicies se elevan cientos de metros por encima de los valles principales de los mencionados ríos (Codignotto, 1975; Pereyra *et al.*, 2002). En términos generales en la región se presenta una falta de integración del drenaje actual debido a la existencia de una cubierta de gravas y arenas sueltas de gran permeabilidad, reduciendo el escurrimiento superficial e inhibiendo de este modo la erosión fluvial. Esto es especialmente evidente en la zona central y nororiental de la región de trabajo. El régimen fluvial predominante en amplias extensiones de la región ubicados sobre las planicies es efímero, generándose escorrentías superficiales solo ante eventos puntuales de precipitaciones estacionales, sólidas o líquidas. En algunos casos se observan diseños dendríticos sobre los sectores marginales de la planicie. En otros sectores la notable abundancia de bajos hace que cortos cursos efímeros desagüen en las depresiones sin salida, generando localmente un diseño centrípeto (Mapa 2.8), (Pereyra *et al.,* 2002).

La sedimentación de las gravas concluyó hacia el Mioceno Tardío – Plioceno Temprano (aproximadamente unos 5,3 Ma), previo al principal levantamiento epirogénico del antepaís andino, ocurrido en el Plioceno Temprano. Se produjo así, un rejuvenecimiento fluvial que profundizó los valles principales alrededor de los 100 m por encima de los pisos de los valles actuales (Pereyra *et al.*, 2002). Como resultado de la erosión hídrica posterior, de rocas terciarias de distintas composiciones y edades, se formaron estructuras denominadas badlands, paisajes irregulares y quebrados, características de zonas áridas y con escasa o nula vegetación, originadas en procesos de erosión hídrica y eólica intensos, con una muy alta densidad de drenaje y un diseño dendrítico. Materiales marinos, fluviales y piroclásticos terciarios, frecuentes sobre los laterales de los valles de los ríos Santa Cruz, Coyle, La Leona, al oeste de la meseta de las Vizcachas y del río Turbio, presentan una estructura friable, de fácil erosión hídrica, sumado a la escasa cobertura edáfica y vegetal (Pereyra *et al.*, 2002). Dadas las características litológicas en estos ambientes de

badlands, la red de drenaje presenta un diseño dendrítico bien desarrollado, sin evidencias de ajuste a la estructura.

Es común encontrar en este paisaje pequeñas cuencas endorreicas generadas por la acción fluvial y eólica (Mapa 2.8). Se trata de depresiones que pueden alcanzar varios kilómetros de diámetro y pocas decenas de metros de profundidad, dependiendo de la litología. Si bien su génesis es atribuida a distintos procesos naturales, la acción del viento es la más importante. La mayoría de los bajos son cuencas de deflación de reducidas dimensiones, situadas fundamentalmente en la superficie de las mesetas principales. En la región adquieren importancia ya que retienen el agua de precipitaciones y nevadas, incluso procedente de vertientes, aunque de forma temporaria y generalmente salinas. Es frecuente que se desarrollen en épocas de deshielos y luego de grandes precipitaciones. La base de estas cuencas constituye una fuente de materiales para el transporte eólico, proceso que continua con la profundización del bajo (Pereyra *et al.,* 2002). Según Panza *et al.* (2015) estos bajos se habrían iniciado por sublavado de materiales (piping) que posteriormente la acción combinada de precipitaciones, meteorización física y química, acción fluvial y una intensa deflación continúan con su profundización y ensanchamiento. En los sectores no coincidentes con los grandes valles de la región, las márgenes de las planicies están representados por escarpas de erosión abrupta e irregulares, al pie de las cuales, taludes compuestos por gravas cubren las unidades subyacentes. El retroceso progresivo de estas escarpas por la acción combinada de la erosión hídrica, meteorización y remoción en masa desarrolla superficies de pedimentación al pie de las escarpas.

2.5. Suelos

Las características físicas y químicas de los suelos que cubre una cuenca hidrográfica son importantes dado que definen muchas de las características propias de las aguas que se almacenan y escurren en éstas. El mejor conocimiento de suelos, de igual forma que la geología regional permite comprender el origen y dinámica de calidad de las aguas que circulan en éstos, para una región en particular.

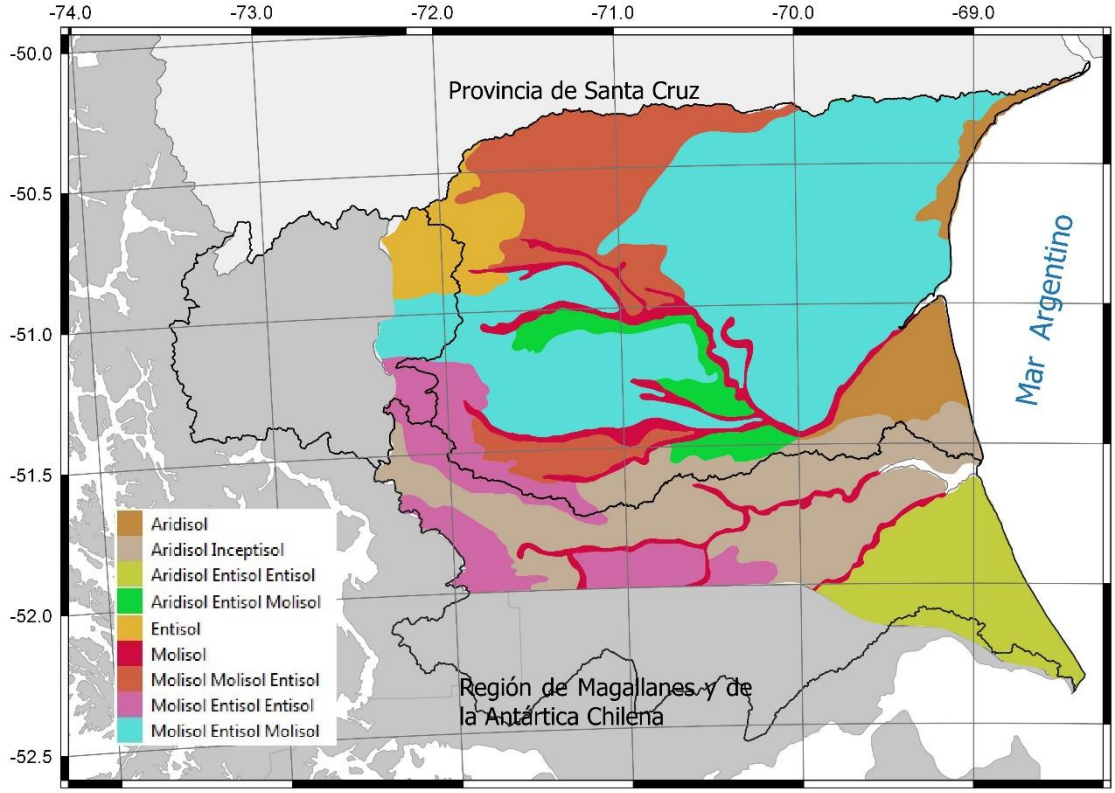
En la región de interés se presentan 4 grandes órdenes de suelos, de acuerdo a Cruzate *et al.* (2013): Molisoles, Aridisoles, Entisoles e Inceptisoles. A continuación se hace una descripción general de los principales atributos de éstos, a partir de extractos de Cruzate *et al.* (2013) y Godagnone y Humano (1990).

Los Molisoles son suelos con horizonte superficial muy oscuro, relativamente fértil y profundo (epipedón mólico) y rico en bases. La mayoría de los molisoles presentan vegetación de pastizales, aunque suelen encontrarse también bajo vegetación arbustiva. La actividad biológica es muy importante en la génesis de estos suelos y está relacionada a la producción de materia orgánica (MO) y posterior descomposición subsuperficial de todos los residuos en presencia de cationes bivalentes, particularmente Ca^{2+}. La evolución de la MO en estas condiciones, conduce al fenómeno de la melanización, el cual es el responsable del oscurecimiento del suelo. Los Molisoles representan la mayor cobertura areal al sur del rio Santa Cruz, predominando en el centro y norte de la región de estudio, principalmente en sociedad con Entisoles (Figura 2.9).Dentro de este orden se encuentran 4 Subgrupos: (1) *Crioboroles típicos*, (2) *Haploboroles énticos*, (3) *Haploboroles fluvénticos* y (4) *Argixeroles borálficos*. El primer caso (1) se trata de suelos con un horizonte A1 de ~24 cm de espesor, de textura franco arenosa y estructurado en bloques finos y débiles; están muy bien provistos de materia orgánica (8,1%). A continuación se define un horizonte AC, de textura franco arenosa y sin estructura definida; hacia abajo aparece el horizonte C que se extiende desde ~42 cm de profundidad hasta más de 110 cm. Todo el perfil presenta grava fina y media. En su distribución predominan al noreste de la desembocadura del rio Coyle, en una zona sin cursos de agua permanentes, con gran cantidad de bajos de deflación y lagunas endorreicas. También se los encuentra en la zona alta de la misma cuenca hidrográfica, todas regiones en las cuales es de esperar varios meses al año con niveles de congelamiento hasta una profundidad aproximada de 15 cm.

Los *H. énticos* (2) son suelos profundos, compuestos por dos horizontes, el primero A1, de ~35 cm se divide en dos, un A11 de textura franco arenosa, con estructura en bloques finos y débiles y con abundante materia orgánica (5,5%) y un A12 de textura franco arenosa, con estructura en bloques gruesos y débiles, los cuales conforman un epipedón mólico. A partir de los ~35 cm y hasta unos ~110 cm de profundidad se encuentra un AC, de textura franca y sin estructura definida. Su textura superficial es franco arenoso, mientras que la subsuperficial es franco. Se distribuyen hacia el noroeste y sudoeste de la cuenca hidrográfica del rio Coyle, además del suroeste de la provincia, en el tramo superior de la región del río Gallegos, en este caso acompañado por Entisoles (Mapa 2.9).

En los valles de los ríos Coyle y Gallegos, predominan 2 Subgrupos de suelos asociados. *A. borálficos* (4) son suelos que se encuentran en grandes planicies que posiblemente correspondan a antiguas terrazas, desarrollados sobre dos materiales distintos. En un caso desarrollando un horizonte A1 de ~20 cm de

espesor, de textura franco arcillo arenosa y estructura en bloques finos y débiles, muy bien provisto de materia orgánica (3,5%). En un segundo caso, desarrollando los horizontes: IIB21t - IIB22t - IIC. El IIB2t es de textura arcillosa y estructurado en bloques finos y débiles. A partir de los ~80 cm se encuentra el horizonte IIC que puede superar los 120 cm de profundidad. Todo el perfil presenta grava fina y media. Su textura superficial es arcillo arenosa, mientras que la subsuperficial es franco arcillo arenosa.



Mapa 2.9. Ordenes de suelos predominantes en las regiones hidrográficas del sur de Santa Cruz. Elaborado por Cruzate *et al.* (2006) y reeditado por Mata *et al*. (2013) para su publicación en el Servidor Provincial de Mapas de Santa Cruz (2013).

Finalmente, en valles y terrazas de los ríos Gallegos y Chico (Sur), los suelos predominantes son del Subgrupo *H. fluvénticos* (3), caracterizados por un horizonte A1 de ~25 cm de espesor, de textura franca y estructura en bloques subangulares finos y débiles (epipedón mólico). Inmediatamente se distingue un B2 de ~19 cm de espesor, de textura franco arenosa. A partir de los ~74 cm se encuentra un nuevo material originario sobre el cual se desarrolla un horizonte C, de textura arenosa y con estructura en bloques gruesos y débiles.

Los Aridisoles son, en general, suelos que se caracterizan por un horizonte superficial claro y pobre en materia orgánica (epipedón ócrico), por debajo del cual pueden aparecer una gran variedad de caracteres morfológicos de acuerdo a las condiciones y a los materiales a partir de los que se han desarrollado. Estos caracteres pueden ser el resultado de condiciones actuales

de aridez o heredadas de situaciones anteriores y los procesos involucrados en su génesis incluyen la migración y acumulación de sales solubles, carbonatos y arcillas silicatadas o concentraciones de calcáreo o sílice.
La ausencia de lavado es la característica más importante de estos suelos. Esta condición resulta de la poca agua aprovechable en el perfil lo cual, por otra parte, hace que las reacciones químicas y físicas sean poco intensas con relación a lo que sucede en regiones húmedas. Una característica común es el "pavimento" de desierto en el perfil. Su formación se debe a la contracción de la tierra fina o a hundimiento o secado rápido. Otra característica de los suelos de la región árida es la presencia de capas de acumulación de carbonato de calcio. En la región de interés del presente estudio, estos suelos se encuentran principalmente en los interfluvios de los ríos Gallegos y Chico. Dentro de este Orden se encuentran dos Subgrupos: (1) *Haplargides borólicos* y (2) *Paleargides borólicos*. El primero mencionado (1) se distribuye en forma predominante al sur de la desembocadura del rio Coyle, presentándose en lomadas, mesetas y depresiones, con una textura superficial arenosa-franca, mientras que en subsuperficie es franco arcillo-arenoso. Son suelos no salinos ni sódicos. El segundo mencionado (2) se encuentra ocupando mayormente la cuenca hidrográfica del río Gallegos en toda su extensión. Se caracterizan por desarrollarse en áreas planas a suavemente onduladas, con una textura superficial franco arcillo arenosa, mientras que la subsuperficial es arcillosa. Al igual que el primer grupo son suelos no salinos, ni sódicos.

Los Entisoles consisten en suelos que evidencian escaso desarrollo de horizontes pedogenéticos. La mayoría de éstos solamente tiene un horizonte superficial claro, de poco espesor y generalmente pobre en materia orgánica (epipedón ócrico). Generalmente no se presentan otros horizontes diagnósticos lo que se debe en gran parte al escaso tiempo transcurrido desde la acumulación de los materiales parentales. Pueden incluir horizontes enterrados siempre que se encuentren a más de 50 cm de profundidad. Los Entisoles presentan variadas texturas de arcillosa a franco arenosa y gravillosa. El único Subgrupo representado dentro de este Orden es *Udortentes andeptico*. Se trata de un suelo profundo, de más de 200 cm de potencia, con un horizonte A1 (ócrico) de unos 24 cm de espesor, textura franco arenosa, sin estructura definida y con buena provisión de materia orgánica (~2,6%). A continuación se individualizan tres horizontes C, el último de éstos evoluciona a partir de un material distinto (de origen glacial). Todo el perfil tiene grava y rodados. Su textura superficial y subsuperficial es franco arenosa. Estos suelos en los cuales el Orden es predominante, se ubican solamente en la cabecera del río *Vizcachas* y arroyo *Del Italiano*, en el extremo noroeste de la región del río Coyle (nacientes del río Pelque). También se lo encuentra como suelos de

segundo orden, acompañando a Molisoles y Aridisoles en zonas dispersas dentro de la región de interés (Mapa 2.9).

Finalmente, los Inceptisoles, aunque presentes, no consisten en suelos predominantes en la región, y si se los encuentra formando complejos con Aridisoles en algunas zonas de la cuenca del rio Gallegos. Éstos agrupan suelos que presentan uno o más horizontes diagnósticos de formación más o menos rápida y en cuya génesis no han intervenido, por lo menos en forma significativa, procesos de translocación de materiales o una alteración extrema. Son suelos que tienen horizonte de alteración, que han perdido bases o hierro y aluminio, pero retienen algunos minerales fácilmente intemperizables. No tienen un horizonte iluvial enriquecido en arcillas silicatadas (horizonte argólica) o en materiales amorfos mezclados con aluminio y carbón orgánico (horizonte spódico).

2.6. Los ambientes y su ictiofauna

Los ríos se encuentran entre los sistemas más complejos y fascinantes del planeta, y debido a que funcionan como integradores y centros de organización dentro del paisaje la relación de éstos con el medio ambiente circundante es muy estrecha (Naiman & Bilby, 1998). El rol de los ríos como proveedores de recursos naturales, tales como alimento o agua potable es conocido desde tiempos ancestrales, tal es así que muchas y variadas civilizaciones se instalaron y evolucionaron principalmente en cercanías de cursos de agua, dado su aprovechamiento como vías de transporte, de difusión de desechos, de proveedores de energía, entre otros. Lo que no es tan conocido, sin embargo, es cómo se estructuran estos ambientes como sistemas ecológicos, y esta es una de las causas de algunos de los impactos más grandes sobre los mismos. Durante milenios, las sociedades humanas han explotado las vías de agua sin conocer su funcionamiento y generando así impactos diversos, pero en la actualidad el incremento poblacional ha llevado las demandas de la sociedad sobre los ríos y arroyos a límites insospechados en la antigüedad, donde primaba (y muchas veces continua así en la actualidad) la visión errónea del “recurso inagotable”, razón por la cual el conocimiento ecológico básico de la estructura y dinámica de las aguas corrientes es esencial para generar políticas de manejo sobre ellas.

La pesca ha sido desde la antigüedad una de las principales actividades del hombre probablemente desde las primeras fases de ocupación humana (Welcomme, 1992). Si bien en sus comienzos surgió como medio para satisfacer necesidades alimentarias, en algún momento de la historia, se desarrollaron a partir de ella otras actividades, tanto comerciales como

recreativas. Al presente, las poblaciones de peces tienen importancia mundial como fuente de alimentos, como actividad económica y para satisfacer diversas necesidades sociales (Arlinghaus *et al*., 2002; Lackey, 2005). Sin embargo los peces son solo parte de las poblaciones que habitan el sitio, que en su conjunto definen la comunidad a la que pertenecen. Una comunidad es vista generalmente como una entidad dinámica cuyos miembros varían en el espacio y el tiempo, y consiste en poblaciones de especies coadaptadas con distribución geográfica similar en la cual cada especie no necesariamente está asociada con otra u otras debido a que las poblaciones de cada una de ellas tienden a cambiar a lo largo de gradientes medioambientales (Witthaker, 1962). Como consecuencia de ello, es ciertamente difícil identificar a las comunidades como entidades definidas, y por lo tanto, el estudio de las mismas pone el énfasis actualmente en la dinámica y la organización funcional de éstas como un todo, más que la clasificación de las comunidades en entidades discretas.

Los factores que pueden influenciar a una comunidad pueden ser tanto medioambientales como sistémicos (Sousa, 1984; Schlosser, 1987; Menge & Olson, 1990; Rosenzweig, 1994). La heterogeneidad ambiental, la magnitud o frecuencia de disturbios físicos o las historias de vida de los organismos involucrados influencian la composición y la estructura comunitaria (Reeves *et al.*, 1998). Dentro de este contexto es innegable que la acción antrópica es una de las causas más comunes de cambios comunitarios. En la larga historia de la intervención humana sobre los recursos acuáticos, los efectos de la acción del hombre han sido largamente ignorados o subestimados. Como consecuencia hay pocas áreas en el mundo actual que pueden considerarse “intocadas”: Aproximadamente el 80% de los ríos de Norteamérica, Europa y la ex Unión Soviética están considerados como severamente modificados y aún en las “regiones vírgenes”, como las áreas polares, los efectos se hacen sentir por medio de fenómenos globales tales como la lluvia ácida, el efecto invernadero, la disminución de la capa de ozono o la deposición de pesticidas de persistencia ambiental, todos ellos derivados de las actividades humanas (Cowx & Welcomme, 1998). Todo lo expuesto hasta aquí pone en evidencia la complejidad y multidisciplinariedad de cualquier estudio relacionado con la dinámica comunitaria en general o de los stocks de peces en particular, sobre todo cuando éstos están asociados a un sistema de explotación de alguna de ellas, es decir una pesquería.

En los ambientes de estudio se encuentran establecidas poblaciones autosostenidas de las tres principales especies de salmónidos que habitan la provincia, la trucha marrón (*Salmo trutta*), la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*), ocurriendo además regulares ingresiones al sistema en su porción inferior del róbalo (*Eleginops*

maclovinus). Otras especies de presencia probable o confirmada son la peladilla (*Aplochiton spp*), el puyen grande (*Galaxias platei*), el puyen chico (G*. maculatus*), la lamprea (*Geotria australis*), la perca o trucha criolla (*Percichthys trucha*), los pejerreyes (*Odonthestes smitti* y *Austroatherium nigricans*), la palometa moteada (*Stromateus brasilensis*), el salmón chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), y el tiburón espinoso (*Squalus acanthias*), entre otras, muchos de ellos solamente en la porción estuarina. En el Anexo IV se describen brevemente las especies de peces de mayor importancia. Se consideran las que presentan poblaciones autosostenidas o de interés especial, y se excluyen las de presencia dudosa o muy restringida.

3. OBJETIVOS

El presente proyecto tiene como objetivos generales:

- Desarrollar, analizar y discutir conocimientos sobre la dinámica de las aguas de superficie en la región de interés, su producción y calidad, la dinámica de poblaciones de peces, los sedimentos y la relación con ecosistemas fluviales y ribereños asociados directamente.
- Contribuir a la toma de decisiones públicas en materia ambiental, pesquera e hídrica por parte de las autoridades competentes mediante la generación de geoinformación actualizada y sistematizada en herramientas prácticas de gestión.
- Contribuir al desarrollo de una base de conocimiento hidroambiental en la región de interés que permita su monitoreo posterior para apoyar procesos de toma de decisión en la gestión provincial.

4. ANTECEDENTES

4.1. Estudios del agua en la región

Resulta de fundamental importancia, disponer de una base actualizada permanentemente de conocimientos confiables sobre la calidad y producción de aguas de superficie tal que permita sustentar decisiones de Estado, tanto en términos de gestión actual de un recurso que potencialmente puede estar siendo impactado por el cambio del clima o de malas prácticas de acceso y aprovechamiento, como para desarrollar técnicas y estrategias de adaptación y conservación. En estas decisiones se ven involucradas áreas críticas del Estado con competencia en el tema como la Dirección Provincial de Recursos Hídricos, la Secretaría de Estado de Ambiente, la Dirección de Pesca Continental y el propio Ministerio de la Producción, Industria y Comercio. En la actualidad aún se carece de un conocimiento completo actualizado para apoyar procesos fundamentales de decisión tanto para el aprovechamiento como para la conservación de este vital recurso natural, si bien iniciativas recientes, desde 2015 a la fecha, han permitido comenzar a establecer bases confiables para alcanzar esta meta.

Una Resolución de la Honorable Cámara de Diputados de la provincia de Santa Cruz (No.127/2010) estableció un primer antecedente legislativo respecto a la necesidad de disponer de una base de conocimientos sobre la calidad del agua de superficie en el sur de la provincia. A partir de ese año los recursos hídricos de superficie al sur del río Santa Cruz comenzaron a ser estudiados en forma sistemática y continua, a partir de proyectos de investigación aplicada desde la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (2010–2014) como desde el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (2014–presente). Estos esfuerzos permitieron complementar y actualizar trabajos previos, en ocasiones con objetivos similares, si bien dispersos en espacio y tiempo, con la utilización de metodologías y alcances muy diversos, realizados en la misma región desde el primer antecedente conocido desarrollado por Nicolli y Merino entre los años 1982–1983. Los trabajos recientes han permitido ordenar y actualizar el conocimiento disponible, principalmente estableciendo las zonas de vacío de información para el planteo de una gestión integrada de recursos hídricos (GIRH), de los ambientes fluviales y los recursos pesqueros a escala de cuenca. Entre los antecedentes más importantes pueden mencionarse los proyectos: (a) "*Evaluación de aptitudes del medio biofísico para realización de actividades e instalación humana en la región patagónica: indicadores, unidades espaciales e información geográfica",* PICTO UNPA–UARG 2010-0020 (2010-2011); (b) "*Línea de base hidrometeorológica preliminar y*

planificación territorial a escala de cuenca en el sistema hidrográfico del río Gallegos", PI2 UNPA–UARG 29/A288-2012 (2012-2013); (c) "*Dinámica hidrológica y balance hídrico superficial en la cuenca del río Gallegos (Santa Cruz, Argentina)"*, PI2 UNPA–UARG 29/A326-2017 (2014-2016).

Entre los años 2014–2018 la región del río Gallegos fue parte de dos importantes líneas de investigación aplicada INTA EEA Santa Cruz a través del Proyecto Regional con Enfoque Territorial (PRET) Zona Sur y vinculadas a Proyectos Específicos del Programa Nacional AGUA de INTA: (a) "*Dinámica hidrometeorológica en la Cuenca del Río Gallegos",* PN AGUA PE 1.33.0.2.2 (Componente: 1.c2013.1.33.2.1) y PRET Zona Sur (Componente 1.c2013.2.91.3.8); y (b) "*Banco de datos hidrológicos de superficie y subterráneos (BDHM)",* PN AGUA PE 1.33.0.2.2 (Componente: 1.c2013.1.33.2.1) y PRET Zona Sur (Componente 1.c2013.2.91.3.8).

En 2018, tras 25 años del primer antecedente generado con aguas de superficie de la RH13, Casalinuovo *et al.*, con financiamiento provincial a través del Consejo Federal de Inversiones (CFI), documentaron una actualización del conocimiento de la calidad estacional a escala de gran región hidrográfica. Estos trabajos han permitido ordenar el conocimiento existente principalmente estableciendo las zonas de vacío de información para el planteo de una gestión integrada de recursos hídricos (GIRH).

Desde el año 2015 y hasta la actualidad la RH13 integra, en la figura de un Nodo Provincial, el Proyecto Red para la Conservación de los Ecosistemas Fluviales de la Patagonia, una iniciativa orientada a la realización de estudios aplicados y caracterización del estado de los recursos naturales principalmente asociados a ambientes fluviales en cuencas piloto en las diferentes provincias patagónicas, conducida y financiada mayormente por CONICET–CENPAT y la ONG TNC (*The Nature Conservancy*). En la provincia de Santa Cruz, el nodo se integra por el INTA EEA Santa Cruz, la Dirección Provincial de Recursos Hídricos dependiente del Consejo Agrario Provincial, la Dirección Provincial de Pesca Continental y la Dirección Provincial de Tecnología Aplicada a la Producción, dependientes del Ministerio de la Producción, Comercio e Industria, la Secretaria de Estado de Ambiente, dependiente del Ministerio de Salud y Ambiente de Santa Cruz, el Instituto Provincial de Energía (IESC), la empresa estatal FOMICRUZ, el Laboratorio Regional de Investigación Forense, dependiente del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz y el Instituto ICASUR con sede en la Unidad Académica San Julián (UASJ) de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA).

A través del Nodo se asegura la continuidad de proyectos cuyas metas involucren el mantenimiento de una base actualizada de conocimiento sobre aguas de superficie, ambientes fluviales asociados y sus recursos, como base para apoyar procesos de toma de decisión en términos de uso y protección en el ámbito de las correspondientes autoridades de aplicación.

4.2. Conocimiento regional sobre el agua de superficie

En 1993, Nicolli y Merino publicaron el primer y único antecedente disponible de un estudio a escala de gran región hidrográfica en el río Gallegos (RH13), relacionado con calidad de sus aguas superficiales. Como en sucesivos estudios posteriores, a partir de entonces el foco principal de éstos se concentró en la porción alta del sistema hidrográfico, en la zona de influencia del yacimiento carbonífero del río Turbio debido principalmente al interés que ha suscitado, en reiteradas oportunidades, la potencial contaminación de superficie asociada a la actividad minera. Entre sus principales aportes es de destacar la primer caracterización general de las aguas de superficie de la región, predominantemente bicarbonatadas cálcicas e intermedias sin un catión dominante, no salinas, débilmente alcalinas (pH promedio de 7,6) y semiduras (alcalinidad de $CaCO_3$ promedio de 74,2 mg/l). La estacionalidad de los caudales en los cursos de agua juega un papel importante en el condicionamiento de algunos de los parámetros fisicoquímicos analizados como la composición aniónica y los sólidos totales disueltos (STD) sin embargo en otros al parecer no, como la composición de cationes. Los estudios solo contaron con una repetición estacional por lo que no resultó posible lograr afirmaciones concluyentes en este sentido.

La batería de metales analizados por entonces no permitió detectar concentraciones particulares en ninguno de ellos por encima de los umbrales de tolerancia establecidos en las normas nacionales en vigencia para aguas potables. No obstante ello, en 1996 Esteves *et al*. documentaron una importante desmejora en la calidad del agua en la zona de influencia de las descargas minero–industriales del yacimiento sumado a las descargas pluviocloacales de la localidad de Río Turbio, informando la presencia de metales pesados en los sedimentos y material en suspensión en el río Turbio e incluso de elevados niveles de materia orgánica y baja concentración de oxígeno. Los caudales generados por el sistema hidrográfico permiten suponer una importante dilución de estos contaminantes a lo largo del curso del río Gallegos hasta su desembocadura (SEGEMAR, 2006), probablemente con su principal impacto en un rango de hasta 70 km aguas abajo del yacimiento, en la zona de influencia del establecimiento Glencross (INA, 1998).

La región superior del río Turbio, en la zona de recarga de la RH13, consiste en una importante productora de sólidos, si bien fuertemente asociado a la actividad minera y muy particularmente en relación con el funcionamiento de la planta de depuración de carbón (Nicolli y Merino, 1993). Caballero (2010) estableció que la magnitud de los impactos provocados en la calidad de aguas superficiales resulta variable según la fuente de contaminación minera, las mezclas de vertidos que ocurren antes de la descarga y la distancia hasta los cursos de agua natural, no obstante lo cual en términos generales los valores de producción resultan en general elevados para diversos parámetros como por ejemplo algunos metales pesados (Caballero, 2009a; 2009b; 2009c). Diversos estudios en décadas recientes como los de Esteves *et al.* (1996), INA (1998), Lakefield Research Argentina (2001), SEGEMAR (2006) y UTN (2011; 2015), entre otros, permitieron confirmar los alcances de estas primeras observaciones aunque siempre concentrados en la región de influencia del río Turbio.

Recién en 1998 se realizó un segundo estudio de aguas superficiales a gran escala en la región, si bien con una muy baja densidad de muestreos por parte de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA, 1999), dimensión de trabajo que no se repitió hasta los años 2012–2015 con los estudios estacionales en el marco de proyectos de investigación aplicada realizados desde la UNPA y el INTA EEA Santa Cruz sobre los principales ríos y tributarios de la región hidrográfica. Los antecedentes disponibles, en especial los desarrollados en la segunda mitad de la década de 2000, se focalizaron en el impacto de la explotación minera y en el potencial impacto de la puesta en funcionamiento de la Central Termoeléctrica Río Turbio (aun parcialmente construida). Mayormente consisten en muestreos aislados en diversos puntos de la región de interés, con escasa coincidencia geográfica entre antecedentes, una diversidad de metodologías de laboratorio implementadas y una muy escasa repetición tanto espacial como temporal, lo que permite aproximar en algunos casos descripciones detalladas de la calidad de aguas superficiales pero en momentos concretos y aislados para cada estudio. Así, como la calidad del agua depende de sus propias propiedades físicas y químicas, también lo hace de las características de su entorno (Weiner, 2008). Entre otros tantos, el clima y los caudales juegan un importante papel en el condicionamiento de múltiples reacciones como la solubilidad, la estabilidad y la biodegradabilidad entre otros procesos, y que exigen de una importante repitencia de muestreos para captar su variabilidad y dinámica (Weiner, 2008).

En 2018, el estudio de Casalinuovo *et al.* permitió clasificar a las aguas de toda la región, salvo pocas y ocasionales excepciones, como de muy buenas aptitudes para su utilización en riego y para la bebida animal, lo cual permite suponer un interesante potencial de uso para las producciones agropecuarias que en la RH13 no se encuentra actualmente del todo aprovechada en el sector argentino. Éste es un aspecto no menos significativo en la región sometida en años recientes a cada vez más frecuentes eventos de sequía y alteración de patrones de precipitación que comienzan a evidenciar algunos impactos negativos en la producción. Las aguas de la región se presentan en muy buen estado general de conservación y relativamente libres de contaminación orgánica. No obstante, como en otros parámetros analizados, debe tenerse en cuenta que éstos presentan una importante dinámica temporal en la cual vertidos puntuales o eventos de crecida importante en los ríos entre otros fenómenos antrópicos o naturales, pueden ocasionar cambios en el sistema que, en caso de persistir por horas o días, podrían significar cambios drásticos en la calidad con impactos de magnitud diversa para diferentes formas de vida.

Tampoco se detectaron concentraciones de metales en agua por sobre los umbrales máximos establecidos en las normas de referencia. Esto no permite afirmar que no existan tales elementos en las aguas analizadas en concentraciones menores a las detectables, cuando menos por el momento. Sin embargo, si permite la confirmación de aunque estuviesen presentes no lo son en concentraciones de importancia, según las referencias disponibles. Sin embargo debe tenerse presente que todos los estudios se realizaron con la planta depuradora de carbón de la empresa YCRT fuera de funcionamiento por largo tiempo y habiéndose registrado en años recientes una serie de crecientes extraordinarias en afluentes de la zona como el arroyo Primavera y el propio San José que podrían limitar las conclusiones del trabajo. Resultó evidente una relativa vulnerabilidad de las aguas ante potenciales contaminaciones durante la estación fría. Esto resulta particularmente importante en las zonas con desarrollos mineros o próximos a vertidos específicos concentrados como los urbanos. La carga de sedimentos transportada por los diferentes cursos resultó lo suficientemente reducida como para que las aguas de la mayor parte de los cursos de la región resulten excelentes o claras.

El conjunto de las aguas analizadas cumplen con la casi totalidad de umbrales establecidos en Argentina para diversos parámetros físicos y químicos de calidad establecidas en la normativa vigente para consumo con la excepción de las concentraciones de amonio y flúor. El pH resultó por debajo del límite mínimo considerado apto para el consumo en algunas secciones del río Gallegos si bien este parámetro presenta una importante dinámica espacial y

temporal y no puede definírselo como un atributo permanente que caracterice a esas secciones. La carga de coliformes totales y fecales resultó alta en toda la región en ambas estaciones, excediendo por mucho los umbrales máximos admitidos. La normativa de referencia en la provincia contiene umbrales propuestos para unos pocos parámetros en términos de calidad de aguas superficiales. La mayoría de los resultados obtenidos en todas las secciones estudiadas se encuentran dentro de éstos con las únicas excepciones de los niveles de DBO5 y DQO, no obstante encontrarse dentro de los límites de referencia documentados para diversos cursos del mundo libres de contaminación.

Sobre las regiones hidrográficas de los ríos Coyle (RH12) y Vizcachas (RH11), en el sector argentino, los antecedentes disponibles en relación con el estudio de sus recursos hídricos resultan escasos, dispersos y poco argumentados. En 1995, Diaz *et al*. aportaron, a través de un estudio financiado por el CFI en la región sur del río Santa Cruz, quizás el antecedente más valioso en términos de conocimiento de las aguas de la región de interés, junto al antecedente de 1993 de Nicolli y Merino para la región del río Gallegos. Ambos representan los antecedentes más importantes utilizados como referencia comparativa en el presente proyecto.

En 1996, Gaviño Novillo *et al.* propusieron realizar el primer antecedente conocido relacionado con la oferta y demanda de agua de superficie de la región del río Coyle sin haberse logrado a la fecha más que un informe de avance de una propuesta de trabajo. En 1998, DNGRH–UNLP elaboró un extenso informe conteniendo la compilación del conocimiento existente en materia de recursos hídricos compartidos con la República de Chile, en la región del río Vizcachas y arroyo Don Guillermo. Si bien no se aportan referencias sobre las fuentes de las cuales extraen algunos datos complementarios a los documentados por los propios autores, resulta el único antecedente disponible sobre temas de agua de superficie para esta región de interés.

5. MARCO TEÓRICO

El establecimiento de estándares que permitan establecer y caracterizar la calidad de un agua natural para los organismos acuáticos, el ambiente y los servicios ecosistémicos que éste provee se trata de un proceso complejo dado que no existen parámetros comunes, como rangos óptimos, tolerancias, límites de toxicidad, entre otros, para todos los usos posibles (Ellis, 1937). Por ejemplo, puede tratarse de un agua de excelente aplicabilidad para ciertas industrias y no obstante lo cual no poder albergar vida o resultar apta para el consumo humano (Ellis, 1937). Incluso, las interacciones entre componentes puede resultar lo suficientemente compleja como para que ninguno por separado permita una explicación definitiva de un efecto específico de toxicidad en un organismo y si a través de su efecto sobre otro componente (EIFAC, 1987). El establecimiento de apropiados estándares de calidad para todos ellos y su monitoreo permanente resulta por lo tanto esencial (Bell, 1971).

5.1. pH

Representa el grado de acidez o alcalinidad de un agua, interviniendo sobre las formas y procesos químicos e impactos ambientales ocasionados por numerosas sustancias en el agua (EPA, 2013). Su mayor importancia reside en el efecto que determina en la solubilidad en el agua de gran cantidad de componentes químicos, entre éstos los metales, y por lo tanto definiendo en gran medida su calidad para las comunidades acuáticas (EIFAC, 1987; Stumm and Morgan, 1996; Weiner, 2008; USGS, 2018b).

El pH condiciona la habilidad de los organismos acuáticos, en especial de peces e invertebrados, para regular procesos metabólicos fundamentales como por ejemplo el intercambio de gases durante la respiración, determinando así efectos negativos como la disminución de tasas de crecimiento e incluso alcanzando la muerte cuando pudieran cruzarse umbrales de tolerancia de las diversas especies (Bell, 1971). Los rangos de pH aceptables para la vida acuática dependen de diversos factores incluyendo la aclimatación previa de los diferentes organismos, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto disponible, la concentración de aniones y cationes y el tiempo de exposición entre otros (McKee and Wolf, 1963), (Figura 5.1). Para diferentes especies los rangos son variables y, en cada caso particular, siempre se presenta un rango aceptable y márgenes por exceso o defecto de pH en los cuales valores progresivamente más alejados de la normalidad representan situaciones de degradación en la calidad requerida (Bell, 1971; Alabaster and Lloyd, 1980).

Dentro de este rango, habitualmente entre los 6,5 – 9,0 se encuentran los valores óptimos de pH de larga duración tanto para peces como para la casi totalidad de formas acuáticas de vida pudiendo esperarse allí la mayor productividad (Bell, 1971; Alabaster and Lloyd, 1980).

La dinámica temporal del pH puede ofrecer una importante variabilidad estacional e incluso diaria en cursos y cuerpos naturales de agua, principalmente como una función de la actividad biológica. Por ejemplo, la fotosíntesis realizada por organismos acuáticos como algas y plantas aumenta durante el dia el consumo de CO_2, disolviéndolo directamente desde la atmósfera y causando un incremento en el pH (Weiner, 2008). El proceso se revierte durante la noche, consumiendo O_2 y liberando CO_2, y por tanto contribuyendo en la disminución del pH (USGS, 2018b). De esta forma, la dinámica de la disolución del CO_2 representa uno de los mayores condicionantes de la acidez o alcalinidad de aguas en cursos y cuerpos naturales, en especial cerca de la superficie en donde resulta más activa la fotosíntesis.

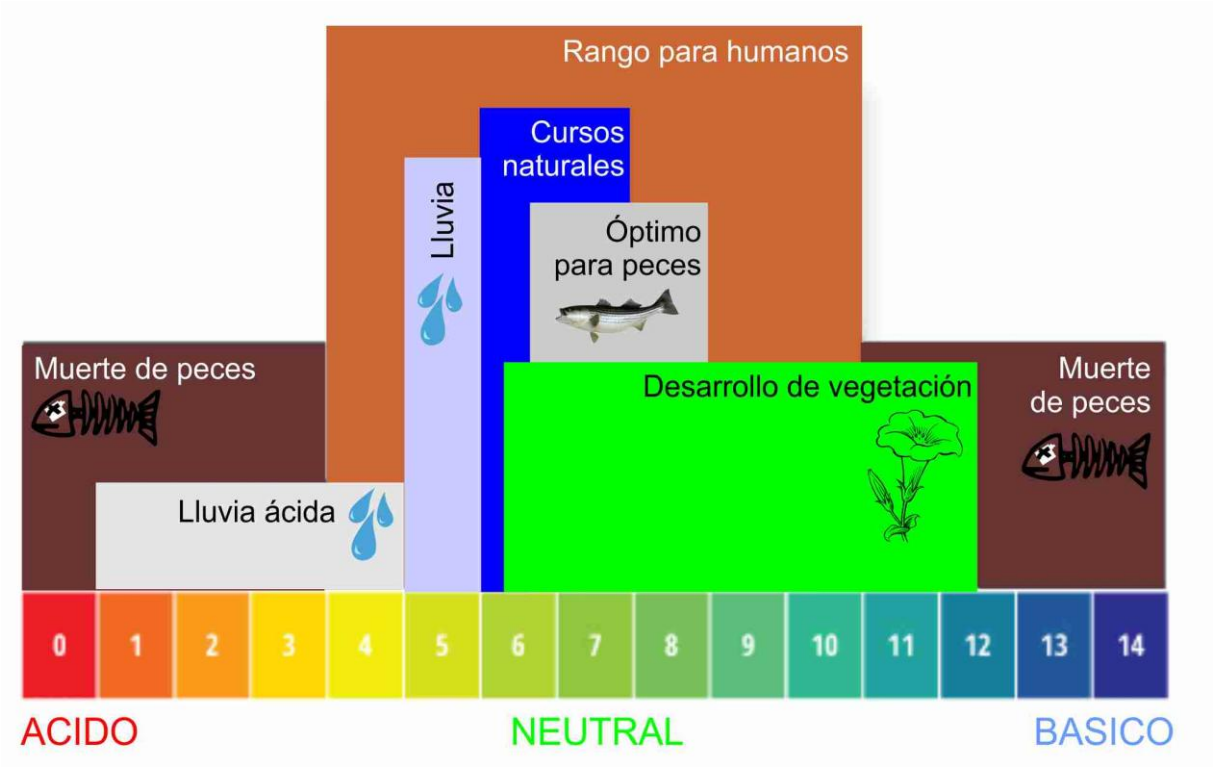


Figura 5.1. Distribución de formas de vida según rangos de pH en medios acuáticos. Adaptado de Fondriest Environmental (2016), http://www.fondriest.com.

La mayoría de las aguas en cursos naturales suelen encontrarse en un rango amplio de pH, entre 5–6 a 9, con valores más frecuentes entre 6,5 y 8,5 (Ellis, 1937; McKee and Wolf, 1963; USEPA, 1976; FAO, 1987; EPA, 1994; EPA 2016) tendiendo a mantenerse, en cualquier caso particular, en valores relativamente constantes (Stumm and Morgan, 1996). Ambientes lacustres productivos presentan en general rangos de pH de entre 6,7 a 8,2 (USGS, 2018b). Siempre podrían esperarse oscilaciones de corta duración (horas o dias), como consecuencia del impacto de algunos fenómenos naturales y/o antrópicos en la dinámica de los flujos de agua, como por ejemplo la intensidad de lluvias, la calidad de las aguas precipitadas, la interacción química con los sustratos por los cuales circulan las aguas escurridas, o incluso la presencia de vertidos antrópicos (Ellis, 1937; Neal *et al.,* 1997).

Los vertidos, consecuencia de los tipos de ocupación y usos específicos del suelo en una región, suelen ser importantes condicionantes del pH en cursos y cuerpos naturales de superficie, en especial los de tipo industrial y mineros (Jellyman and Harding, 2014). Un ejemplo de ello resultan los drenajes ácidos procedentes de la minería de carbón en donde la actividad deja expuestos grandes volúmenes de material rico en metales en disolución (Bell and Nebeker, 1969; Jellyman and Harding, 2014). Los ambientes acuáticos expuestos a este tipo de explotaciones resultan ecosistemas sometidos a un importante estrés, usualmente de reducida biodiversidad acotada a unas pocas especies tolerantes y escasos procesos ecosistémicos (Hogsden and Harding, 2011).

5.2. Conductividad eléctrica y salinidad

La Conductividad Eléctrica (CE) es una medida de la capacidad de una sustancia para transportar corriente eléctrica y, como tal, permite conocer (aproximadamente) la concentración de especies iónicas presentes en el agua (conductores) y muy particularmente de sales disueltas (Miller *et al.,* 1988; McCutcheon *et al.*, 1993; Radtke *et al.*, 2005; Allan and Castillo, 2007). La CE se encuentra fuertemente relacionada con la composición de los iones más abundantes en el agua (mayoritarios) como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+} entre los cationes y HCO_3^-, Cl^- y $SO_4^=$ entre los aniones, que en conjunto también contribuyen a la definición de los sólidos totales disueltos (STD) debido a su alta correlación (USDA, 1969; Hayashi, 2004; Thirumalini and Kurian, 2009), lo cual permite una evaluación rápida (si bien solo aproximada) del grado de mineralización del agua, e incluso sobre su calidad para la irrigación a través de su salinidad.

En términos generales, la CE presentada y analizada en la mayoría de los estudios consiste en la CE específica (CE_E), estandarizada a una temperatura de 25°C para facilitar análisis comparativos, dato que usualmente es corregido automáticamente por el instrumental de campo. Sin embargo existe una fuerte correlación positiva entre CE y la temperatura del agua en el momento mismo de análisis pudiéndo esperarse diferencias importantes en este parámetro cuando se realizan evaluaciones estacionales en regiones en las cuales la temperatura media oscila considerablemente (Miller *et al.,* 1988; Hayashi, 2004).

La CE en cursos y cuerpos naturales de agua es determinada principalmente por la geología con la cual tiene contacto, transmitiéndole sus características. Así por ejemplo, mientras que lechos compuestos principalmente por granitos tienden a presentar CE bajas debido a materiales con escasa capacidad de ionizarse (disolverse), otros compuestos por arcillas tienden a presentar CE más elevadas. De igual forma, los impactos antrópicos influencian estas CE dependiendo del tipo e intensidad de vertidos (Tabla 5.1).

Tabla 5.1.. Rangos de conductividad eléctrica específica (CE_E). según distintos tipos de aguas. Adaptado de Sanders (1998).

Tipo de agua	CE (µS/cm)	eH (mV)	pH
Agua de lluvia	2 – 100	+400 a +600	4 – 7
Aguas naturales en cursos	2 – 100	+300 a +500	6,5 – 8,5
Aguas subterráneas	50 – 50.000	-200 a +100	6 – 8,5
Salmuera	Hasta 500.000	-300 a -600	~ 7
Agua de mar	~ 50.000	+300 a +500	7,8 – 8,4
Lixiviados en vertederos	10.000	Variable	~ 7
Drenaje ácido de minas	Hasta 500.000	+600 a +800	< 5
Humedales y pantanos	50 – 50.000	-100 a +100	Variable

La calidad de un agua para su utilización en irrigación está fuertemente condicionada por la cantidad y tipo de sales disueltas en ella, especialmente las sódicas (Robbins *et al.*, 1991; Allan and Castillo, 2007), las cuales en general se presentan en pequeñas aunque significativas cantidades (Ayers and Westcot, 1985). Su significado final en términos prácticos se encuentra sujeto al tipo de suelo en que intentará aplicarse y el cultivo de interés a considerar, como así también las tecnologías y modo de uso de éstas al momento de regar.

5.3. Sólidos suspendidos y en disolución

Los sólidos totales en suspensión, micromoléculas de >1-2 µm (SST), que se mantienen indefinidamente suspendidas en una solución, y en disolución, micromoléculas de <1-2 µm (STD), consisten en la materia coloidal y disuelta, en forma iónica, molecular o particulada presentes en una muestra de agua (DeZuane, 1997; Dodds, 2002). Los STD representan la suma de concentraciones de los iones mayoritarios disueltos en el agua (Allan and Castillo, 2007). Su composición química y concentración pueden incluir sales inorgánicas e incluso pequeñas cantidades de materia orgánica siendo una consecuencia de eventos naturales como la erosión de los sustratos geológicos por los que drenan las aguas, el comportamiento atmosférico, el arrastre de porciones superficiales de suelo a partir de la escorrentía a la vez que de usos del suelo y los vertidos de origen antrópico (escurrimiento superficial en áreas con actividad agropecuaria, forestal, minera, entre otras posibles) en la cuenca vertiente (WHO, 1996; Caux *et al.,* 1997; Weber–Scannell and Duffy, 2007; Bilotta and Brazier, 2008). La presencia de STD en cursos naturales de agua pueden producir una diversidad de impactos en su calidad, en general deteriorando los ambientes asociados a partir de, entre otros efectos, provocar un aumento de la salinidad, la variación de la solubilidad del oxígeno, el incremento de la toxicidad cuando determinados compuestos químicos pudieran presentarse asociados a los coloides, e incluso afectando estéticamente (McCutcheon *et al.*, 1993; EPA, 2003; Weber–Scannell and Duffy, 2007; Bilotta and Brazier, 2008; Verma *et al.*, 2012). De tal forma representa un buen indicador de contaminación química si bien debe tenerse presente que solo lo es para aquellas sustancias con capacidad de conducir una corriente eléctrica excluyéndose aquellas que no como los alcoholes, azúcares, macromoléculas orgánicas y pesticidas, entre otros.

Los SST por su parte, consisten en un material particulado más grueso presente en las aguas naturales, también considerado un contaminante de éstas. Se encuentran presentes en todas las aguas naturales y, al igual que en el caso de los nutrientes, concentraciones excesivas pueden resultar nocivas para la vida acuática por ejemplo al tapizar el lecho cuando precipitan cubriendo el alimento de peces, al crear bancos de sedimentos que impiden la navegación de cursos, al transportar elementos químicos asociados a las partículas, o al afectar la transparencia del agua, entre otros efectos (Caux *et al.,* 1997; Sullivan, 2000). Incluso cuando los elementos químicos se concentran en los sólidos sedimentados éstos pueden resuspenderse en grandes cantidades a través de la actividad de la fauna acuática, de las inundaciones, del dragado, entre otros procesos antrópicos, ocasionando así una nueva contaminación de la columna de agua (Sullivan, 2000).

El monitoreo permanente junto a la capacidad de predicción de su ocurrencia consisten en importantes herramientas para la gestión de la calidad de aguas (Verma *et al.*, 2012). Esto es particularmente importante en algunas aplicaciones como el consumo humano, la irrigación y algunos usos industriales (McCutcheon *et al.*, 1993). Se consideran umbrales recomendables de STD para el consumo humano hasta un máximo de entre 100-300 mg/l (aguas excelentes), entre 300-600 mg/l (aguas buenas), y/o tolerables de hasta 500-600 mg/l (regulares), (EPA, 1992; WHO, 1996).

En el caso aguas destinadas a la bebida animal y para la propia subsistencia de peces (dependiendo de la tolerancia específica de las diferentes especies), los umbrales de tolerancia pueden alcanzar niveles tan elevados como los 1.000 mg/l o aún más, si bien en este último grupo animal la afectación de su propio alimento podría presentarse en concentraciones menores de STD dependiendo de la sustancia disuelta (EPA, 2003; Weber Scanell and Duffy, 2007; Bilotta and Brazier, 2008).

5.4. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$

La alcalinidad del agua consiste en un parámetro que define su capacidad para neutralizar la acidez, sin el cual el pH podría oscilar drásticamente ante determinados cambios en la química del agua (EPA, 1986; Rounds, 2006). Su concentración en un momento dado puede deberse a distintas sustancias presentes en el agua, si bien una de las fuentes más comunes son los bicarbonatos y carbonatos procedentes de la disolución del CO_2 atmosférico o de la intemperización de rocas (Rounds, 2006). La alcalinidad de $CaCO_3$ representa un importante mecanismo de amortiguación de las aguas dulces como así también desempeña un rol esencial en la productividad de los cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de carbono para la vegetación acuática, y en la capacidad para formar complejos neutralizando la toxicidad de los metales (Morgan *et al.*, 2005; Weiner, 2008).

Se acepta generalmente que una alcalinidad de $CaCO_3$ de entre 20 y 100 mg/l representa el umbral ideal para mantener la vida acuática (EPA, 1986; OECD, 2007; Weiner, 2008). Cuando se presentan aguas con alcalinidades inferiores éstas se tornan muy sensibles a la contaminación ya que no disponen de la capacidad para oponerse a las modificaciones que generarían disminuciones drásticas del pH (Chapman and Kimstach, 1996). No obstante lo cual, alcalinidades de $CaCO_3$ en el rango de 10 a 20 mg/l resultan interesantes para su utilización la irrigación (OECD, 2007). En contrapartida, alcalinidades altas representan una buena capacidad de neutralizar modificaciones del pH por

ejemplo ante la ocurrencia de vertidos contaminantes minerales o domésticos. Valores por encima de los 200 mg/l resultan de valor para el abastecimiento humano (OECD, 2007) y hasta 500 mg/l de utilidad para la bebida del ganado (Weiner, 2008).

La dureza consiste en un parámetro comúnmente involucrado en los análisis de aguas naturales debido a su importancia en la definición de su calidad como hábitat para la vida acuática, en particular las formas de Ca^{2+} y Mg^{2+} entre las diferentes posibles de encontrar (Wurts, 1993). El origen de su presencia y concentración en aguas naturales puede ser diverso si bien mayormente puede reducirse a vertidos específicos, entre las fuentes antropogénicas, o bien a la disolución de elementos a partir de los sustratos por los que circulan las aguas, entre las fuentes naturales (Wurts, 1993; Oliveira-Filho *et al.*, 2014).
USEPA (1976) propone los siguientes rangos para su clasificación en términos de la concentración en mg/l de $CaCO_3$: aguas blandas, de 0-75; aguas moderadamente duras, de 75-150; duras, de 150-300; y muy duras >300.

5.5. Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno representa una medida fundamental de la habilidad de las aguas naturales para sustentar vida acuática y en consecuencia representa uno de los indicadores más importantes de su calidad (McCutcheon *et al.,* 1993; Weiner, 2008; Sullivan *et al.*, 2010). Su valor en un momento dado depende de múltiples factores como, en el caso de cursos naturales, la temperatura del ambiente y del agua, la presión atmosférica, la concentración de STD y como consecuencia del grado de turbidez (Allan and Castillo, 2007) y en el caso de cuerpos de agua también su profundidad, entre otros factores (Sullivan *et al.*, 2010). Su rango de concentración puede variar en términos horarios, diarios, estacionales y anuales en aguas naturales dentro de un rango de unos 14,6 mg/l a 0°C y 1 bar hasta 6,4 mg/l en similar presión atmosférica y 40°C (McCutcheon *et al.,* 1993) con un óptimo estimado para peces en el orden de 8–10 mg/l (Svobodoba *et al*., 1993). Resultan esperables las variaciones en su presencia a lo largo de las estaciones del año e incluso de los días (Allan and Castillo, 2007).

Su solubilidad en agua es baja en relación a otras sustancias como el CO_2 si bien más alta que el N_2, siendo la atmósfera la principal fuente de su presencia y en menor medida la propia fotosíntesis de plantas acuáticas. El oxígeno disuelto (OD) guarda una relación inversa con la temperatura, al igual que con la altitud, con lo cual los valores máximos de disolución en un agua natural (en igualdad de condiciones para los restantes parámetros que afectan su grado de disolución como la presión atmosférica) deben esperarse en los meses fríos del

año así como en las situaciones topográficas más bajas (Allan and Castillo, 2007). En sistemas fluviales relativamente libres de contaminación, la turbulencia en el agua permite asegurar una concentración de gases como CO_2 y O_2 próximos a los niveles de saturación.

Distintas formas de vida tienen diferentes rangos de respuesta a las concentraciones de DO en aguas naturales, si bien valores por debajo de 6,5 mg/l podrían resultar letales para casi cualquier especie, entre los peces (Figura 5.2).

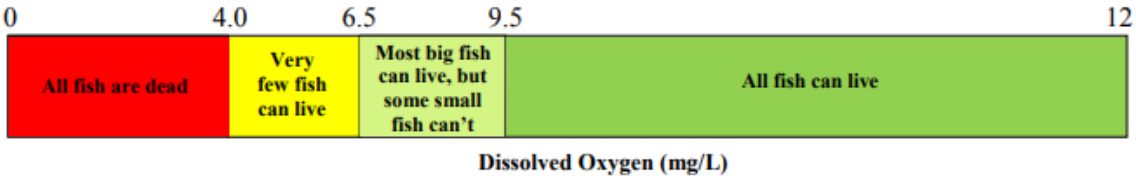


Figura 5.2. Rangos de concentración de oxígeno disuelto y su impacto en poblaciones de peces.

5.6. Sodicidad en agua y RAS

El sodio (Na^+) usualmente se encuentra en sociedad con el cloro (Cl^-) revelando un origen común en la intemperización de rocas, la intrusión marina en cursos o cuerpos de agua dulce o la presencia de sustratos de origen marino por lo que escurren aguas superficiales, si bien también su presencia en aguas naturales puede reconocer un origen antrópico a través de vertidos como cloacales, excedentes en la aplicación de fertilizantes y de aplicaciones viales, efluentes industriales, entre otros (Allan and Castillo, 2007; Panno *et al.*, 2002). No obstante tratarse de un elemento de ocurrencia común en aguas de bebida y alimentos e incluso resultar un elemento esencial en la dieta de animales y humanos, principalmente en la forma de NaCl, fuertes concentraciones súbitas en el consumo o bien una exposición prolongada a altas concentraciones pueden resultar tóxicas (WHO, 2003). Algunas fuentes antropogénicas pueden tener impacto en su presencia en aguas naturales a partir de la utilización de agroquímicos o los vertidos cloacales.

El Na^+ resulta un fuerte agente dispersante de las partículas de suelo, propiciando el encostramiento y afectando negativamente la capacidad de infiltración y aireación de un suelo con los consecuentes impactos negativos para la relación agua-suelo-planta (Robins *et al.*, 1991; Burger, 2003). Un indicador habitual de su presencia en agua o suelos con interés agropecuario es la RAS (relación de adsorción de sodio), basado en la determinación de la fracción de Na^+ intercambiable en relación con la concentración de iones cuyos

efectos sobre el suelo son los opuestos al Na^+, como el Ca^{2+} y Mg^{2+} (Suárez, 1981; Robins *et al.*, 1991; Figura 5.3). Esta resulta una herramienta fundamental para la valorización de una calidad del agua para riego, en conjunción con la CE_E como una medida de la salinidad (Burger, 2003).

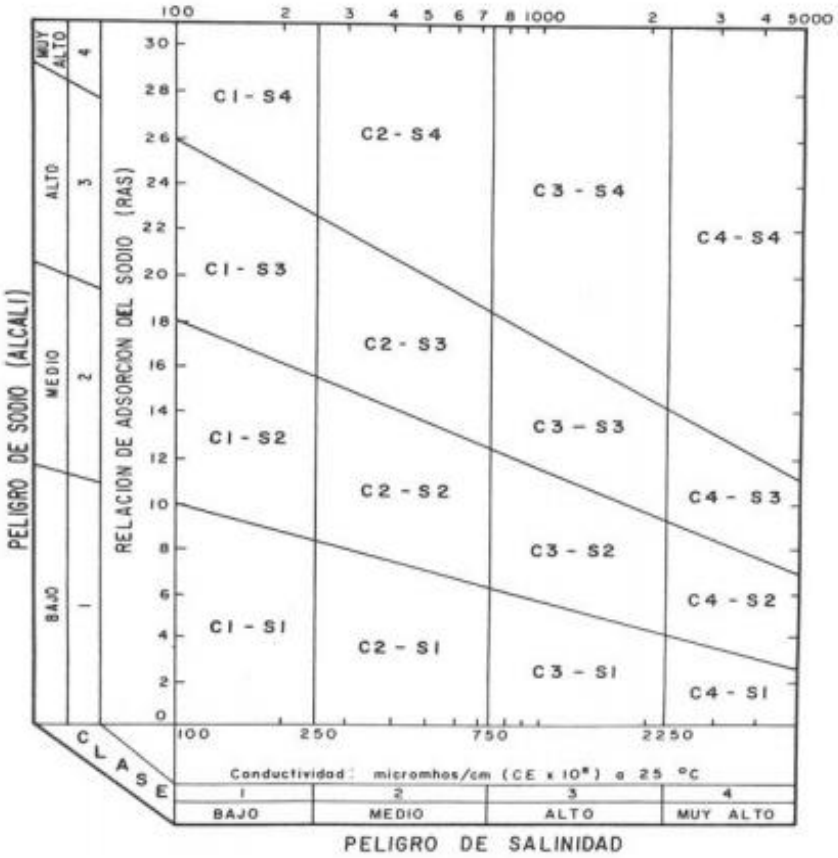


Figura 5.3. Clasificaciones de aguas según la potencialidad de uso en irrigación a partir de su concutividad eléctrica y la RAS. Adaptado de USDA (1969).

El Ca^{2+} es el catión más abundante en ríos de todo el mundo y suele provenir mayormente de la intemperización de rocas carbonatadas, de igual forma que el Mg^{2+}, siendo en ambos casos casi despreciable sus aportes a través de la atmósfera (Allan and Castillo, 2007). Resultan elementos esenciales en la nutrición de plantas y animales (Hem, 1985) de igual forma que para asegurar la neutralización de los efectos negativos de bajos pH para diferentes formas de vida acuática (Alabaster and Lloyd, 1982).

5.7. Materia orgánica y demanda de oxígeno

Todos los ríos de superficie del mundo contienen materia orgánica (MO) en dos grandes fracciones, una disuelta y una no disuelta, y sus concentraciones relativas son mayormente una función del clima y de la productividad vegetal del paisaje circundante, entre otros aspectos (Davisson, 2001; Mostofa *et al.*, 2013). Así, las mayores concentraciones de carbono orgánico disuelto (DOC), una medida de la materia orgánica disuelta (MOD), suelen encontrarse en humedales y pantanos (~25 mg/l) mientras en el extremo opuesto, entre las menores concentraciones pueden encontrarse en ambientes fríos árticos, alpino o áridos (~2–3 mg/l), (Davisson, 2001). Además del escurrimiento de residuos animales y vegetales desde la superficie del suelo hasta su concentración en cuerpos y cursos naturales, su origen puede incluir una mezcla heterogénea de fuentes como la descomposición de residuos orgánicos acuáticos e incluso el vertido de sustancias orgánicas sintéticas de origen antrópico (Mostofa *et al.*, 2013).

Las aguas de superficie son altamente susceptibles a la contaminación con MO por encontrarse en las porciones bajas de un terreno y ser los receptores naturales de todo el escurrimiento de una cuenca, si bien en general su presencia es menor a la de componentes inorgánicos disueltos (Hem, 1985). Entre estos contaminantes, la MO requiere particularmente de oxígeno para ser degradada, elemento que cuando se encuentra presente es consumido por microorganismos a través de procesos aerobios. A mayor concentración de O_2 y alto contenido de MO tanto mayor el desarrollo de microorganismos que consumen el primero para degradar al segundo (Sullivan *et al.*, 2010). La relación entre ambos, MO y O_2, resulta por lo tanto una variable esencial para el monitoreo de calidad ambiental del agua de superficie y para la toma de decisiones en el manejo del recurso (Denzel and McKenzie, 2003). La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) consiste en un indicador fuerte de la intensidad de estos procesos y en tal sentido, representa una buena herramienta como indicador de la contaminación de un agua natural de superficie y de la protección de la vida acuática (Hem, 1985; McCutcheon *et al.,* 1993; Denzel and McKenzie, 2003; Lecca y Ruiz, 2014; Yingrong *et al.*, 2017).
Junto a la DBO, la demanda química de oxígeno (DQO) resulta un indicador complementario de la contaminación de aguas de ríos (Lee and Nikraz, 2015). Mientras que el primer parámetro representa una medida de la cantidad de oxígeno requerida para la descomposición biológica de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas, la DQO representa el oxígeno total requerido para degradar químicamente (oxidar) todas la sustancias (químicas y biológicas oxidables) contaminantes presentes en un agua, entre las cuales la materia orgánica es una de ellas (y por tanto la DBO se encuentra contenida en este

parámetro) si bien no necesariamente deben esperarse correspondencias directas entre ambos (Hem, 1985; Lee and Nikraz, 2015).

La MO también juega un importante papel en ambientes acuáticos y no resulta del todo apropiado juzgarla como un contaminante estricto. Entre otros beneficios, participa en la absorción de energía radiante en especial en el rango fotosintéticamente activo, interviene en la regulación de acidez/alcalinidad del medio así como regulador en los ciclos de algunos nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Mostofa *et al.*, 2013).

5.8. Flúor

El Flúor (F) consiste en un elemento halógeno muy reactivo, difícilmente hallable en esta forma química en el ambiente, en especial en el agua en pH próximos a la neutralidad y sí, más comúnmente, como fluoruros (F^-), (Hem, 1985; WHO, 2006) o menos comúnmente como compuestos organofluorurados (Camargo, 2003). El F^- es esencial para la formación de estructuras óseas y dientes en organismos superiores incluyendo el humano y, de tal forma, su ingesta a través del agua de bebida resulta sumamente importante (Hem, 1985). Su presencia en el ambiente se asocia principalmente a la meteorización de rocas ígneas y sedimentarias, y su asociación con la actividad volcánica resulta en una importante fuente de presencia en el agua (Hem, 1985; Camargo, 2003). Los fluoruros se utilizan en la producción industrial de aluminio, cerámicos, la fabricación de pesticidas y algunos fertilizantes fosforados; incluso en la forma de fluorosilicatos se utiliza como aditivo durante el tratamiento de aguas de consumo humano para la protección contra las caries (Metcalfe-Smith *et al.*, 2003; WHO, 2004; 2006).

Su concentración en aguas naturales superficiales es altamente dependiente del pH y la dureza de $CaCO_3$ de las aguas. En presencia de pH relativamente bajos y aguas blandas, los microorganismos presentes en el medio acuático son particularmente más sensibles al F^- debido a su mayor biodisponibilidad (Camargo, 2003). En estas aguas las concentraciones presentes difícilmente superan el 1,0 mg/l si bien casos excepcionales de hasta 50 mg/l se han reportado en estudios específicos (Hem, 1985; WHO, 2006), siendo los valores una función directa en general, del grado de proximidad a fuentes concretas de vertido (Camargo, 2003). Su impacto sobre microorganismos, algas y peces es una estricta función de la concentración de F^- presente en el medio acuático, el tiempo de exposición y algunos factores ambientales como la temperatura, si bien otros factores como el tamaño de los individuos y la concentración de

otros elementos como Ca^{2+} y Cl^{-} pueden atenuar parcialmente sus efectos (Camargo, 2003).

5.9. Nitrógeno

El nitrógeno (N_2) representa uno de los elementos más importantes para la evaluación de la calidad del agua tanto como nutriente para las plantas como así también por la toxicidad de algunas de sus formas químicas para el consumo humano o el ambiente acuático cuando éstas superan determinadas concentraciones, ocasionando eutrofización (McCarthy, 1986; Weiner, 2008; Puijenbroek *et al.*, 2019). La principal fuente natural de nitrógeno en el agua es la atmósfera si bien su capacidad de disolución naturalmente es muy baja, al igual que el O_2, hasta un máximo posible de 15 mg/l a una temperatura ambiente de 20°C, por lo que usualmente altas concentraciones de este elemento en aguas naturales, en diferentes formas químicas, solo puede deberse a fuentes antrópicas como los fertilizantes o el excremento animal, a través del drenaje de áreas agrícolas, y los vertidos cloacales procedentes de urbanizaciones, entre otras actividades como la piscicultura (McCarthy, 1986; McCutcheon *et al.,* 1993; LEAD FAO, 2006; Lazzari and Baldisserotto, 2008; Xue *et al.*, 2016; Puijenbroek *et al.*, 2019).

Las principales formas del N_2 en la evaluación de la calidad de aguas naturales son los nitratos (NO_3^{-}) y el amonio (NH_4^{+}), (McCutcheon *et al.,* 1993) si bien estas formas químicas suelen acompañarse de otras como nitritos (NO_2^{-}), (Maybeck, 1982). La primera representa la forma más estable del N_2 en las aguas naturales y la forma química más importante mediante la cual es asimilado por organismos fotosintéticos como nutriente, siendo el último producto en la secuencia de oxidación de formas químicas del nitrógeno (Feth, 1966), lo que permite definir su importancia en la fertilidad de aguas y/o suelos tanto desde un punto de vista natural como para la producción agropecuaria. Entre las fuentes más importantes en ambientes naturales se encuentran la descomposición de materia vegetal, los desechos humanos, la fertilización nitrogenada y el bosteo animal (EPA and HSE, 2010). Sin embargo, cantidades excesivas del elemento en ambientes acuáticos pueden conducir a la proliferación de fitoplancton y macrófitas que alteren el equilibrio ecosistemico en ríos y cuerpos de agua o, en extremos elevados de contaminación, incluso resultar tóxico para animales superiores y humanos (EPA, 2013). Los nitratos representan una de las principales fuentes de contaminación con nitrógeno en aguas naturales de todo el mundo (Xue *et al.*, 2016).

La toxicidad para los seres humanos se debe principalmente a la reducción de los nitratos a la forma de nitritos. Éstos representan una forma intermedia de oxidación entre el amonio y los nitratos, el primero de los cuales suele ser dominante en efluentes urbanos e industriales (EIFAC, 1987), entre otros. La presencia de NO_2^- resulta atractiva para el crecimiento de plantas, sin embargo puede ser indicadora de contaminación de aguas naturales dado que aún en reducidas concentraciones puede manifestar toxicidad para la vida acuática (EPA and HSE, 2010). Su presencia excesiva en agua es indicador de contaminación fecal reciente y su concentración en aguas naturales suele no superar una concentración de 0,1 mg/l (Stumm and Morgan, 1995), valor de referencia en el Código Alimentario Argentino (CAA) como umbral máximo aceptado en aguas de consumo humano (ANMAT, 2017). EPA (1994) considera umbrales máximos en aguas naturales del orden de 1,0 mg/l.

El ion amonio suele encontrarse en el rango de concentraciones de 0,01 hasta 3,0 mg/l en aguas naturales de superficie completamente libres de contaminación. Valores por encima de este umbral y hasta 5–6 mg/l suelen representar mezclas de aguas naturales con presencia de vertidos cloacales urbanos, dependiendo de los caudales involucrados y la distancia a la funete del vertido (McCutcheon *et al.,* 1993). Valores por encima de 0,5 mg/l podrían comenzar a significar toxicidad para algunas especies de peces (McCutcheon *et al.,* 1993) si bien esto es una estricta función de la presencia de otros elementos con los cuales pueda interactuar (con un efecto negativo para la biota) en un medio particular, como fenoles, cianuro o una diversidad de metales pesados (EIFAC, 1987).

5.10. Fósforo

Habitualmente el Fósforo (P), en cursos y cuerpos de agua naturales, suele presentarse en la forma de Ortofosfato (PO_4^{3-}, incluyendo $H_2PO_4^-$ y $HPO_4^=$), (Maybeck, 1982) usualmente en muy reducidas concentraciones (FAO, 1987; Mylavarapu, 2011). Se trata de un elemento clave, y muchas veces limitante, para el crecimiento de las plantas y por lo tanto su valor como nutriente en agua y en suelos es muy importante (McCutcheon *et al.,* 1993; Shock and Pratt, 2003; EPA and HSE, 2010). Las fuentes principales de producción pueden ser diversas siendo las potencialmente más relevantes en regiones áridas y semiáridas las excretas animales, la fertilización mediante agroquímicos, los vertidos cloacales y, en menor medida, la descomposición de vegetación (McCutcheon *et al.,* 1993; LEAD FAO, 2006). Junto con el nitrógeno, tambien la piscicultura entre las actividades antrópicas representa una importante fuente de contaminación potencial de fósforo en aguas

naturales y, en consecuencia, de eutrofización (Boyd, 2001; Lazzari and Baldisserotto, 2008; Verdegem, 2013).

La presencia de P en el agua estimula el desarrollo de microorganismos y plantas acuáticas lo que representa un impacto positivo en la cadena trófica al incrementar la productividad primaria, en especial en las poblaciones de peces. Sin embargo elevadas concentraciones, aún sin representar un riesgo directo para la salud humana o animal, dispara el desarrollo de algas pudiendo éstas afectar negativamente, con su presencia en extrema abundancia, la calidad ecosistémica de los ambientes fluviales o lacustres a través de la eutrofización o simplemente la estética (Shok and Pratt, 2003; EPA and HSE, 2010; Mylavarapu, 2011; Puijenbroek *et al.*, 2019). En general, en aguas naturales, pueden esperarse concentraciones muy bajas, del orden de 0,1 mg/l o menos en condiciones de buena conservación; de hasta 1,0 mg/l en el caso de cursos contaminados o más; y entre 1,0–5,0 mg/l en vertidos tratados o mezclas de éstos con aguas naturales (McCutcheon *et al.,* 1993). Concentraciones de 30 a 100 µg/l permiten definir una condición eutrófica y resultar suficiente para disparar crecimientos exponenciales de algas en cuerpos de agua; con valores de >100 µg/l la condición es hipereutrófica (Shok and Pratt, 2003).

5.11. Microbiología

La calidad microbiológica de un agua de consumo es de gran interés para el público, para los prestadores de servicios de captación, distribución y abastecimiento de agua en poblaciones, para los organismos públicos reguladores y autoridades de aplicación, así como para los organismos de salud pública, entre otros. El potencial de las aguas naturales para transportar patógenos a un gran número de personas, desencadenando potenciales enfermedades y eventualmente la muerte, se trata de un riesgo muy bien documentado a nivel mundial (WHO, 1993) por lo que asegurar la calidad en un modo confiable a través de su monitoreo se trata de una cuestión vital para la planificación del manejo (Morris, 2017).

La mayoría de las bacterias presentes en cursos naturales de superficie son entéricas, provenientes del tracto intestinal de animales y humanos, y de tal forma denominadas fecales (LEAD FAO, 2006; Ríos Tobón *et al.,* 2017). Su capacidad de supervivencia en medios acuosos naturales es muy limitada por lo que la comprobación de su presencia suele asociarse a contaminaciones recientes o permanentes, en un medio con presencia de materia orgánica y condiciones de pH y temperatura favorables (Ríos Tobón *et al.,* 2017).

Las bacterias coliformes definen genéricamente a un grupo de microorganismos con características bioquímicas tales que permiten utilizarlas como indicadores de contaminación del agua (Arcos Pulido *et al.,* 2015). En este grupo existe una amplia variedad de representantes dispersos en todo tipo de ambientes aunque particularmente en el intestino de humanos y animales y en consecuencia, en sus desechos, especialmente los coliformes fecales o enterobacterias (Schuettpelz, 1969; The British Columbia Ground Water Association, 2007; Ríos Tobón *et al.,* 2017). Estos últimos son indicadores de contaminación fecal reciente y muy particularmente de la posible presencia de otras bacterias, parásitos y virus potencialmente peligrosos para la salud (Morris, 2017). Todo ello es particularmente importante en fuentes naturales de agua de las cuales la población local pudiera estar abasteciéndose para consumo propio y animal sin asegurar tratamientos específicos de potabilización, como si podría realizarse durante la distribución pública en una urbanización.

Entre las bacterias de interés para su monitoreo por su impacto en la calidad de aguas de consumo humano se encuentra *Pseudomonas aeruginosa*, especie muy común en aguas subterráneas debido a sus bajos requerimientos nutritivos si bien también en ambientes acuosos superficiales en coincidencia con los hábitat de las bacterias entéricas. Presenta una gran relevancia sanitaria por su capacidad de infección y resistencia a antibióticos (Luján Roca, 2014; Nasreen *et al.*, 2015) como así también la capacidad de colonizar múltiples ambientes entre los cuales se encuentran las aguas superficiales (Freitas *et al.,* 2008; Ullah *et al.,* 2012). Su origen no es fecal, sin embargo la presencia de elevados contenidos de materia orgánica y aportes contaminantes de efluentes cloacales sin tratamiento pueden conducir a una presencia significativa y con una supervivencia significativa (Freitas *et al.,* 2008). En tal sentido también representa un importante bioindicador de la calidad de las aguas (Arcos Pulido *et al.,* 2015).

5.12. Hidrocarburos

Los productos asociados al petróleo, al gas, al carbón y/o sus derivados consisten en la mezcla de una gran variedad de compuestos de tipo hidrocarburos, desde volátiles y de cortas cadenas carbonadas hasta pesados y de cadenas largas (WHO, 2005; 2008). Sus componentes más livianos se separan por volatilización cerca de la fuente de un derrame. Sin embargo otras fracciones pueden migrar y depositarse en agua o sedimentos por mucho más tiempo dependiendo de diversos factores y a distancias considerables desde la fuente de un vertido. La composición química exacta de un hidrocarburo es compleja y mayormente es una función del reservorio natural del cual procede

un petróleo crudo o bien del tipo de producto derivado y/o procedimiento de refinación y elaboración (ATSDR, 1999).

Su presencia en aguas naturales se trata de uno de los principales problemas ambientales de la industria petroquímica y extractiva (Al-Baldawi *et al.*, 2015), como así también de cualquier tipo de actividad humana en entornos naturales en los cuales se trabaje con maquinaria, dado que los derrames originados en pérdidas dentro de una red, equipo o infraestructura (tuberías, tanques, piletas, entre otros) son la principal fuente de contaminación de suelos, aguas superficiales y subterráneas en espacios naturales (Antwi-Akomeah *et al.*, 2018), en especial con la intervención de la gravedad y de las precipitaciones que facilitan la infiltración y el escurrimiento. Esto es particularmente más importante en regiones frías que en otros climas (Adeniji *et al.*, 2017) debido a la elevada toxicidad que significan para cualquier organismo vivo (Ikpe *et al.*, 2016). Cuando un derrame no es detectado a tiempo o remediado de forma apropiada, los hidrocarburos pueden permanecer en el ambiente durante años y distribuirse por amplios espacios.

Debido al gran número de químicos involucrados, generalmente no resulta práctico medir cada uno de ellos en forma individual durante una evaluación de contaminación, en especial de tipo exploratorio, siendo más útil medir la cantidad total del conjunto de hidrocarburos que se encuentran en una muestra de agua o suelo. La determinación de los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) resulta una herramienta útil a este fin (Adeniji *et al.*, 2017).

Cuando existen derrames de TPH directamente al agua, algunas fracciones de éstos flotarán y formarán una capa delgada en superficie. Otras fracciones más pesadas se acumularán en el sedimento del fondo a través de procesos como la floculación, sedimentación y coagulación (Ikpe *et al.*, 2016; Adeniji *et al.*, 2017), lo que puede afectar a peces y a otros organismos que se alimentan en el mismo.

5.13. Metales pesados

Los vertidos industriales, agropecuarios, mineros, el uso excesivos de diversos agroquímicos, entre otras tantas acciones antrópicas sobre el suelo explican una de las mayores presencias de metales pesados, que finalmente escurren a cursos y cuerpos de agua, son consumidos por los vegetales, los animales y el propio humano, alterando la sostenibilidad de toda la cadena trófica (Batayneh, 2012; Londoño Franco *et al.,* 2016). En la actualidad, solo en ambientes acuáticos de Europa, se conocen unos 700 contaminantes de ocurrencia natural o mayormente asociado a actividades humanas que usualmente

carecen de monitoreo y no obstante cuentan con el potencial de impactar muy negativamente no tan solo en los ecosistemas y los servicios que éstos brindan sino directamente en la salud humana (Geissen *et al.*, 2015).

Los metales pesados o metales tóxicos consisten en elementos cuya densidad o peso atómico es elevado, de >4 g/cm^3 en el primero caso o >20 en el segundo, en general de por lo menos cinco veces mayor que la del agua. Algunos tienen aplicación directa en numerosos procesos de producción de bienes y servicios, varios de los cuales también resultan particularmente tóxicos a muy bajas concentraciones en el ambiente. Entre los más importantes existen: Arsénico (As), Cadmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Mercurio (Hg), Níquel (Ni), Plomo (Pb), Estaño (Sn) y Cinc (Zn). Todos ellos involucrados específicamente en la legislación ambiental vigente en la provincia de Santa Cruz. Algunos son indispensables en bajas concentraciones al formar parte de una diversidad de procesos metabólicos, como el Co, Zn, Molibdeno (Mo), Hierro (Fe) y Manganeso (Mn), siendo que su ausencia podría causar importantes enfermedades en la salud humana, mientras que su exceso, también intoxicaciones (Londoño Franco *et al.,* 2016; Rafati Rahimzadeh *et al.*, 2017).

El Arsénico (As), un elemento metaloide o semi-metálico (IARC, 2018b), se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza, principalmente asociado a otros elementos como el Co, Mn, Fe, Ni, Ag o Sn, a través de la intemperización de rocas. Industrialmente se lo utiliza en la preservación de maderas, agroquímicos, farmacéutica, textiles, anticorrosivos, vidrio, cerámica, pinturas, y en pigmentos, incluso como complemento en la alimentación de animales (WHO, 2011a; Londoño Franco *et al.,* 2016). También así en la industria minera, metalurgia y fabricación de vidrio. Su presencia en el ambiente puede asociarse al vulcanismo y a la contaminación con vertidos de origen antrópico así como la quema de residuos sólidos, lixiviados de la minería (IARC, 2018b). Se clasifica como un elemento del Grupo I para WHO, altamente cancerígeno para el humano.

Argentina se encuentra en el grupo de países cuya presencia de As en agua en fuentes de consumo, especialmente subterránea, resulta crítica (Navoni y Olmos, 2013). Su origen natural es mayormente volcánico, asociado a suelos arseníferos a través de los cuales se produce la movilización hacia las napas de agua bajo condiciones hidrogeoquímicas de alto pH en condiciones aeróbicas (RSA-CONICET, 2018), o bien por actividad hidrotermal, emisiones volcánicas, ascensos magmáticos, entre otros (Fernández Turiel *et al.*, 2005).
La concentración de As en aguas naturales de superficie sin contaminación antrópica se encuentran en un promedio mundial de < 10 µg/l con el rango más

común entre 1 – 2 µg/l, pudiendo alcanzar referencias citadas de hasta 1 g/l en sitios altamente contaminados (WHO, 2011a; IARC, 2018b). Su mayor presencia en el mundo es en aguas subterráneas (RSA – CONICET, 2018). En el caso de los sedimentos las concentraciones pueden oscilar en un amplio espectro. Mientras que el origen geológico de materiales puede ser una fuente importante condicionando concentraciones promedios citadas de origen natural en el orden de 2-5 mg/kg (WHO, 2011a).

El Aluminio (Al) es uno de los elementos metálicos más abundantes del planeta, encontrándoselo naturalmente en formas asociadas generalmente a silicatos, óxidos, hidróxidos o combinados con otros elementos como fluoruros y sodio o bien en complejos con la materia orgánica (Rosseland *et al.*, 1990; WHO, 2003). Su liberación y movilidad posterior en el medio puede resultar de una diversidad de procesos naturales como la intemperización, la dinámica de las aguas en contacto, las interacciones en suelo y las características del propio sustrato geológico, incluso también impactos antrópicos como el drenaje ácido de minas (WHO, 2003). El significado final de su concentración en un ecosistema es altamente variable dependiendo de los organismos incluidos en éste (Rosseland *et al.*, 1990).

Existe una amplia variedad de usos del Al, principalmente como un material estructural en la construcción de vehículos, aviones, embarcaciones, en la industria de componentes eléctricos, utensilios de cocina, empaques de comestibles, farmacéutica y aditivos de alimentos. Una aplicación ampliamente generalizada en el mundo y que determina la llegada de grandes concentraciones de Al a las aguas naturales es a través de sales de aluminio utilizadas como coagulantes en el tratamiento de aguas para consumo poblacional en las ciudades, utilizado para reducir la materia orgánica presente, atenuar color, turbidez y concentración de microorganismos presentes (Srinivasan *et al.,* 1999; WHO, 2003).

La concentración de Al en aguas naturales de cursos y cuerpos puede variar considerablemente dependiendo de las condiciones fisicoquímicas y mineralógicas del medio. En condiciones naturales, las concentraciones del Al disuelto pueden oscilar entre 0,001 a 0,05 mg/l en pH próximo a la neutralidad y hasta unos 0,5 a 1 mg/l en medios ácidos y ricos en materia orgánica; en ambientes antropizados, con drenaje ácido de minas, estas concentraciones podrían alcanzar 90 mg/l o más (WHO, 1993). En servicios de distribución domiciliaria de agua de todo el mundo, algunos productos basados en Al como el sulfato de aluminio $Al_2(SO_4)_3$ o el cloruro de polialuminio (PAC) condicionan la presencia de este elemento en aguas de consumo humano, en ocasiones en niveles muy superiores a las hallables en condiciones naturales. Ambos

compuestos consisten en efectivos coagulantes permitiendo así la remoción de partículas, coloides y sustancias disueltas en aguas de consumo así como durante el tratamiento de efluentes (Srinivasan *et al.*, 1999).

El Bario (Ba) consiste en un metal alcalinotérreo de presencia habitual en el medio natural aunque en muy reducidas concentraciones, a nivel de trazas (CDC, 2017), especialmente en aguas subterráneas (ATSDR, 2019). Su presencia en ambientes acuáticos se asocia mayormente a la intemperización de rocas ígneas (principalmente micas y feldespatos) y sedimentarias (Fischer and Pulchet, 1978; Liguori *et al.*, 2016) a partir de las cuales puede hallarse en la forma de sales solubles o más comúnmente sales insolubles, como sulfatos o carbonatos en depósitos subterráneos (Fischer and Pulchet, 1978; CDC, 2017; ATSDR, 2019). Su transporte en cursos naturales de agua depende de la concentración de sólidos totales suspendidos y una vez alcanzados ambientes estuarios, dependiendo de las condiciones de salinidad (principalmente), el Ba podría disolverse en la columna de agua (Coffey, 1997).

El Ba es utilizado, en diversidad de formas químicas (usualmente derivadas de unas pocas formas en las que se encuentra naturalmente) en la industrialización de gomas, plásticos, pigmentos, cerámicos, algunos tipos de vidrio y resinas; también se lo utiliza en algunas arcillas durante la perforación de pozos. En sales específicas también se lo utiliza para la fabricación de fuegos de artificio, como ablandador de aguas duras, como agente blanqueador e incluso para la fabricación de imanes, entre otros múltiples usos (ATSDR, 2019; PubChem, 2019).

Las formas químicas naturales del Ba son insolubles en agua y por tanto no se trata de una fuente contaminante si bien su durabilidad en estas condiciones es larga (ATSDR, 2019). Sin embargo, las formas industrializadas del Ba presentan diferentes grados de solubilidad que pueden significar contaminación a partir de diferentes vertidos antrópicos como los industriales o a partir de la descarga y deposición de lodos de perforación (WQA, 2014; PubChem, 2019). Las formas químicas solubles del Ba no duran mucho en el ambiente tendiendo rápidamente a formar formas químicas insolubles de carbonato y sulfato, si bien esto depende de los compuestos vertidos al medio (ATSDR, 2019). Se trata de un elemento altamente contaminante, que representa importantes riesgos para la salud. Sus concentraciones máximas admitidas en el ambiente (a partir de los niveles de referencia admitidos en agua de bebida humana por diversos estándares) oscilan entre 0,7–1,0 mg/l hasta 2,0 mg/l (WQA, 2014) si bien éstos umbrales son más fáciles de alcanzar en aguas subterráneas. En aguas superficiales no resulta común encontrar concentraciones mayores a los

0,3 mg/l aunque en suelos y sedimentos su presencia natural reconoce algunas referencias de hasta 3.500 ppm (ATSDR, 2019).

El Cadmio (Cd) es relativamente raro en la naturaleza y se lo puede encontrar a partir de vertidos o depósitos de productos industriales como pinturas, plásticos, baterías, asbesto, soldaduras, farmacéutica, vidrios, fotografía, porcelanas, entre otros (Londoño Franco *et al.,* 2016; Rafati Rahimzadeh *et al.*, 2017). También se lo encuentra como impureza en combustibles fósiles como el carbón, el petróleo y el gas, incluso en la madera, cemento y fertilizantes; también en pigmentos en la industria de plásticos, anticorrosivos, cerámicas, goma y fuegos de artificio, entre otros (WHO, 2011b; IARC, 2018a). Su deposición en suelos puede suceder por lixiviados con su presencia en sedimentos o disolución debido a pH bajos, o bien deposición física de partículas tras la quema de residuos sólidos o erosión de materiales, pudiendo ser absorbido por vegetales pasando así a través de la cadena alimenticia (Rafati Rahimzadeh *et al.*, 2017). En el agua, el Cd se asocia mayormente a partículas suspendidas y sedimentos de fondo (WHO, 2011b).

La concentración de Cd en aguas naturales sin contaminación antrópica se encuentran a nivel mundial entre 0,02 – 0,3 µg/l siendo habitual un promedio de < 1 µg/l. En situaciones altamente contaminadas se citan valores extremos de 100 µg/l en agua y hasta 19 mg/kg en sedimentos secos (WHO, 2011b).

El Cinc (Zn) consiste en un metal pesado que se encuentra como componente en pequeñas cantidades en casi todas las rocas ígneas, representando uno de los elementos más comunes de la corteza terrestre (ATSDR, 2005; Rubio *et al.*, 2007). A través de su intemperización se lo puede encontrar naturalmente en aguas superficiales, en concentraciones habitualmente < 10 µg/l, en aguas subterráneas entre 10–40 µg/l y en suelos entre 1–300 mg/kg (WHO, 1996b). Se trata de un elemento esencial para la vida humana, el segundo oligoelemento en importancia luego del Hierro (Rubio *et al.*, 2007; López de Romaña *et al.*, 2010), participando de numerosos procesos metabólicos que demandan ciertas dosis de ingesta diaria, entre 3–15 mg/diarios dependiendo principalmente de la edad (WHO, 1996b; NIH, 2016). Sin embargo, también en este caso existen umbrales de toxicidad, los cuales también dependiendo de la edad pueden encontrarse entre 4 y 40 mg/día, desde niños a adultos, respectivamente (NIH, 2016).

El Zn representa un importante oligoelemento en la dieta diaria del ganado de cría, el cual puede representar incluso una fuente puntual de contaminación de suelos y aguas cuando se lo proporciona a través de suplementación y los excedentes son excretados en el medio natural (Goselink and Jongbloed, 2012;

López-Alonso, 2012). También resulta un microelemento fundamental en la nutrición vegetal y, en general, en cultivos agrícolas suele ser unos de los comúnmente deficientes (Hafeez *et al.*, 2013; Sadeghzadeh, 2013).

La forma química natural más común del Zn es sulfuro, aunque en vertidos de origen antrópico es posible encontrarlo también como sulfatos, cloruros u óxidos. Se los utiliza en numerosos procesos industriales como del caucho, galvanizados, pinturas, cerámicos, preservantes de madera y colorantes textiles; también así en la industria farmacéutica como ingrediente en suplementos vitamínicos y desodorantes, entre un gran número de productos (ATSDR, 2005).

El Cobre (Cu) consiste, junto con el oro, en uno de los metales más versátiles y utilizados por la humanidad, especialmente por un conjunto de buenos atributos que le confiere una gran aplicabilidad en industrias diversas, en especial en las telecomunicaciones y la energía debido a sus capacidades como material conductor (World Bank, 1981; Georgopoulos, 2001). También así en la fabricación de utensilios de cocina, cañerías, acuñación de monedas y materiales de construcción, en municiones, pesticidas de diverso espectro y productos protectores de madera, suplementos nutricionales y fertilizantes, entre otros (WHO, 2004).

Representa un micronutriente esencial para plantas, animales e incluso el ser humano, interviniendo en numerosos procesos metabólicos (Hill and Shannon, 2019), no obstante lo cual niveles elevados también representan una importante toxicidad, siendo éste una de sus aplicaciones más comunes para el control de plagas (Georgopoulos, 2001). El agua representa una fuente importante para la incorporación de Cu en plantas y animales si bien la mayor parte proviene del suelo (Hill and Shannon, 2019).

La dinámica ambiental del Cu es compleja debido a la influencia que tienen diversos parámetros en sus formas químicas, como el pH, el OD y diversos agentes oxidantes (WHO, 2004). Se lo puede encontrar en todo tipo de agua (subterránea, superficial, continental o marina e incluso de consumo) y en formas químicas con diferentes grados de solubilidad (Van Sprang and Delbeke, 2014). En el caso de aguas superficiales las concentraciones habituales citadas para sitios sin contaminaciones específicas, rondan los 0,01 mg/l (WHO, 2004).

El Cromo (Cr) se presenta en la naturaleza de diferentes formas químicas, desde estados de oxidación +II a +VI si bien la trivalente Cr(III) es la más común en forma natural y el Cr(VI) mayormente debido a fuentes urbanas e

industriales (Kimbrough, 1999; WHO, 2003; Gorny *et al.*, 2016) y ambas también las formas más estables en medios acuáticos naturales (Shupak, 1991). En ésta última, las formas asociadas a la industria, uno de los principales usos es en aleaciones con diferentes metales, algunos de los cuales pueden ocasionar lixiviados solubles en agua como en el acero inoxidable cuando no se depositan los residuos apropiadamente (Merrit and Brown, 1995). El Cr se encuentra entre los diez elementos más abundantes de la corteza terrestre y puede considerarse un elemento traza presente habitualmente en el sedimento de ríos, en donde la forma predominante es el Cr(III) precipitado, más estable en el ambiente y relativamente inocuo (Gorny *et al.*, 2016; Achmad, 2017). Esta propiedad es la que define a algunos de sus usos comunes como preservante de maderas y textiles, tratamiento de cueros, componente de pinturas, pigmentos y cementantes, fabricación de cerámicos, algunos tipos de vidrio, fungicidas y fotografía (Kimbrough, 1999; WHO, 2003).
Mientras que el Cr(III) tiende a precipitar en medios acuáticos o bien a ser adsorbido por partículas del sedimento, quedando relativamente inmovilizado, el Cr(VI) la forma más tóxica y contaminante (Achmad, 2017), es altamente móvil, siendo el potencial Rédox una medida importante del tipo de forma predominante o esperable en una columna de agua (Gorny *et al.*, 2016). La presencia natural del Cr en aguas superficiales tiende a ser en baja concentración, entre 0,5 – 2,0 µg/l con valores extremos de hasta 10,0 µg/l mientras que la fracción en disolución entre 0,02 – 0,3 µg/l siempre dependiendo del grado de impacto de vertidos antrópicos (WHO, 2003). El Cr participa en algunos procesos metabólicos humanos y de tal forma, pequeñas concentraciones deben ser parte de la dieta diaria en valores cercanos a los 100 µg (Achmad, 2017).

El Mercurio (Hg) se presenta en el ambiente en diversas formas químicas, todas ellas con diferentes propiedades, usos y toxicidades (CDC, 2009), las que pueden clasificarse en tres grandes grupos: Hg elemental o puro, Hg inorgánico y Hg orgánico (ATSDR, 1997). El primer caso consiste (a) en el Hg en estado metálico o elemental, evaporable a temperatura ambiente, utilizado en termómetros, en amalgamas dentales, la fabricación de tubos fluorescentes, en la minería de oro y en diversos procesos industriales (CDC, 2009); el segundo caso (b) cuando se encuentra asociado al cloruro, al sulfuro o al oxígeno, también denominadas sales de mercurio, utilizadas en diversos procesos industriales, en la fabricación de otros compuestos químicos y aún en la industria cosmética (CDC, 2009); y el tercer caso (c) cuando se lo encuentra asociado con carbono en compuestos denominados organomercurios (ATSDR, 1997), habitualmente como productos de la metabolización del Hg elemental o inorgánico por microorganismos, lo que permite ingresarlo en la cadena trófica (CDC, 2009). En cada uno de estos casos, las formas químicas más habituales

son en (a) el propio Hg metálico, en (b) el sulfuro de mercurio y en (c) el metilmercurio (ATSDR, 1997).

En cualquiera de sus formas el Hg es una potente neurotoxina que, en ambientes acuáticos, fácilmente puede acumularse y trasladarse por la cadena trófica hasta los seres humanos representando así un importante contaminante ambiental y sanitario en concentraciones traza de partes por billón (Driscoll *et al.*, 2007; Kallithrakas-Kontos and Fonteinis, 2016; Krabbenhoft *et al.*, 2018). Las fuentes más importantes de su presencia son antrópicas y se asocian a equipamientos e infraestructura eléctrica, incineradores, la emisión atmosférica en usinas de carbón, manufacturas y efluentes industriales así como depósitos de residuos sólidos inapropiadamente dispuestos, asociados a baterías, tubos fluorescentes, entre otros (Driscoll *et al.*, 2007). Ambientes con dinámicas lentas de agua como humedales, lagunas y cursos someros de agua son particularmente sensibles a la acumulación de Hg y representan “puntos calientes” de concentración de Hg que facilitan la bioacumulación (Rudd, 1995; Driscoll *et al.*, 2007). Las fuentes naturales de Hg se asocian al vulcanismo, los incendios forestales y la degradación de rocas que lo contienen (Kallithrakas-Kontos and Fonteinis, 2016), si bien una proporción importante también puede provenir de la lluvia arrastrando el Hg de emisiones atmosféricas (Krabbenhoft *et al.*, 2018).

El Níquel (Ni) se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza si bien en concentraciones muy bajas. Se lo puede encontrar en diversas formas químicas y estados de oxidación, tanto en compuestos solubles como insolubles (WHO, 2005). Las concentraciones esperables en cursos naturales de superficie no superan los 2 µg/l, y en general en pH por debajo de la neutralidad (WHO, 2005) siendo más comunes valores más elevados en suelos agrícolas y muy especialmente en carbones y petróleo (WHO, 2000).

EL uso más habitual del Ni es la producción de aceros y otras aleaciones, galvanizados, industria química y de elementos electrónicos, así como acuñación de monedas, algunos tipos de baterías, joyería y pigmentos (WHO, 2005; Sharma *et al.*, 2017). La quema de residuos sólidos, de combustibles y sus derivados, de desechos patológicos, la extracción del Ni y su refinación, incluso la aplicación de algunos fertilizantes en suelo, consisten en las principales fuentes antropogénicas de liberación en el medio natural, tanto atmosféricas como en el suelo y el agua (Yusuf *et al.*, 2011; Sharma *et al.*, 2017; Shahzad *et al.*, 2018). Entre éstas, la combustión y lixiviados a partir de carbón es una de las más importantes (WHO, 2000).

El Ni se trata de un importante contaminante para las plantas, si bien su impacto es altamente dependiente de las concentraciones y exposición y de las condiciones fenológicas y especies en cuestión (Yusuf *et al.*, 2011; Bhalerao *et al.*, 2015). Sin embargo también se trata de un importante microelemento que participa de procesos metabólicos críticos en los vegetales, en muy bajas concentraciones (Chen *et al.*, 2009; Shahzad *et al.*, 2018) de igual forma que en la producción animal (Samal and Mishra, 2011).

La Plata (Ag) consiste en un material raro en la corteza terrestre no obstante lo cual se trata de uno de la mayor importancia y utilización por la humanidad (Panyala *et al.*, 2008) lo cual justifica en general grandes esfuerzos de recuperación a partir de desechos (Hem, 1985). Las formas químicas habituales del Ag en medios acuáticos naturales presentan una limitada solubilidad a un promedio general documentado de unos 0,01 a 0,3 µg/l o hasta un máximo de 10 µg/l (Hem, 1985; WHO, 2003). Estos valores de referencia pueden ser notablemente alterados en proximidad de puntos concretos de vertidos urbanos o industriales (Howe and Dobson, 2002). Naturalmente se lo encuentra generalmente asociado a otros minerales, o en formas insolubles de sulfuro o cloruro (sales) o bien en complejos, como Plata metálica, como complejos o en forma coloidal (Panyala *et al.*, 2008), sin embargo la liberación antropogénica al medio reconoce numerosas fuentes como en la industrialización de insumos fotográficos, eléctricos, combustión de carbón y manufactura de fundición y aleaciones, fabricación de espejos, de catalizadores químicos, monedas, platería y joyería, en la mayoría en general a través de emisiones de partículas a la atmósfera que precipitan y concentran posteriormente en suelos, sedimentos y agua (Howe and Dobson, 2002; WHO, 2003; Panyala *et al.*, 2008).

La bioacumulación de Ag en organismos acuáticos es muy variable, dependiendo de la especie en cuestión y diversos ensayos demuestran que en un amplio rango de ingestas y acumulaciones no necesariamente se asocian a contaminaciones o efectos adversos, incluso sin llegar a afectar a las cadenas tróficas no obstante su traslado desde los primeros consumidores (Howe and Dobson, 2002). Su toxicidad, estando en solución, es altamente influenciado por condiciones del medio como el pH, la dureza del agua, la presencia de sulfuros, la concentración de sólidos en disolución e incluso de materia orgánica (Howe and Dobson, 2002). En concentraciones cercanas a 0,17 µg/l comienzan los efectos adversos para poblaciones de salmónidos.

El Plomo (Pb) consiste en un elemento muy común y accesible en la corteza del planeta (Zhang *et al.*, 2015), el cual en formas naturales se encuentra en concentraciones muy bajas y no representa un riesgo particular (Lima *et al.*,

2009). Carece de funcionalidad biológica por lo que su incorporación, tanto a través del consumo de pasturas como a través de la respiración, en animales y humanos y su traslado a través de la cadena trófica, representa una importante fuente de contaminación y riesgo ambiental (Lima *et al.*, 2009; Makridis *et al.*, 2012; Bates & Payne, 2017).

Ampliamente utilizado hasta la década de 1990 en combustibles de todo tipo, el Pb resultó en uno de los más importantes contaminantes atmosféricos de fuente antropogénica (ATSDR, 2019). También, en la actualidad lo son los lixiviados procedentes de residuos sólidos con pinturas a base de Pb representan una de las mayores fuentes de contaminación de agua y suelos; como así también fuertes concentraciones entorno a cañerías y soldaduras deterioradas en contacto con agua, en especial en viejas construcciones y baterías deterioradas en el ambiente (Bates and Payne, 2017; NSW Government, 2017; ATSDR, 2019). En la actualidad sigue siendo un elemento altamente utilizado en la fabricación de pigmentos, pinturas, municiones, aislaciones, plomería, baterías y pesticidas entre otros tantos productos (Zhang *et al.*, 2015). Y el deterioro de la disposición final de estos elementos, junto con vertidos asociados a sus industrias respectivas, la quema de residuos sólidos y la combustión de carbón y petróleo, consisten en las mayores fuentes antropogénicas de Pb en el ambiente (Bates and Payne, 2017; ATSDR, 2019).

El Pb no se degrada en el ambiente pudiendo existir en diversas formas químicas y ser fácilmente transportado a través de material particulado por agua y aire en todas sus formas posibles dependiendo en gran medida de las condiciones del medio como por ejemplo el pH y la presencia de cloruros (ATSDR, 2019). Esta dinámica hace muy sencilla la contaminación humana por exposición en sitios en que se encuentra el Pb, tratándose así de un serio problema de salud, en especial en niños, en diversos sitios del planeta (Zhang *et al.*, 2015; ATSDR, 2019).

El Selenio (Se) consiste en un elemento metaloide frecuente en la corteza terrestre, asociado principalmente a minerales de sulfuro, en rocas de origen volcánico y sedimentario (WHO, 2011). Puede presentarse en la naturaleza en diversas formas químicas dependiendo de su estado de oxidación, desde formas solubles a muy insolubles, en agua, sedimentos y suelos, algunas de las cuales resultan fácilmente absorbibles por los vegetales (WHO, 2011).

El Se es utilizado principalmente en la industria de componentes electrónicos, eléctricos, pigmentos, farmacéutica, pintura, cerámicos y vidrio entre otras si bien se reconoce que una parte importante de su presencia antrópica en el

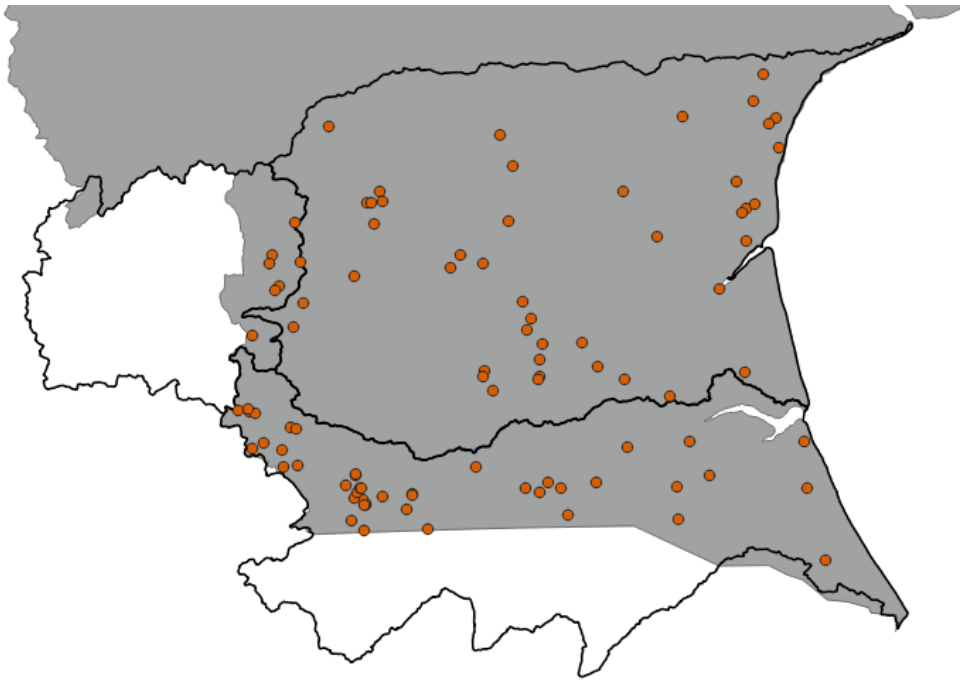
medio natural procede de la industria de la fundición y aleaciones (WQA, 2005; Lopes *et al.*, 2017).

Mientras que en reducidas concentraciones, a nivel de trazas, resulta un elemento esencial para la nutrición humana y animal, en concentraciones importantes resulta de gran toxicidad (WQA, 2005; WHO, 2011; Mora *et al.*, 2015; Lopes *et al.*, 2017). También en plantas y cultivos se ha demostrado en años recientes su relevancia en múltiples procesos metabólicos (Mora *et al.*, 2015). En aguas naturales de superficie las concentraciones de referencia pueden alcanzar los 400 µg/l, encontrándose los mayores valores en condiciones de pH muy bajo en los cuales la solubilidad del Se aumenta (WHO, 2011).

6. METODOLOGIA

6.1. Ubicación de monitoreos y muestreos

Por cuestiones de competencia jurisdiccional, todas las muestras de agua superficial y sedimento involucradas en las RH11 y RH13 se tomaron solo en el sector argentino de la región de estudio (Mapa 6.1 y Tablas 6.1a, 6.2b, 6.2c). Se diseñó una red de secciones de interés para la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas de superficie y sedimentos a lo largo de los cursos principales y de los tributarios más importantes en estas regiones, sean éstos por la calidad documentada de sus aguas en estudios precedentes disponibles o bien por la relevancia de los caudales producidos al año. En el caso de los cuerpos de agua, se diseñó una matriz de puntos relativamente equidistantes en el rango latitudinal y longitudinal de distribución de la región bajo estudio, intentando priorizar la representatividad de diversos cuerpos cuya respuesta espectral analizada a través del banco de escenas Landsat disponible resultase diversa. En el caso de los peces, una proporción de los puntos elegidos para calidad de agua y sedimentos fue muestreada como se explicita más adelante.



Mapa 6.1. Ubicación general de los sitios de muestreo en la región bajo estudio durante las campañas de muestreo, en abril y setiembre de 2019. La zonificación representa el nivel de Región Hidrográfica propuesto por Diaz y Giménez (2015).

6.2. Representatividad de los momentos seleccionados de muestreo

A fin de establecer la mejor representatividad estacional posible de los diferentes momentos de análisis de aguas y peces propuestos en el presente proyecto, se realizó una caracterización hidrológica de los cursos principales en las regiones RH11, RH12 y RH13 sobre la base de los registros históricos disponibles de caudales (Q) y se comparó con la situación diaria de la temporada a partir de la publicación de datos en tiempo real de la Dirección General de Aguas de Chile en la Región de Magallanes (DGA, 2019) y de estadísticas históricas de la Base de Datos Hidrometeorológica Integrada (BDHI) de la Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SSRH, 2019), sistematizados y procesados en el Banco de Datos Hidrometeorológicos de la provincia (BDHM), (Monserrat *et al.*, 2016). Así, las fechas de campaña del presente proyecto se seleccionaron para el mes de abril de 2019 (primera durante estiaje) y la siguiente campaña para el período comprendido entre la segunda quincena de agosto y primera de setiembre de 2019 (máxima producción estacional de caudales).

Estas fechas pueden considerarse representativas de los momentos de máxima y mínima producción estacional de aguas de superficie en la región de interés. Un análisis de esta dinámica se presenta en la síntesis descriptiva de cada región trabajada, en los tomos respectivos de Resultados y Discusión.

Tabla 6.1a. Ubicación de los sitios de muestreo en la RH11 río Vizcachas, bajo estudio durante las campañas de muestreo, en abril y setiembre de 2019 (ver ANEXO I).

NUM	COD	CUERPO	LAT	LONG	CAMPO
1	LRPH	Laguna	-51,0799	-72,0551	Estancia Rupai Pacha
2	RGUI	Curso	-51,2537	-72,2261	Estancia Cancha Carrera
3	VINF	Curso	-50,9959	-72,1059	Estancia Ketenk Aike
4	VLN1	Laguna	-50,9696	-72,0746	Estancia Cerro Palique
5	VLN2	Laguna	-51,0896	-72,0808	Estancia El Bosque
6	VMED	Curso	-50,9917	-71,9245	Estancia San Rafael
7	VSUP	Curso	-50,8436	-71,9488	Estancia Coronel Guarumba

6.3. Hidrometría

En cada sección de interés para efectuar muestreos y monitoreos *in situ* se practicó un aforo para la determinación de caudal y velocidades representativas de los sitios y momentos de trabajo. La determinación de caudal se realizó mediante mediciones de área y velocidad siguiendo la metodología estándar habitual para cursos naturales libres (IMTA, 1992; USDI, 2001; USGS, 2010). Los registros de velocidad se realizaron con molinete universal OTT C31 con hélice N°2 (0,1 a 10,0 $^{m}/_{s}$) o con molinete SIAP Micros con hélice en el rango de 0,1 a 5,0 $^{m}/_{s}$, mediante la técnica de vadeo a lo largo de cada sección de interés.

Cuando por las condiciones de clima, accesibilidad para el vadeo, presencia de hielo u otros sólidos de dimensión importante arrastrados por la corriente, escaso tirante del curso a medir o bien porque la velocidad de la corriente hubiera resultado por debajo del rango óptimo de funcionamiento del molinete, se realizó una aproximación (excepcional) a la velocidad superficial mediante la técnica de flotación simple siguiendo las recomendaciones de Carrión y LaMattina (2015) en las líneas de flujo más rápida y lenta de la sección de interés. En estos casos se utilizó el coeficiente 0,85 para la aproximación de la velocidad media representativa en líneas de corriente a partir de su determinación en superficie (Rantz, 1982; ISO748, 2007).

En secciones para las cuales se cuenta con registros permanentes de hidrometría, mediante limnímetros fijos, se utilizaron estos datos para el establecimiento de los caudales instantáneos en las diferentes fechas de muestreo. Excepcionalmente, cuando las condiciones lo permitieron, se plantearon aforos para la comparación y validación de registros hidrométricos locales disponibles.

Tabla 6.1b. Ubicación de los sitios de muestreo en la RH12 río Coyle, bajo estudio durante las campañas de muestreo, en abril y setiembre de 2019 (ver ANEXO II).

NUM	COD	CUERPO	LAT	LONG	CAMPO
8	BON1	Curso	-51,0187	-70,8551	Estancia La Vanguardia
9	BON2	Curso	-51,4406	-70,5401	Estancia Chank Aike
10	BON3	Curso	-50,9558	-69,2834	Estancia Coy Inlet
11	CHMG	Curso	-51,4523	-70,5553	Estancia Chank Aike
12	CHMG2	Curso	-51,4164	-70,8635	Estancia Las Buitreras
13	COYD	Curso	-51,1267	-69,4775	Estancia Coy Aike
14	COYU	Curso	-51,4573	-70,0356	Estancia La Regalona
15	CRUB	Curso	-51,3202	-70,2890	Estancia Las Vegas
16	CSHL	Curso	-51,4097	-70,2006	Estancia Las Horquetas
17	CSTS2	Curso	-51,4343	-70,8767	Estancia Los Vascos
18	CYNI	Curso	-51,0286	-71,0504	Estancia El Chiripá
19	CYNS	Curso	-51,0497	-71,6136	Estancia María
20	FCY1	Curso	-51,1440	-71,9197	Estancia Namuncurá
21	LAG01	Laguna	-51,2017	-71,9822	Estancia Laguna Esperanza
22	LAG03	Laguna	-50,4829	-71,7542	Estancia La Entrerriana
23	LAG04	Laguna	-51,5216	-69,7720	Estancia Guer Aike
24	LAG05	Laguna	-51,4328	-69,3237	Estancia Los Pozos
25	LAG06x	Laguna	-50,9308	-69,8338	Estancia Cerro Falso
26	LAG07	Laguna	-50,7630	-70,0301	Estancia Cerro Falso
27	LAG08	Laguna	-50,3326	-69,2153	Estancia Cañadón del Rancho
28	LAG09	Laguna	-50,4885	-69,6784	Estancia La Florinda
29	LAG10x	Laguna	-50,5446	-70,7398	Estancia Cerro Cuadrado
30	LAG11	Laguna	-50,8637	-70,6998	Reserva Camusu Aike
31	LAG12	Laguna	-50,7797	-71,5279	Estancia El Tero
32	LAG12x	Laguna	-50,7804	-71,4995	Estancia El Tero
33	LAG13	Laguna	-51,4897	-70,8219	Estancia Las Buitreras
34	MAGSx	Curso	-51,3762	-70,5394	Estancia Chank Aike
35	PHIG	Curso	-50,7416	-71,4482	Estancia Ana
36	PINF	Curso	-50,9865	-70,9919	Estancia Rio Pelque
37	PKE2	Curso	-50,8572	-71,4923	Estancia El Manantial
38	POT01	Laguna	-50,4926	-69,1357	Estancia Cañadón de las Vacas
39	POT02	Laguna	-50,5164	-69,1842	Estancia Cañadón de las Vacas
40	POT03	Laguna	-50,4286	-69,2694	Estancia Cañadón del Rancho
41	POT04	Laguna	-50,8266	-69,3117	Estancia Coy Inlet
42	POT05	Laguna	-50,8416	-69,3420	Estancia Coy Inlet
43	POT06	Laguna	-50,8126	-69,2663	Estancia Coy Inlet
44	POT07	Laguna	-50,7291	-69,3714	Estancia Los Álamos
45	POT08	Laguna	-51,1622	-70,6285	Estancia Don Ceferino
46	POT09	Laguna	-51,2258	-70,5844	Estancia Silvi Aike
47	POT10	Laguna	-51,2657	-70,6130	Estancia Silvi Aike
48	POT11	Laguna	-51,3186	-70,5162	Estancia La Pequeñita
49	POT12	Laguna	-50,6618	-70,6729	CGC Yacimiento Boleadoras
50	POT21	Curso	-50,6035	-69,1209	Estancia Cañadon de las Vacas
51	PSUP	Curso	-50,7758	-71,4323	Estancia El Tero

Tabla 6.1c. Ubicación de los sitios de muestreo en la RH13 río Gallegos, bajo estudio durante las campañas de muestreo, en abril y setiembre de 2019.

NUM	COD	CUERPO	LAT	LONG	CAMPO
52	AYLF	Curso	-51,8664	-68,9616	Estancia Punta Loyola
53	CIK1xx	Curso	-51,9755	-69,7235	Estancia Pali Aike
54	CIK2x	Curso	-51,8164	-69,5389	Estancia Bella Vista Bitsch
55	CREK	Curso	-51,9553	-71,6849	Estancia Morro Chico
56	DQSJx	Laguna	-51,5301	-72,3266	Predio municipal Río Turbio
57	ESPZ	Curso	-51,9930	-71,6103	Estancia Morro Chico
58	GCBA	Curso	-51,8678	-70,5579	Estancia Bellavista
59	GLBT	Curso	-51,7088	-70,0271	Estancia Paso del Medio
60	GLMA	Curso	-51,8328	-70,5036	Estancia La Carlota
61	GLMB	Curso	-51,8549	-70,6401	Estancia Bellavista
62	GLPB	Curso	-51,8938	-71,5977	Estancia Glencross
63	GLPK	Curso	-51,6880	-69,6551	Estancia Killik Aike Sur
64	GLPN	Curso	-51,8759	-71,6160	Estancia Glencross
65	GLSS	Curso	-51,8694	-71,4931	Estancia Rincón de los Morros
66	GLSU	Curso	-51,8647	-71,3159	Estancia Morro Chico
67	KAG51	Laguna	-51,6950	-68,9729	Estancia Punta Loyola
68	LANN	Curso	-51,7851	-71,6470	Estancia Glencross
69	LBVB	Laguna	-51,8565	-69,7322	Estancia Markatch Aike
70	LCAR	Laguna	-51,8379	-70,2173	Estancia La Carlota
71	LCON	Curso	-51,7836	-71,6494	Estancia Glencross
72	LMED2	Laguna	-51,8490	-71,6475	Estancia Glencross
73	LNPN	Laguna	-51,8735	-71,6597	Estancia San José
74	LPTK	Laguna	-51,9557	-70,3931	Estancia Potrok Aike
75	LSTA	Laguna	-51,7453	-72,0788	Estancia Ojo de Agua
76	LTUR	Curso	-51,8345	-71,6218	Estancia Glencross
77	PEBA	Curso	-51,9219	-71,4965	Estancia Rincón de los Morros
78	PEBAo	Curso	-51,8970	-71,5931	Estancia Rincón de los Morros
79	POT14	Laguna	-51,6000	-72,0234	Estancia Stag River
80	POT15	Laguna	-51,8358	-71,6271	Estancia Glencross
81	POT16	Laguna	-51,9191	-71,3511	Estancia Morro Chico
82	POT19	Laguna	-51,6720	-72,2580	Estancia La Conversada
83	POT20	Laguna	-52,1351	-68,8391	Estancia El Cóndor
84	PRBA	Curso	-51,5249	-72,2681	Predio municipal
85	ROBL	Curso	-51,8576	-70,4268	Estancia La Carlota
86	RUBA	Curso	-51,8998	-71,6017	Estancia Glencross
87	SJCAx	Curso	-51,5364	-72,2674	Predio municipal
88	STAG	Curso	-51,6070	-71,9912	Estancia Stag River
89	TU40	Curso	-51,5436	-72,2344	Estancia El Palenque
90	TULC	Curso	-51,7416	-71,9917	Estancia Fermina
91	TURK	Curso	-51,6544	-72,1876	Estancia Los Chorrillos
92	TURN	Curso	-51,8218	-71,7084	Estancia Glencross
93	TURV	Curso	-51,6813	-72,0782	Estancia Stag River
94	ZUBA	Curso	-51,8655	-71,3150	Estancia Morro Chico
95	ZUBAx	Curso	-51,9928	-71,2320	Estancia Sofía

6.4. Determinaciones físicas y químicas de agua *in situ*

En cada sitio establecido para la colección de muestras de agua y/o sedimentos se realizaron determinaciones geográficas (mediante GPS navegador) y físico – químicas complementarias a los análisis de laboratorio (mediante sonda multiparámetro SPER SCIENTIFIC Water Measurement Kit). Éstas fueron:

- *Posición geográfica*. Determinada mediante GPS navegador Garmin e-TREX Legend®, con un margen de error en las determinaciones de ± 3-5 m.
- *Temperatura del agua.* Se midió mediante sensor 840038 (precisión ± 0,1 °C).
- *pH.* Se midió mediante sensor 840016 (precisión ±0,01 unidades pH).
- *Conductividad***.** Se midió mediante sensor 850081 (precisión ± 1,0 µS/cm).
- *Salinidad.* Se midió mediante sensor 850081 (precisión ± 0,01 %)
- *Oxígeno Disuelto*. Se midió mediante sensor 850081DO (precisión ± 0,1 mg/L).
- *Sólidos Disueltos Totales (STD).* Se midió mediante sensor 850081 (precisión ± 0,1 ppm).
- *Potencial REDOX (ORP)*. Se midió mediante sensor 850088 (precisión ±1 mV).

A las determinaciones del ancho mojado en el momento del estudio derivadas de los trabajos de hidrometría en cada sección de interés, se las complementó con determinaciones de ancho seco y ancho de *gravel bar* en cauces, mediante un distanciómetro láser Leica DISTO D510®, con un margen de precisión de ± 0,10 m. También se calculó la profundidad media en cada sección a partir de la ponderación de profundidades parciales durante la determinación del área en los trabajos de hidrometría.

6.5. Toma de muestras y análisis en laboratorio

A continuación se explicitan las técnicas de muestreo discriminadas temáticamente:

6.5.1. Técnicas de muestreo utilizadas. En cada curso natural de interés la toma de muestras de agua se realizó en la línea de velocidad media representativa de la corriente, mientras que el sedimento de fondo se colectó en el tercio de velocidad más baja, usualmente cerca de los márgenes (durante el estiaje). El diseño de muestreo de aguas y sedimentos en cuerpos de agua

es de tipo exploratorio en el presente proyecto, dada la ausencia de antecedentes previos en las cuencas bajo estudio. Para tal fin se han adaptado los procedimientos de trabajo recomendados por USGS (2018a), con una selección aleatoria del punto específico de toma de muestra (una por cuerpo, representativa de la estación y en horas diurnas), siempre en el sector más profundo. En el caso de sedimentos, el tipo de muestreo también es de tipo exploratorio y aleatorio, con una muestra por sitio y siguiendo protocolos sugeridos por USGS (2005).

Las muestras de sedimento se obtuvieron a partir de los primeros 5-10 cm de profundidad en el lecho del curso, en su tramo de velocidad lenta. La muestra resultó representativa del material de fondo descartando vegetación y piedras con diámetros superiores a los 0,5 cm. De igual forma que con las bolsas, los envases plásticos utilizados siempre fueron nuevos, sin contenido previo de ningún tipo. La composición de cada muestra final fue el resultado de la colección en diversos puntos a lo largo de una transecta no superior a 10 m (como referencia) siguiendo la línea paralela a la costa, dentro del espacio en que se hubiera constatado una velocidad media o lenta del curso.

Los protocolos de colecta de muestras (simples) de agua procedente de cursos o cuerpos, su acondicionamiento para el almacenamiento y el transporte hasta laboratorio de destino se realizó de acuerdo a estándares de referencia en la materia (UNEP/WHO, 1996; USGS, 2006; EPA, 2007; Department of Water, 2009; USEPA, 2014; USGS, 2018a). Éstas fueron estabilizadas químicamente cuando correspondió, refrigeradas a 4°C y trasladadas a laboratorio en lapsos de tiempo inferiores a 48 hs entre su obtención y el procesado en destino final. Las muestras de sedimento se almacenaron en bandejas plásticas y embolsadas en polietileno nuevas para evitar contaminaciones y refrigeradas a 4°C hasta su procesamiento en laboratorio. Las técnicas de muestreo, los envases utilizados y formas de estabilización dependieron de los parámetros propuestos para los análisis posteriores (Tablas 6.2 y 6.3). Siguiendo la propuesta de Casalinuovo *et al.* (2018), éstos fueron clasificados de la siguiente manera:

- De *interés agropecuario*, aquellos habituales para la determinación de la aptitud de uso de las aguas para irrigación y (parcialmente) para bebida animal.
- De *interés ecosistémico*, aquellos que contribuyen con información complementaria para la comprensión de la calidad del hábitat para peces.
- De *interés ambiental*, aquellos que complementan los anteriores y permiten una caracterización de la calidad de base relacionada con los impactos actuales o esperados de ocurrencia en la región sobre la base de los usos actuales y potenciales del suelo.

Tabla 6.2. Parámetros seleccionados para la caracterización de aguas de superficie y sedimentos, según grupos de interés.

AGROPECUARIO	ECOSISTEMICO	BASE AMBIENTAL
	pH	
	Conductividad eléctrica (CE)	
	Sólido Totales Disueltos (TDS)	
	Sólidos Totales en Suspensión (SST)	
	Oxígeno Disuelto (DO)	
Cloruro (Cl)	Nitrito (NO_2)	Potencial Redox (ORP)
Calcio (Ca)	Alcalinidad de $CaCO_3$	Metales Pesados
Magnesio (Mg)	Amonio (NH_3)	Hidrocarburos Totales
Sodio (Na)	Nitrógeno Total (N)	Coliformes Totales
RAS	Fósforo Total (P)	Bacterias aerobias
Potasio (K)	Turbidez	*Pseudomonas aeroginosa*
	Dureza de $CaCO_3$	Flúor
		Aluminio
		Coliformes Fecales
Sulfato (SO_4)		
Nitrato (NO_3)		
Materia orgánica (MO)		
Fosfato (PO_4)		
Carbonato (CO_3)		
Bicarbonato (H_2CO_3)		
	DBO_5 – DQO	

Las muestras de agua destinadas a la determinación de presencia de hidrocarburos se tomaron en frascos color caramelo de 1 l. de vidrio, limpios (lavados con detergente y agua destilada y enjuagados finalmente con percloroetileno), con la adición de 5 ml de una solución 1:1 de ácido clorhídrico y agua destilada. En el caso de las muestras de agua destinadas al análisis de parámetros de interés agropecuario y de metales se tomaron en recipientes de vidrio acaramelado con una capacidad de 1 l. (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Detalle de muestras por sección de interés.

SITIO	ENVASE	DESTINO
Lecho en tercio lento de velocidad	Bandeja plástica 1 kg (llena hasta enrasar con material sólido y sin sobrenadante de agua)	Sedimentos
Agua superficial en tercio medio de velocidad	Plástico de boca ancha 1 l. (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	Materia orgánica + Fisicoquímico
	Vidrio transparente 1 l. (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	DBO_5 + DQO
	Vidrio transparente esterilizado de 500 ml (envase completo en 80%, con cámara de aire)	Bacteriológico
	Vidrio caramelo 1 l. (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	Agropecuario
		Metales pesados
	Vidrio caramelo 1 l. (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	Hidrocarburos

6.5.2. Análisis en laboratorio. Los diferentes análisis conducidos en laboratorio y las respectivas normas de referencia se sintetizan en la Tabla 6.4, discriminando entre los que fueron aplicados a muestras de agua y a las de sedimentos. En este último caso las determinaciones de pH, conductividad, cationes y aniones se realizaron sobre un extracto de las muestras 1:2,5 en agua destilada. Tanto en las muestras de agua como en los extractos obtenidos de los sedimentos, la determinación de pH y conductividad se realizó por el método potenciométrico y el contenido de carbonato y bicarbonato por titulación con ácido clorhídrico 0,1 N utilizando fenolftaleína y heliantina como indicadores. El calcio y magnesio se determinaron por complejometría con EDTA, a pH 12, para el primero de ellos, utilizando murexida como indicador y a pH 10 con negro de ericromo T como indicador, para el segundo.

El cloruro se determinó por el método de Mohr, el ión amonio como azul de indofenol y el fosfato con azul de molibdeno. El nitrito se determinó colorimétricamente con ácido sulfanílico y 1-naftilamina y el nitrato con brucina en presencia de ácido sulfúrico. La determinación de sulfato se realizó por precipitación en medio ácido y el sodio y potasio por fotometría de llama. En las muestras de agua también se realizó la determinación de DBO_5 por método automatizado con sensor de presión y la determinación de DQO por digestión ácida a 180°C. El Flúor se analizó mediante la técnica de alizarina en espectrofotómetro. Los sólidos totales disueltos y los sólidos totales suspendidos fueron determinados por gravimetría. El $CaCO_3$ se analizó mediante titulación complejométrica. Para el conteo de microorganismos en las muestras de agua, se utilizó la técnica de Número Más Probable (NMP). La cuantificación de Coliformes totales y fecales se realizó en Caldo Mac Conkey

(5,0 g de bilis de buey, 20,0 g de peptona, 10,0 g de lactosa, 0,01 g de púrpura de bromocresol y 1000 ml de agua destilada) con incubación por 24 horas a 37 °C y 43°C respectivamente. En el caso de *Pseudomonas aeroginosa* se utilizó la técnica de siembra en agar cetrimide para evaluar presencia/ausencia.

Tabla 6.4. Normas utilizadas para las determinaciones en laboratorio de los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos de interés, en muestras de agua y sedimento.

PARÁMETRO	NORMA	AGUA	SEDIM
Alcalinidad Total (mg $CaCO_3$/l)	SM 2320 B	●	
Aluminio (mg/l)	Espectofotométrica – Hach 8012	●	
Amonio (mg/l)	SM 4500-NH_3^- C	●	
Bacterias aerobias totales	Conteo en placa UFC/ml [e]	●	
Bicarbonato (mg/l) [a]	SM 2320 B	●	●
Calcio (mg/l) [a]	SM 2340 C	●	●
Carbonato (mg/l) [a]	SM 2320 B	●	●
Cloruro (mg/l) [a]	SM 4500-Cl^- B	●	●
Coliformes fecales	NMP/100 ml [f]	●	
Coliformes totales	NMP/100 ml [f]	●	
Conductividad (µS/cm)	SM 2510 B	●	●
DBO_5 (mg/l)	SM 5210 D	●	
DQO (mg/l)	SM 5220 D	●	
Dureza (mg $CaCO_3$/l)	SM 2340 B	●	
Flúor (mg/l)	SM 4500-F^- E	●	
Fosfato (mg/l)	SM 4500-P E	●	
Hidrocarburos Totales [a]	EPA 418.1	●	●
Magnesio (mg/l) [a]	SM 2340 C	●	●
Materia Orgánica (mg/l)	Oxidabilidad al MnO_4	●	
Metales pesados [a,b]	EPA 7000; 7061A; 7471; 7741A	●	●
N Total (mg/l)	SM 4500-N C	●	
Nitrato (mg/l) [a]	SM 4500-NO_3^- E	●	●
Nitrito (mg/l)	SM 4500-NO_2^- B	●	
P Total (mg/l)	SM 4500-P E	●	
pH	SM 4500-H^+ B	●	●
Potasio (mg/l) [a]	SM 3500-K B	●	●
Pseudomonas aeroginosa	Conteo en placa [c]	●	
Sodio (mg/l) [a]	SM 3500-Na B	●	●
SST (mg/l) [g]	Fotométrico – Hach 8006	●	
STD (mg/l)	SM 2540 C	●	
Sulfato (mg/l) [a]	SM 4500-SO_4^{-2} E	●	●
Turbiedad (mg/l)	Fotométrico – Hach 8006	●	

[a] Resultados expresados en mg/l para muestras de agua y mg/kg para muestras de sedimento; [b] En algunos elementos la unidad es µg/l ó µg/kg según corresponda; [c] Consiste en determinación de presencia/ausencia; [e] En Unidades Formadoras de Colonias (UFC/ml); [f] Las determinaciones microbiológicas se realizaron según los propuesto por el manual EPA600/8-78-017 Microbiological Methods for Monitoring the Environment (1978); [g] Los Sólidos Totales Disueltas (STD) también se denominados Sólidos Totales Solubles cuya sigla es SST, sin embargo en el presente informe, esta referencia solo se utiliza para identificar a la concentración de Sólidos Totales en Suspensión expresados en mg/l, equivalente a la Turbiedad en unidades NTU.

Tabla 6.5. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio para los diferentes parámetros fisicoquímicos de interés, en las muestras de agua y sedimento.

PARÁMETRO	UMBRAL	AGUA	SEDIM
Alcalinidad Total $CaCO_3$ (mg/l)	10,0	●	
Aluminio (mg/l) [d]	0,00	●	
Amonio (mg/l)	0,05	●	
Bacterias aerobias (UFC/ml)	10,0	●	
Bicarbonato (mg/l) [a]	0,1	●	●
Calcio (mg/l) [a]	1,0	●	●
Carbonato (mg/l) [a]	1,0	●	●
Cloruro (mg/l) [a]	1,5	●	●
Coliformes Fec. (NMP/100 ml)	2,2	●	
Coliformes Tot. (NMP/100 ml)	2,2	●	
Conductividad (µS/cm)	0,5	●	●
DBO_5 (mg/l)	0,3	●	
DQO (mg/l)	16,0	●	
Dureza de $CaCO_3$ (mg/l)	0,1	●	
Flúor (mg/l)	0,01	●	
Fosfato (mg/l)	0,01	●	
Hidrocarburos Totales [a]	0,5 / 20,0 [c]	●	●
Magnesio (mg/l) [a]	1,0	●	●
Materia Orgánica (%)	1,0	●	
Metales pesados [a,b]	variable [d]	●	●
N Total (mg/l)	0,05	●	
Nitrato (mg/l) [a]	0,1	●	●
Nitrito (mg/l)	0,001	●	
P Total (mg/l)	0,01	●	
pH	Sin umbral	●	●
Potasio (mg/l) [a]	1,0	●	●
Pseudomonas aeroginosa	presencia/ausencia	●	
Sodio (mg/l) [a]	1,0	●	●
SST (mg/l)	1,0	●	
STD (mg/l)	20,0	●	
Sulfato (mg/l) [a]	0,1	●	●
Turbiedad (mg/l)	1,0	●	

[a] Resultados expresados en mg/l para muestras de agua y mg/Kg para muestras de sedimento; [b] en algunos elementos con bajas concentraciones la unidad es µg/l o µg/Kg; [c] el primer umbral corresponde a la detección mínima en agua, la segunda a sedimentos; [d] El número de decimales da constancia de la precisión en la determinación del equipamiento utilizado.

El contenido de hidrocarburos totales en las muestras de agua se determinó por espectrofotometría en el infrarrojo (FTIR) según la norma EPA 418.1. Para las muestras de sedimento se implementó la misma metodología, previo sometimiento de las muestras a una extracción según lo propuesta por la norma EPA 3550C. Previo a la cuantificación de metales pesados, las muestras de sedimentos (0,5 g) fueron sometidas a una extracción con ácido nítrico según lo establecido en la norma EPA 3050B. En todos los casos, los metales que se determinaron fueron los establecidos en la legislación ambiental vigente

en la provincia de Santa Cruz y asociados a la explotación del carbón (Ley de Impacto Ambiental No.2658/03, Modificatorias y Decretos Reglamentarios; Disposición de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos No. 004/96 de Control de Calidad y Protección de los Recursos Hídricos): Aluminio, Plata, Arsénico, Cadmio, Cobre, Cromo, Mercurio, Níquel, Plomo, Zinc, Bario y Selenio. En función de estas normas de referencia se calibraron los umbrales mínimos de detección durante los análisis de laboratorio (Tabla 6.5). Los diferentes análisis mediante espectrofotometría se realizaron con equipo Hach DR 6000.

Una muestra en particular, KAG51, procedente de una laguna costera en la RH13 acusó valores muy elevados de sólidos en suspensión que obligó, para su análisis, a la aplicación de una floculación con 2 ml de solución de sulfato de aluminio al 1% más 2 ml de solución de un polielectrolito de Kamira-Superfloc 1148 al 0,001% en 30 ml de muestra. Si bien permitió la realización de algunos análisis, la floculación invalidó la determinación de algunos parámetros.

6.5.3. Análisis, interpretación de resultados y caracterización. Con los resultados analíticos en muestras de agua, procedentes de laboratorio, se realizó un balance eléctrico en unidades expresadas en meq/l, a partir de los factores de conversión mg/l a meq/l presentados en Tabla 6.6 y el respectivo cálculo porcentual de errores de la concentración de iones más importantes para comprobar la confianza de los análisis logrados (Freeze & Cherry, 1979; Custodio, 2001; Appelo and Postma, 2004; Rice *et al.*, 2017), [Ec.1]:

$$r\,(CO_3H^- + Cl^- + NO_3{}^- + SO_4{}^=) = r\left(Ca_2{}^{2+} + Na^+ + K^+ + Mg^{2+}\right)$$

$$Error\ (\%) = 100 * \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones}$$

Tabla 6.6. Factores de conversión de unidades de concentración de iones en muestras de agua entre mg/l y meq/l, utilizados para diferentes cálculos (Hem, 1985).

IONES	meq/l por mg/l
Bicarbonato (HCO_3^-)	0,01639
Sulfato ($SO_4^=$)	0,02082
Carbonato ($CO_3^=$)	0,03333
Cloruro (Cl^-)	0,02821
Nitrato (NO_3^-)	0,01613
Sodio (Na^+)	0,04350
Potasio (K^+)	0,02558
Calcio (Ca^{2+})	0,04990
Magnesio (Mg^{2+})	0,08229

Se realizó una segunda comprobación teórica para evaluar la confianza de resultados analíticos de laboratorio mediante la prueba de Custodio (2001), [Ec.2]:

$$CE\ (\mu S/cm\ )\ a\ 18°C = \ Residuo_{seco}\ (mg/l\ ) * 1{,}4$$

Se realizó una caracterización de las aguas a partir de la interpretación de datos químicos mediante las representaciones de Piper, Stiff y Schoeller–Berkaloff (Piper, 1944; Hem, 1985; Dissanayake & Weerasooriya, 1985; Custodio, 2001) utilizando las herramientas *EasyQuim v5.0* desarrollado por el Grupo de Hidrología Subterránea de Universitat Politécnica de Catalunya (GHS, 2012) y *Diagrammes 2014* desarrollado por el Laboratoire d'Hydrogéochimie d'Avignon (Université d'Avignon, 2014). Éstas se complementaron con clasificaciones simples a partir de la temperatura, dureza y residuo seco (Custodio, 2001).

Tabla 6.7. Clasificación de aguas según su alcalinidad de $CaCO_3$. Adaptado de EPA (1986), OECD (2007), Weiner (2008).

Concentración en mg/l	Capacidad amortiguadora	Rango de alcalinidad
20 – 25	Mínimo aceptable	Baja
< 20 – 25	Pobremente amortiguadas	
25 – 41	Moderadamente amortiguadas	
41 – 100		Media – baja
100 – 150	Muy amortiguadas	Media – alta
> 250		Alta

Tabla 6.8. Valoración del grado de mineralización de aguas según CE y concentración de STD (Van der Aa, 2003).

CE (µS/cm)	STD (mg/l)	Grado de mineralización
< 77	< 50	Muy baja
77 – 769	50 – 500	Baja
769 – 2.308	500 – 1.500	Intermedia
> 2.308	> 1.500	Elevada

Tabla 6.9. Síntesis de parámetros de conductividad y rangos de evaluación según riesgo para la irrigación. Adaptado de Avellaneda *et al*. (2004).

CE (µS/cm)	USDA (1954)	CCUC (1972)	Thorne-Peterson (1954)	Ayers-Westcot (FAO, 1987)
< 250	1 – Baja	1 – Baja	1 – Baja	1 – Sin problemas
250 – 750	2 – Media		2 – Moderada	
750 – 1.500	3 – Alta	2 – Media	3 – Mediana	2 – Problemas crecientes
1.500 – 2.250		3 – Alta		
2.250 – 3.000	4 – Muy alta		4 – Alta	
3.000 – 4.000		4 – Muy Alta		3 – Problemas serios
4.000 – 6.000			5 – Muy Alta	
> 6.000			6 – Excesiva	

Para la descripción y clasificación de aguas según alcalinidad, grado de mineralización y riesgo de salinidad, se utilizaron las referencias presentadas en Tablas 6.7 a 6.10. Para la evaluación de su aptitud de uso agropecuario se utilizó el esquema de Riverside (USDA, 1969). Las relaciones de conversión utilizadas para los diferentes elementos de mg/l a meq/l son los representados en Tabla 6.6. En todos los casos analizados en la presente obra la CE refiere a los datos tomados en campo mediante sonda multiparamétrica.

Tabla 6.10. Clasificación de aguas según su dureza de $CaCO_3$ expresada en mg/l según rangos propuestos por diversas fuentes (WHO, 2011c).

Rango de dureza	EPA (1994)	USEPA (1976)
Blanda	0 – 75	0 – 60
Moderadamente dura	75 – 150	61 – 120
Dura	150 – 300	121 – 180
Muy dura	> 300	> 181

Para la evaluación del riesgo de sodicidad durante la aplicación de aguas en riego se utilizaron la relación de adsorción de sodio (RAS) y el coeficiente de álkali (*k*), según las expresiones y clasificaciones propuestas por Avellaneda *et al.* (2004). Para el primer caso se aplicó la siguiente ecuación con unidades de concentración expresadas en meq/l, [Ec.3]:

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

En el segundo caso se aplicaron las siguientes ecuaciones de acuerdo a la relación existente entre iones, así para concentraciones en meq/l de Na < Cl, se aplica la [Ec.4]:

$$k = \frac{57{,}5}{Cl}$$

Para Na > Cl pero Na < (Cl + SO_4), la [Ec.5]:

$$k = \frac{288{,}0}{(Na + 4 * Cl)}$$

Finalmente, para Na > (Cl + SO_4), la [Ec.6]:

$$k = \frac{288{,}0}{(10 * Na) - (5 * Cl + 9 * SO_4)}$$

También se aplicó la propuesta de Wilcox (1955) para la determinación del riesgo sódico a partir del porcentaje de sodio soluble (PSS), [Ec.7], (Avellaneda *et al.*, 2004):

$$PSS = \frac{Na}{\sum cationes} * 100$$

Se analizó la calidad de las aguas muestreadas, en relación con la aptitud para la bebida animal, a partir de umbrales para los parámetros incluidos en los análisis citados por Hérnandez Moreno *et al.* (2005), Cirelli *et al,* (2010), Luque (2018).

Se ensayaron diferentes dendrogramas para analizar el agrupamiento potencial de aguas de la RH13 a través de la rutina de matrices y distancias (cluster analysis, CA) con PAST v3.16.2017 a fin de analizar la posibilidad de homogeneidad en sus atributos (Güler *et al.*, 2002; Sánchez Sánchez *et al.*, 2015). El CA consiste en una herramienta estadística que permite clasificar datos en grupos de acuerdo con similitudes que los hacen homogéneos entre sí y distintos de otros grupos posibles (Subyani & Al-Ahmadi, 2009). En todos los casos, el algoritmo utilizado fue UPGMA y el índice de similaridad euclídeo. Los diferentes de CA analisis se enfocaron en agrupamientos de datos físicos, químicos y/o microbiológicos según intereses específicos. Así, por ejemplo

para agrupamientos de interés agropecuario se utilizaron pH, CE, STD, RAS y concentración de iones mayoritarios; para explorar posibles agrupamientos de interés ecosistémico, además de los mencionados se incluyó la batería de metales pesados, TPH, DBO_5, y DQO.

Se condujeron análisis de componentes principales (CPA) para evaluar la relevancia de los parámetros incluidos en las pruebas de CA, a través de autovectores y autovalores.

6.6. Complementación con datos del sector chileno

Se analizó el registro público disponible de información sobre calidad de aguas superficiales en el sector chileno de las RH11 y RH13, bajo administración de la Dirección General de Aguas de Chile en Magallanes (DGA, 2019) de forma de complementar los datos obtenidos en el presente proyecto: en la RH13 (a) río Penitente sección 'Morro Chico', (b) río Rubens sección 'Ruta Nacional 9' y (c) río Ci Aike, sección 'Antes de la Frontera'; en la RH11 (solo aquellas estaciones de monitoreo ubicadas inmediatamente tras el cruce de la frontera): (d) río Vizcachas en sección 'Cerro Guido', y (e) arroyo Don Guillermo 'bajo Cerro Castillo', (Tabla 6.11).

Tabla 6.11. Ubicación geográfica de estaciones de monitoreo de calidad de agua en el sector chileno de las RH11 y RH13, con registros disponibles públicamente a través del servicio oficial de información de aguas de la región (DGA, 2019).

ESTACIÓN	LATITUD	LONGITUD
Rio Penitente	-52,0511°	-71,4247°
Rio Rubens	-52,0300°	-71,9414°
Río Vizcachas (en Cerro Guido)	-51,0167°	-72,4833°
Arroyo Don Guillermo (en Cerro Castillo)	-51,2511°	-72,3478°
Rio Ci Aike (Río Chico Sur en Argentina)	-52,0431°	-70,0581°

Se realizaron consultas a diferentes registros oficiales de DGA (2019) a efectos de complementar datos para una caracterización de la situación de uso y conservación de las aguas superficiales en casos en que el sector argentino se encuentra aguas abajo en una cuenca vertiente (RH13). Esta información se complementó con información publicada el Center of Climate and Resilience Research (CR^2), (Álvarez – Garretón, 2018).

6.7. Sistema de Información Geográfico Regional

Los SIG modernos permiten una sencilla integración a través de programas informáticos, de grandes volúmenes de información procedente de múltiples fuentes, como imágenes satelitales, aerofotografía, cartografía analógica (en papel), cartografía digital y bases de datos. Todo esto permite, respetando metodologías específicas de tratamiento geográfico de la información, no solo posicionarla apropiadamente en el territorio (ubicación y distribución espacial de elementos y fenómenos de interés) sino también realizar análisis complejos sobre esta información y sobre los infinitos atributos almacenados en múltiples bases de datos. A medida que los SIG han disminuido sus costos de adquisición (en especial a partir del desarrollo y crecimiento exponencial de los SIG libres en la última década) y también así se han vuelto más sencillos de operar, estas tecnologías así como la misma información geográfica se ha vuelto una parte más habitual y cotidiana tanto en niveles de análisis para la toma de decisión en esferas políticas y empresariales, públicas y privadas, como en la sociedad en general (Maantay and Ziegler, 2006). La herramienta SIG demanda no obstante, una importante capacidad y entrenamiento del personal en particular para la realización de análisis complejos muchos de los cuales habitualmente no alcanzan a producir los resultados esperados, contribuyendo a la crítica de la herramienta como instrumento analítico (Bosque Sendra, 2006).

Se diseñó y desarrolló un SIG en E 1:100.000 a 1:250.000 de la región de interés de proyecto consiste en la compilación, catalogación, edición y/o actualización de geodatos relacionados con los recursos naturales de las RH13, RH12 y RH11 procedentes de múltiples fuentes, que responden a diferentes categorías:

- Geodatos digitales preexistentes.
- Digitalización de información pública analógica (papel).
- Interpretación geográfica y mapeo digital de documentación pública.
- Levantamiento de datos propios en el terreno y gabinete.
- Elaboración de mapas digitales a partir de bases de datos originales, públicos o inéditos, o bien datos dispersos aportados autores de estudios no publicados

La información contenida en el SIG consiste, con exclusividad, en el procesamiento y edición de geodatos de fuentes primarias de información, es decir aportada o validada por autoridades oficiales de diferente jerarquía territorial en las diferentes materias cartografiadas, preferentemente con datos aportados de primera mano de estos organismos o disponibles públicamente a

través de servicios web desde sitios oficiales. Esta suele ser la vía más común para datos y modelizaciones geológicas y climatológicas, entre otras. No se ha procesado información de fuentes secundarias (procesadas por terceros sin representar carácter oficial) salvo las excepciones de digitalización de información publicada en papel y geoposicionada como parte del presente trabajo.

El marco de referencia geográfico utilizado para la representación plana de la cartografía digital fue PosGAr94 Faja 2 (EPSG: 22182). La totalidad de cálculos de superficie y distancias tabuladas entre los atributos de cada recurso se han realizado en este mismo sistema de proyección considerando para la escala de trabajo seleccionada que las distorsiones provocadas por el propio sistema de proyección son despreciables.

Gran parte de la información y datos aportados por diferentes autoridades de aplicación sectorial, cuando presentan posicionamiento geodésico o plano, carecen de documentación que justifique los marcos de referencia y/o sistemas de proyección utilizados, lo cual en ocasiones obligó a la implementación de supuestos para realizar su mapeo. No obstante, EPSG: 22182 consiste en el sistema recomendado oficialmente por el Instituto Geográfico Nacional (IGN) se presentan aún una diversidad de sistemas utilizados en la región.

El SIG logrado consiste en una herramienta en permanente actualización y ajuste, por lo que se presenta, para cada recurso geográfico considerado, un detalle metodológico del versionado solo hasta el momento de cierre del presente documento. Cada uno de ellos puede experimentar ajustes, actualizaciones y reemplazos regulares posteriormente.

6.8. Términos legales sobre utilización de geoinformación externa

Se presenta a continuación información sobre los términos y condiciones legales de acceso y utilización de geoinformación provista por diferentes servicios de distribución públicos de geodatos en sitios web y portales de Argentina y Chile, sistematizados y documentados en el presente SIG. Esta documentación se encuentra disponible en sitios web de acceso público y representa la política y limitaciones para la utilización y distribución por parte de los organismos autores, responsables y propietarios de los geodatos disponibilizados.

a) Ministerio de Obras Públicas de Chile (MOP) – Dirección General de Aguas. https://www.mop.cl/Paginas/CondicionesdeUso.aspx. El presente informe no contiene información extraída de los sitios web de MOP con fines comerciales y por lo tanto las descripciones aportadas se encuadran en lo establecido en las condiciones de uso del servicio provisto por el Gobierno de Chile:

> *"Derechos reservados. Todos los derechos, incluidos los de propiedad intelectual, respecto de las páginas web de este sitio pertenecen al Ministerio de Obras Públicas. Al acceder a él, el usuario tiene el derecho de revisar toda la información que requiera y sólo podrá copiarla en su computador para fines personales que no sean comerciales. No se permite copiar, duplicar, emitir, adaptar o cambiar en cualquier forma y por cualquier medio el contenido de las páginas web de mop.cl y su red de sitios asociados (Red MOP) para fines comerciales, a menos que exista un permiso escrito en tal sentido del Ministerio de Obras Públicas, el cual debe solicitarse en Contáctenos o a través de la Oficina de Información, Reclamos y Sugerencias (OIRS).*
> *MOP como fuente de información.*
> *Siempre que no sea para fines comerciales, el MOP autoriza la reproducción de los contenidos de este sitio, citando en forma clara su procedencia. Si se desea hacer dicha referencia en materiales promocionales u otros medios, se podrá hacer sólo con el permiso por escrito de parte del Ministerio de Obras Públicas, lo cual debe solicitarse en Contáctenos o a través de la Oficina de Información, Reclamos y Sugerencias (OIRS).*
> *Nota final. Mediante la generación de esta Política de Privacidad de Datos Personales, el Ministerio de Obras Públicas no está suscribiendo un compromiso contractual con los usuarios de mop.cl y su red de sitios asociados (Red MOP), sino que ésta se entrega de modo informativo."*

b) Infraestructura de Datos Geoespaciales de Chile (IDEChile) – SNIT Ministerio de Bienes Nacionales. http://www.ide.cl/descarga/capas.html. En el presente SIG se sistematiza y documenta geoinformación relacionada con el sector chileno de la RH13 extraída de fuentes públicas no oficiales como IDEChile, en el marco de normas en vigencia:

> "*El presente material ha sido liberado en función del principio de transparencia y bajo ninguna circunstancia debe ser considerado como una publicación oficial del Estado de Chile. La información disponible es resultado de la recopilación de vínculos publicados por diferentes instituciones del Estado. La actualización de esta información depende de la periodicidad que se actualice la información por las instituciones*

publicadoras, aun cuando no existe una periodicidad establecida para tales efectos, por lo tanto, la información podría contener diferencias o inconsistencias en relación al feature u objeto geográfico que se está representando.
El presente material sólo posee carácter referencial, y bajo ninguna circunstancia debería ser utilizado para realizar trabajos que requieran precisión geodésica. El Ministerio de Bienes Nacionales no se hace responsable de los resultados, decisiones y/o acciones que puedan derivar del uso de esta información, ya sea producto de la visualización de una capa individualmente o de la integración y/o procesamiento de éstas.
Los mapas publicados, que se refieren o se relacionan con los límites y fronteras de Chile, no comprometen en modo alguno al Estado de Chile, de acuerdo al Artículo 2°, letra g del DFL N°83 de 1979, del Ministerio de Relaciones Exteriores."

c) Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. https://www.bcn.cl/siit/mapas_vectoriales/index_html.:

"*Fuente y estado de los datos. El presente material constituye una representación cartográfica vectorial, surgida de diferentes fuentes, y responden al estado de la data al año 2008, 2009, y en algunos casos al 2010. La actualización de esta información depende únicamente de la disponibilidad de los datos, aun cuando no exista una periodicidad establecida para tales efectos.*
Condiciones de uso. Los mapas vectoriales son puestos a disposición en virtud del principio de transparencia de la función pública. Las personas o instituciones pueden usar libremente esta información, señalando como fuente a la Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. El material sólo posee carácter referencial, y bajo ninguna circunstancia debería ser utilizado para realizar trabajos que requieran precisión geodésica.
Descargo de responsabilidad. Los datos entregados por SIIT-BCN que se refieran o relacionen con los límites y fronteras de Chile NO comprometen en modo alguno al Estado de Chile, de acuerdo a lo señalado en el DFL-83 del año 1979, y bajo ninguna circunstancia deben ser considerados como una publicación oficial."

e) Instituto Geográfico Nacional (IGN). *http://www.ign.gob.ar/descargas/tyc3.html.* Los términos y condiciones del IGN se citan a continuación:

> *"Los presentes Términos y Condiciones son aplicables a toda persona física o jurídica, que descargue, utilice, reutilice y/o redistribuya información descargada del sitio web del Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina*
> *La utilización de la información descargada del sitio web del Instituto Geográfico Nacional se realizará por parte de los Usuarios bajo su propia cuenta y riesgo, correspondiéndoles en exclusiva a ellos responder frente a terceros por daños que pudieran derivarse de ella. El Instituto Geográfico Nacional no será responsable del uso que de su información hagan los Usuarios, ni tampoco de los daños sufridos o pérdidas económicas que, de forma directa o indirecta, ello pudiere producir. El Usuario deslinda al Instituto Geográfico Nacional de responsabilidad sobre la información de la que éstos hagan uso, no pudiendo en consecuencia reclamar por errores u omisiones en esta información y materiales. Debido a que ninguna transmisión por Internet puede garantizar su íntegra seguridad, el Instituto Geográfico Nacional no puede garantizar que la información transmitida utilizando su servicio sea completamente segura, con lo cual el Usuario asume este riesgo que declara conocer y aceptar. El Instituto Geográfico Nacional no está obligado a garantizar ininterrumpidamente la continuidad en la puesta a disposición de la información, ni en contenido ni en forma, ni asume responsabilidades por cualquier error u omisión contenido en ellos.*
> *Usos permitidos de la información descargada del sitio web. Los presentes términos y condiciones permiten la utilización de la información descargada de la página web del Instituto Geográfico Nacional de acuerdo a las siguientes condiciones:*
> *Debe citarse la fuente de los documentos objeto de la reutilización: "FUENTE: Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina".*
> *Los datos descargados no deben alterarse.*
> *No se podrá indicar, insinuar o sugerir que el Instituto Geográfico Nacional, participa, patrocina o apoya la utilización o reutilización de la misma.*
> *Deben conservarse, y por tanto no alterarse ni suprimirse los metadatos sobre la fecha de actualización y las condiciones de reutilización aplicables incluidos, en su caso, en el documento puesto a disposición para su utilización o reutilización.*

En el caso de que se generen productos derivados, deberá además mencionarse la fecha de los datos originales del IGN.
Los datos descargados deben compartirse de manera libre y gratuita.
Se permite su uso comercial únicamente en el caso de obras derivadas en que la información sea utilizada como insumo para generar un nuevo producto. La reutilización autorizada puede incluir la copia, difusión, modificación, adaptación, extracción, reordenamiento y combinación de la información contenida en el sitio, siempre que su utilización no desnaturalice el sentido de la información.
Controversias judiciales. Jurisdicción aplicable. Toda controversia que se suscite en relación al incumplimiento de los Términos y Condiciones de Utilización de información descargada del sitito web del Instituto Geográfico Nacional, y con la Política de licenciamiento de datos expuesta precedentemente, serán competentes para entender los Tribunales Federales con asiento en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
Debe reconocerse la autoría del Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina. En ningún caso debe alterarse la información descargada. Se debe compartir de manera libre y gratuita. Se permite su uso comercial únicamente en el caso de obras derivadas en que la información sea utilizada como insumo para generar un nuevo producto. El IGN no se responsabiliza por las consecuencias de la utilización de la información descargada."

f) *Sistema de Información Territorial de Santa Cruz (SIT SantaCruz). http://www.sitsantacruz.gob.ar/iniciog.php?opcion=tyc.*___Los términos y condiciones del SIT SantaCruz se citan a continuación:

"Al acceder el GeoPortal del SIT SantaCruz, ver contenidos, navegar, descargar o utilizar cualquiera de los servicios o la información publicada, usted (usuario) acepta en forma completa y sin reservas todas y cada uno de los siguientes Términos y Condiciones del Servicio provisto entre usuario y el SIT SantaCruz.
La entidad titular legal de este sitio es la Dirección de Programas y Proyectos dependiente de la Subsecretaria de Planeamiento, Ministerio Secretaria General de la Gobernación de la provincia de Santa Cruz, con sede en la calle Mariano Moreno Nº 135 de la ciudad de Río Gallegos, Santa Cruz. La responsabilidad técnica de la provisión del servicio de acceso a Internet para su divulgación es de la Subsecretaria de Informática de la provincia, dependiente del mismo Ministerio, con sede en la calle Comodoro Rivadavia Nº185, de la ciudad de Río Gallegos.
El usuario entiende y acepta someterse a la jurisdicción exclusiva de los Tribunales Ordinarios de la provincia de Santa Cruz para resolver

cualquier diferencia o asunto legal derivado del presente acuerdo de uso del GeoPortal SantaCruz.

Política de datos e información disponibles. La información disponibilizada a través del GeoPortal SIT SantaCruz es de carácter público, a menos que se exprese lo contrario, y puede ser descargada, distribuida o copiada, sin necesidad de aviso previo, aunque debiendo dejar constancia en su utilización final del origen de la misma mediante cita, referencia o uso de identidad visual. En este caso, la referencia sugerida debe incluir: SIT SantaCruz (Sistema de Información Territorial Oficial de la provincia de Santa Cruz, Ministerio Secretaria General de la Gobernación (MSGG). Para reforzar la identidad visual puede descargarse desde el sitio y utilizarse logotipo e isotipo de SIT SantaCruz o bien solicitarse en versiones de mayor resolución a través de correo electrónico, ambos son marca registrada (en proceso de tramitación). Es recomendable utilizar la información ofrecida por el GeoPortal a través de su descarga del sitio mismo y no a través de otras fuentes que pudieran alterar sus contenidos. SIT SantaCruz no asume responsabilidad legal alguna sobre materiales propios provenientes de otras fuentes.

Tanto información y datos difundidos, pero no disponibilizados para su visualización y/o descarga desde el sitio pueden representar no disponibilidad de los mismos o bien tratarse de recursos de información (mapas, artículos, informes, imágenes, bases de datos, vectores, entre otros) sujetos a derechos de propiedad intelectual de terceras partes o sujetos a reserva exclusiva del área técnica dependiente de la Administración Pública Provincial con competencia en su materia. Tal información solo puede ser accedida mediante solicitud expresa y por escrito al organismo autor o responsable.

SIT SantaCruz realiza todo lo posible para proporcionar información precisa, completa, actualizada y documentada no obstante lo cual, algunos datos diversos como nombres, contactos telefónicos, accesos a sitios web, entre otros, podrían cambiar con mayor frecuencia que la capacidad de actualización del GeoPortal. SIT SantaCruz agradecerá toda recomendación de corrección, actualización, mejoramiento del funcionamiento y de los servicios, así como incluso la ampliación de la información contenida.

Enlaces y referencias ofrecidos a sitios fuera del SIT SantaCruz o del portal oficial de la provincia se proporcionan solo a título informativo y no constituye, bajo ninguna circunstancia, responsabilidad o recomendación sobre las organizaciones o instituciones citadas, su idoneidad, contenido, productos o servicios, sean éstos gubernamentales, educativos, comerciales o de cualquier otro tipo. Esta restricción es válida para

enlaces o referencias contenidos en documentos publicados en este sitio y disponibles para su descarga.

Algunos materiales publicados, como fotografías, imágenes y/o gráficos que aparecen en el GeoPortal son utilizados con el permiso del propietario del copyright. En estos casos se documentan los derechos de autor existentes en las páginas o materiales en los que se presentan. Para utilizar estos materiales, el usuario deberá obtener el permiso del titular de los derechos de autor de acuerdo a los términos de la Ley Nacional de Propiedad Intelectual Nº11.723

El visualizador oficial de mapas presenta información geográfica de fuentes diversas, tanto directa como indirectamente, a través de protocolos estandarizados de interoperabilidad para compartir datos (primer caso) o bien a través del servicio de publicación de información geográfica de terceras partes (segundo caso mencionado). SIT SantaCruz no asume responsabilidad alguna en la precisión geográfica, calidad y actualidad de la información presentada bajo autoría de terceras partes, más allá de la documentación propia de cada recurso disponibilizada a través de los servicios de metadatos disponibles en el sitio. Se recomienda, previo a cualquier utilización de recursos geográficos ofrecidos por el sitio, consultar los servicios de documentación a fin de establecer los límites de confianza del caso.

Los límites interjurisdiccionales (interprovinciales e internacionales) publicados en la cartografía, para descarga o bien para su consulta en el Servidor Provincial de Mapas, representan las versiones más actualizadas generadas por la autoridad nacional en materia cartográfica (Instituto Geográfico Nacional, IGN), incluyendo las consideraciones vigentes en materia de límites aprobadas por la Comisión Nacional de Límites (CONALI), dependiente de la Cancillería Argentina, del Ministerio de Relaciones Exteriores y Culto. Deberán asumirse como ilustrativos, actualizables permanentemente (no fijos) y sujetos a validación documentada por parte de autoridades nacionales con competencia en la materia en caso de requerirse para usos oficiales.

Limitación de las responsabilidades. Ni el Gobierno de la provincia de Santa Cruz, ni el Ministerio de Secretaria General de la Gobernación, ni el SIT SantaCruz, ni ninguno de sus empleados, contratistas o subcontratistas, responsables de la elaboración y publicación de contenidos del GeoPortal, asumen ninguna obligación legal ni responsabilidad por la exactitud, integridad o utilidad general o específica de cualquier información publicada a través del GeoPortal. Tales quedan asegurados por las metodologías y procedimientos empleados en su elaboración y sujetos a consideración y evaluación por parte de los usuarios.

SIT SantaCruz se reserva el derecho de realizar modificaciones de contenidos, altas y bajas de servicios, incluso del GeoPortal en su conjunto, como así también realizar modificaciones en los propios términos de uso, acceso y responsabilidades (condiciones) del sitio cuando lo considere oportuno y sin mediar notificación previa de ninguna naturaleza.

SIT SantaCruz controla, aunque de ninguna manera garantiza la completa ausencia de virus, troyanos u otros elementos dañinos contenidos en el material de descarga, que pudieran producir alteraciones en software, hardware y/o pérdidas de datos almacenados en equipos del usuario. Es muy recomendable que los usuarios analicen y utilicen bajo su responsabilidad todo material descargado, a fin de asegurar la ausencia definitiva de riesgos de este tipo.

SIT SantaCruz, como parte de los roles, misiones y funciones conferidos por la normativa vigente, intentará asegurar la permanencia ininterrumpida de los servicios de información publicados en el GeoPortal, su accesibilidad durante las 24 horas diarias, en los 365 días al año. Sin embargo, no asume responsabilidad alguna sobre inaccesibilidades derivadas de cortes de servicio de Internet o salidas de operación de otros equipamientos y servicios, públicos y privados, a través de los cuales se asegura la publicación de información. SIT SantaCruz agradece toda colaboración que permita el análisis de situación de la prestación del servicio y eventual modificación o corrección de los problemas identificados.

Obligación de uso apropiado de contenidos por parte del usuario. Los usuarios podrán utilizar contenidos y materiales ofrecidos y publicados en el GeoPortal sin más restricciones que las establecidas en el presente documento. El usuario se compromete a utilizar el GeoPortal y sus contenidos y servicios de conformidad con la legislación nacional y provincial en vigencia, con los presentes términos y condiciones de uso, las condiciones particulares de ciertos contenidos y demás avisos legales que se detallen, reglamentos de uso e instrucciones puestos en su conocimiento, así como con la moral y buenas costumbres generalmente aceptadas y el orden público.

A estos efectos el usuario se deberá abstenerse de utilizar cualquiera de los contenidos con fines o efectos ilícitos, prohibidos en los presentes términos y condiciones de uso, lesivos de los derechos e intereses de terceros, o que de cualquier forma puedan dañar, inutilizar, sobrecargar, deteriorar o impedir la normal utilización de los contenidos, los documentos, archivos y toda clase de contenidos almacenados en cualquier equipo informático del SIT SantaCruz. El usuario deberá abstenerse de obtener e incluso de intentar obtener contenidos

empleando para ello medios o procedimientos distintos de los que se hayan puesto a su disposición a través del GeoPortal.
Los usuarios interesados en establecer hipervínculos entre sitios propios y el GeoPortal podrán realizarlo sin autorización previa de SIT SantaCruz si bien esto no implicará en modo alguno la existencia de una relación entre SIT SantaCruz y terceras partes propietarias o administradoras de estos sitios, como así tampoco significará la aceptación, aprobación o acuerdo con los contenidos o servicios propios de estos sitios, salvo acuerdo documentado por escrito y firmado previamente entre las partes."

6.9. Muestreos de peces

Debido a la cantidad de estaciones de agua y sedimentos planteada, y al carácter prospectivo del muestreo de peces, solo se trabajó en un subconjunto de estaciones, elegidas en función a los siguientes parámetros:

- La existencia de información de pescadores recreacionales sobre la calidad de pesca.
- La existencia de operaciones comerciales
- La observación de características ambientales que pudiesen indicar que el sitio presenten un conjunto de peces significativo respecto al curso considerado (posición en la cuenca, profundidad, refugio, etc.).

Se eligieron de esa manera un subconjunto de sitios en la primera campaña, mientras que en la segunda se eligió de ese subconjunto los que presentaron la mayor potencialidad para pesca recreacional.

Las capturas de peces se realizaron utilizando principalmente equipos de pesca eléctrica. La electropesca se realizó exclusivamente en zonas litorales utilizando según las campañas un equipo Smith Root LR-24® o eventualmente un equipo Samus 1000®. En cada punto de muestreo la metodología elegida fue la de una sola pasada río arriba con dos copos y sin bloqueo, con movimientos en zig-zag a 90° entre la orilla y hasta una profundidad de 50 cm. La distancia recorrida estuvo en función de la unidad de hábitat considerada. En cada sitio se muestrearon una cantidad variable de puntos en función de los hábitats diferentes que se reconocieron. Según el comportamiento observado de los peces a veces se decidió hacer pasadas largas en desmedro de varias más cortas.

A los efectos de caracterizar las capturas obtenidas se estableció la composición específica, la proporción de sexos, las estructuras de tallas, el

estadío gonadal y la detección de parasitosis oculares. Para el estudio de las estructuras de edades se procedió a la selección, preparación, montaje de escamas e interpretación de sus marcas de crecimiento. La diferenciación de sexos se basó en un reconocimiento visual de las gónadas o eventualmente, de los caracteres sexuales secundarios externos, según una escala de tres categorías: machos, hembras e indeterminados, correspondientes estos últimos a aquellos ejemplares donde no sea posible asignar el sexo o a individuos inmaduros. Se tomaron submuestras de peces que fueron sacrificados, para estimar su estadío gonadal y el índice gonadosomático. La Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE) se expresó como peces por unidad de superficie. La información del período estudiado fue revisada y cargada en planillas electrónicas de datos para su posterior análisis. Las pruebas y análisis estadísticos se realizaron con una significación del 1% o en algunos casos del 5% utilizando paquetes estadísticos estándar Las consideraciones particulares sobre el tratamiento de los datos se listan a continuación:

6.9.1. Proporción de sexos. Se calculó la razón entre machos y hembras, realizándose las pruebas estadísticas adecuadas para determinar si los resultados obtenidos difirieron de la razón sexual esperada (1:1), la cual se plantea como hipótesis nula (Steel & Torrie, 1988).

6.9.2. Estructura de tallas. Se construyeron los histogramas de frecuencias de tallas para cada especie en los casos en que esto fuese posible. En todos los casos se agrupó a los ejemplares siguiendo el criterio enunciado por Anderson & Gutreuter (1983) quienes recomiendan tamaños de intervalos particulares según el largo máximo que pueden alcanzar los peces. La interpretación de las distribuciones de frecuencias de tallas se hará siguiendo a Ricker (1975).

*6.9.3. Relación largo/peso***.** Para el estudio de la relación largo/peso se utilizó la ecuación clásica (Ricker, 1975):

$$P = a^* Lt^b$$

Donde P = peso total, Lt = largo total a = ordenada al origen y b = exponente de la relación largo – peso. Su adecuación se hizo por mínimos cuadrados utilizando la rutina Solver de Microsoft Excel®.

6.9.4. Edades. A los efectos de realizar el análisis de la estructura de edades se procedió a la lectura de escamas de los ejemplares seleccionados. Las mismas fueron colocadas en cápsulas de Petri con agua y detergente enzimático al menos durante 24 horas. Luego, bajo lupa estereoscópica, se limpiaron con un pincel y se pegaron sobre secciones de papel engomado (de

2 a 6 escamas por ejemplar), seleccionándose aquellas que no presentaban signos de regeneración y no estuviesen rotas. Una vez completa la sección de papel engomado con las escamas de 6 ejemplares, se procedió a la impresión de las mismas en una tarjeta de acetato (6,35 x 12,7 cm.) mediante una prensa térmica. La lectura e interpretación de las escamas montadas se realizará en un lector de fichas Eyecom® 2000 de 27X. La asignación de edades se realizó reconociendo *annuli* de acuerdo con los criterios generales establecidos por Tesch (1971), citado por Wootton (1990). Este autor se basa en la identificación de patrones anuales con períodos de tiempo de crecimiento lento que son seguidos por períodos de tiempo de crecimiento rápido para especies de peces de climas templados y fríos. Dicho patrón es registrado en las partes calcificadas del cuerpo del pez como escamas, otolitos y espinas. Los criterios para determinar anillos de crecimiento o annuli utilizados en este trabajo fueron:

- *Annulus* formado por la distinta espaciación de los círculos, es decir, una zona de círculos apretados seguida por una zona de círculos espaciados.
- *Annulus* determinado por la cesación del crecimiento que provoca una zona desprovista de círculos o círculos discontinuos.
- *Annulus* indicado por la interrupción de los círculos en el margen lateral de la escama y formación posterior de círculos paralelos.

Para el estudio de la relación *largo/edad* se utilizó la ecuación clásica (Von Bertalanffy, 1938):

$$Lt = L\infty\,[1 - e^{-k(t-t0)}]$$

dónde: Lt = largo total en mm a la edad t; L ∞ = largo infinito; k = tasa de crecimiento; t0 = tiempo hipotético en el cual la talla del pez es cero y t = edad a la cual se quiere conocer la talla. Su adecuación se hizo utilizando la rutina Solver de Microsoft Excel®.

6.9.5. Estadios gonadales. La determinación del estadio de madurez gonadal (EG) de los ejemplares se realizó mediante la observación macroscópica de las gónadas de cada uno de los peces capturados y sacrificados. A continuación se asignó a cada individuo un estado correspondiente a una categorización de siete estadios, de acuerdo con la escala macroscópica internacional (Niklitschek y Aedo 2002):

- *Estadio 1.* Virginal o Indeterminado. Peces muy jóvenes, gónadas indiferenciadas.

- *Estadio 2*. Inmaduro. Ovarios y testículos delgados, se detecta el contorno de las ovas.
- *Estadio 3*. En Maduración. Ovarios más gruesos, oocitos de color amarillo, de diferentes tamaños; los ovarios ocupan más o menos la mitad de la cavidad visceral. Testículos también más grandes y de color blanco.
- *Estadio 4*. Premaduros. Los ovarios ocupan más de la mitad de la cavidad visceral, los testículos son de color lechoso y los ovarios de color naranja pálido más acentuado, hay un aumento marcado en el volumen de las gónadas.
- *Estadio 5.* Maduros. Los ovarios y testículos ocupan casi toda la cavidad visceral. Oocitos traslúcidos, los peces están próximos al desove.
- *Estadio 6*. Desovantes. Los ovarios y los testículos expulsan con facilidad productos sexuales. Los oocitos salen sin sangre e independiente una de otra, la madurez de los oocitos y espermatozoides es óptima para realizar la fecundación.
- *Estadio 7*. En regresión. Las gónadas se encuentran sanguinolentas, vacías y flácidas, reducidas hasta cerca de la mitad de la cavidad abdominal, paredes flojas. Los ovarios pueden contener oocitos o restos opacos, maduros, en desintegración o reabsorción, obscurecidos o translúcidos.

6.9.6. Parásitos oculares. Se tomó nota los síntomas de infestación con parásitos oculares anotando la existencia de cataratas oculares en uno o ambos ojos.

7. RESULTADOS GENERALES Y DISCUSIÓN

Se presentan en este apartado resultados generales del proyecto, concernientes a datos procedentes de toda la región bajo estudio, relacionados con la representatividad estacional de muestras y la confiabilidad de análisis en laboratorio. Los diferentes análisis e interpretación de resultados de calidad de agua, sedimentos y pesquerías se presentan y discuten en los subsiguientes tomos de la obra, dedicados específicamente a cada región hidrográfica por separado.

7.1. Pruebas de confianza de laboratorio

Los análisis conducidos sobre muestras de agua en ambas campañas [Ec.1] arrojaron un error promedio absoluto en el balance de cargas (condición de electroneutralidad) de 4,28% (б= 2,77; cv%= 64,7) para el total de resultados analíticos del proyecto. En la casi totalidad de muestras los errores se mantuvieron dentro de los umbrales de admisibilidad planteados por Custodio (2001), en función de rangos de conductividad eléctrica (CE_E) de referencia, con la excepción de unas pocas muestras procedentes de lagunas con muy elevadas concentraciones de iones mayoritarios. Estos casos ocurrieron en general en muestras con valores extraordinariamente elevados de CE_E y STD y si bien no se los ha excluido de los diferentes análisis dada la escasa repetición de análisis disponibles, se han tratado con cautela o eventualmente no se las ha considerado en algunas interpretaciones a lo largo de la presente obra.

Las pruebas realizadas mediante [Ec.2] resultaron en un promedio de 1,28 (б= 0,16; cv%= 12,4) para el conjunto de muestras. En este caso tan solo un par de muestras no lograron superar la condición de $CE/R_s < 1,40$ (Custodio, 2001) siendo la casi totalidad de resultados analizados satisfactorios y confiables para sus análisis e interpretaciones posteriores.

7.2. Producción estacional de agua y representatividad de muestreos

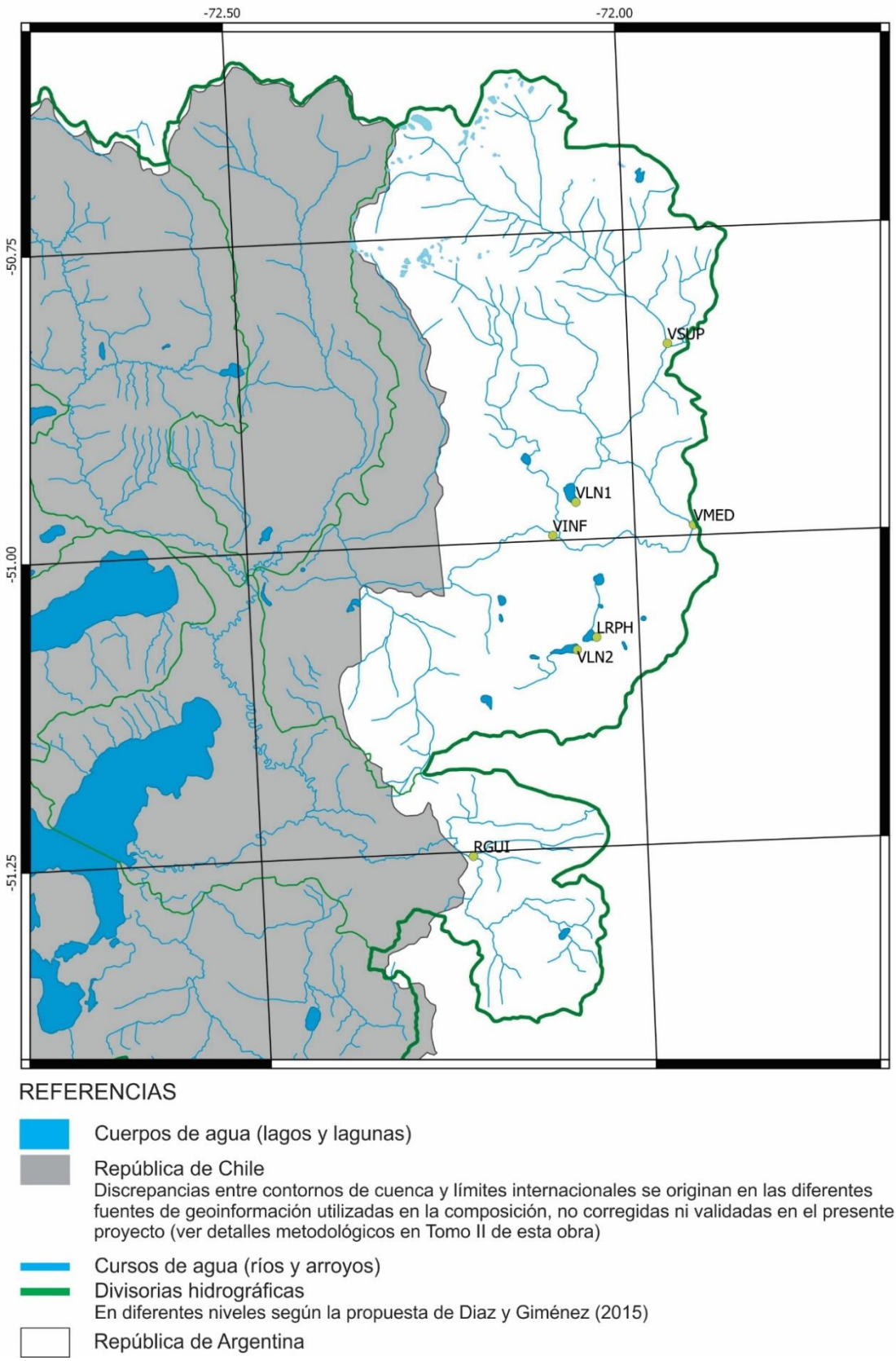
El final de la temporada de estío se presentó ligeramente húmeda en relación a la serie histórica documentada para buena parte de los ríos de la región, habiéndose encontrado la primer campaña de muestreos en una situación de caudales ligeramente más alta a lo habitual en particular para los ríos Gallegos y Turbio (Tabla 7.1). Sin embargo, 2019 se trata de un año particularmente seco y de tal forma casi la totalidad de caudales observados durante la segunda campaña (finales de invierno) y una importante proporción de ríos en el final de estío se encuentran por debajo de los promedios registrados en años recientes. Esta situación anómala se pudo corroborar en los cuerpos de agua, los que se presentaron en general en el invierno de 2019 con menos agua de lo habitual (según apreciaciones de poblaciones locales) y mayormente secas o con escasos tirantes hacia el final del estío. La región presenta una importante variabilidad en la producción anual y estacional de aguas, si bien en este año en particular se encuentra un mínimo histórico en especial con un invierno sin casi producción de nieves y escasas lluvias. El segundo muestreo de peces se realizó desfasado respecto a los de aguas y sedimentos con la particularidad de que la semana previa, una nevada súbita y posterior deshielo provocó una creciente temporal rápida que coincidió con los mismos. Por esa razón algunos de los ambientes se encontraron en malas condiciones para los muestreos. En el Tomo II se explicita en detalle la situación.

Tabla 7.1. Situación de referencia de los caudales determinados durante fechas de campaña y los caudales medios mensuales esperados en estaciones fijas de control de la SSRH, a partir de datos extraídos de Diaz (2018), Diaz *et al.* (2016). Flechas verdes representan la situación del caudal determinado en relación al promedio mensual histórico en las series de registros disponibles para la sección; flechas rojas por debajo; punto anaranjado dentro de la situación media histórica. Los momentos fueron al final de cada estación.

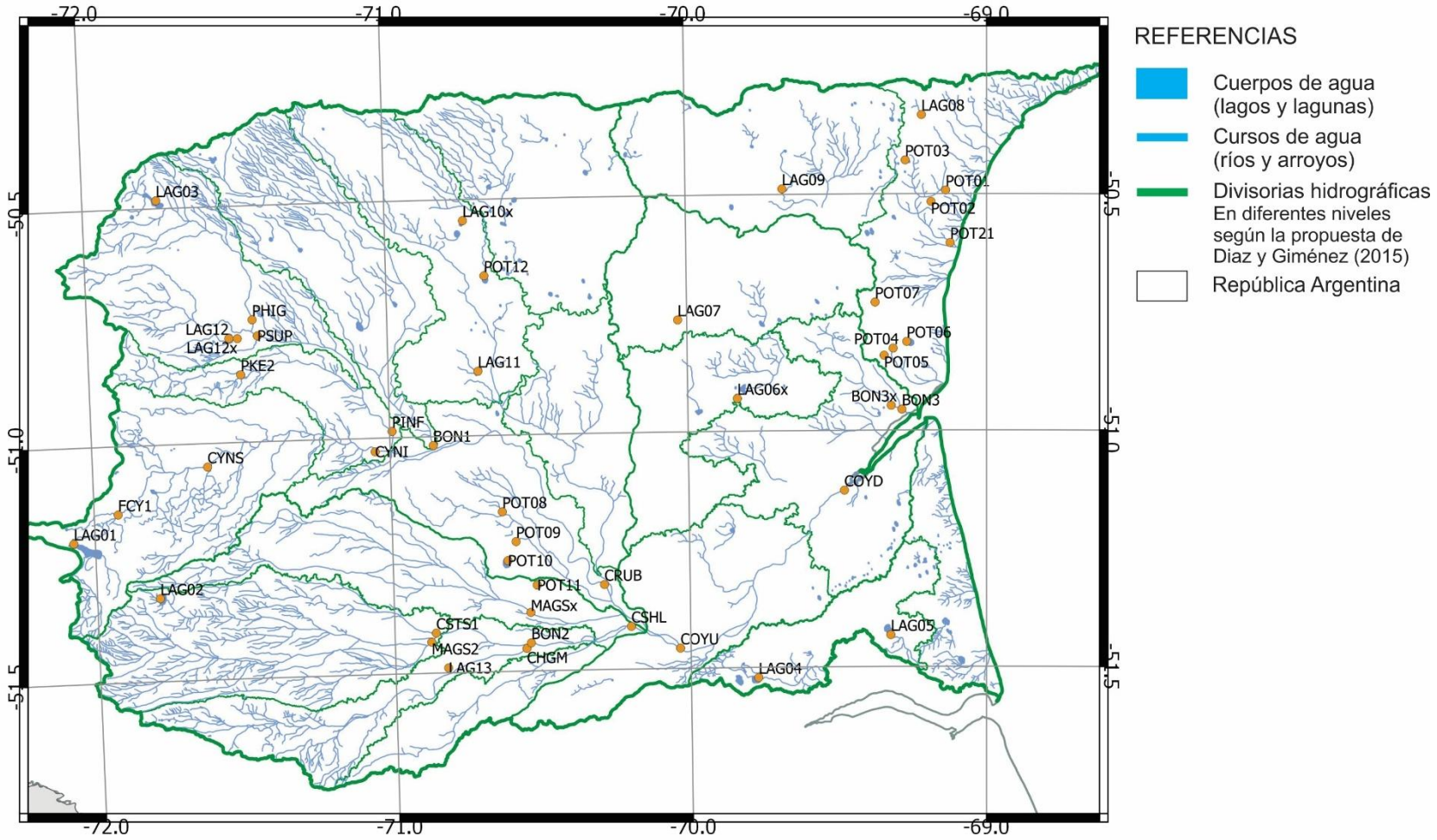
CURSO	SECCIÓN	TIEMPO	Q .medido [a]	Q. medio ± Desvío [b]
Gallegos	Tramo inferior (en Palermo Aike)	Verano	21,3 ▲	17,1 ± 9,4
		Invierno	27,5 ▼	42,8 ± 32,5
	Tramo superior (en Puente Blanco)	Verano	18,5 ▼	23,1 ± 11,8
		Invierno	28,7 ▼	39,1 ± 16,1
Penitente	Tramo inferior (en Rincón de los Morros)	Verano	11,2 ●	9,2 ± 5,0
		Invierno	13,9 ▼	19,7 ± 10,5
Rubens	Tramo inferior (en Morro Chico)	Verano	7,3 ▼	14,8 ± 7,3
		Invierno	14,8 ▼	21,8 ± 9,3
Turbio	Tramo inferior (en Glencross)	Verano	2,4 ▲	~ 0,3 – 1,7
		Invierno	2,7 ▼	~ 3,1 – 4,5
	Tramo superior (en Ruta Nacional 40)	Verano	2,5 ▲	~ 0,3 – 1,7
		Invierno	1,5 ▼	~ 3,1 – 4,5
Primavera	Tramo inferior (en Camping SPSE)	Verano	2,3 ●	~ 2,8
		Invierno	1,3	Sin referencia
El Zurdo	Tramo inferior (en Morro Chico)	Verano	0,2 ●	~ 0,2
		Invierno	0,3 ▼	~ 0,8
Gallegos Chico	Tramo inferior (en Estancia Carlota)	Verano	0,4 ▼	~ 0,7
		Invierno	0,9 ▼	~ 2,0
Chico Sur	Tramo medio (en Estancia Pali Aike)	Verano	0,7	Sin referencia
		Invierno	0,7	
Pelke	Tramo superior (en Estancia Rio Pelke)	Verano	0,8	Sin referencia
		Invierno	1,0	
Coyle Norte	Tramo inferior (en Estancia Las Vegas)	Verano	1,4	Sin referencia
		Invierno	2,1	
Coyle Sur	Tramo inferior (en Hotel Las Horquetas)	Verano	0,6	Sin referencia
		Invierno	0,8	
Coyle unificado	Tramo inferior (en Estancia Regalona)	Verano	1,6	Sin referencia
		Invierno	3,9	
Vizcachas	Tramo superior (en Estancia Guarumba)	Verano	1,7	Sin referencia
		Invierno	5,8	
	Tramo inferior (en Estancia Ketenk Aike)	Verano	1,0 ▼	1,3 ± 0,6
		Invierno	0,4 ▼	2,5 ± 1,7

[a] Caudal, expresado en m^3/s, determinado mediante aforos durante las campañas del presente proyecto; [b] Caudal medio mensual conocido, expresado en m^3/s, y desvío estándar establecido según antecedentes disponibles para cada sección de referencia cuando se dispone de series extensas de registros hidrométricos; solo dato promedio cuando se dispone de aforos dispersos para la sección y momento del año.

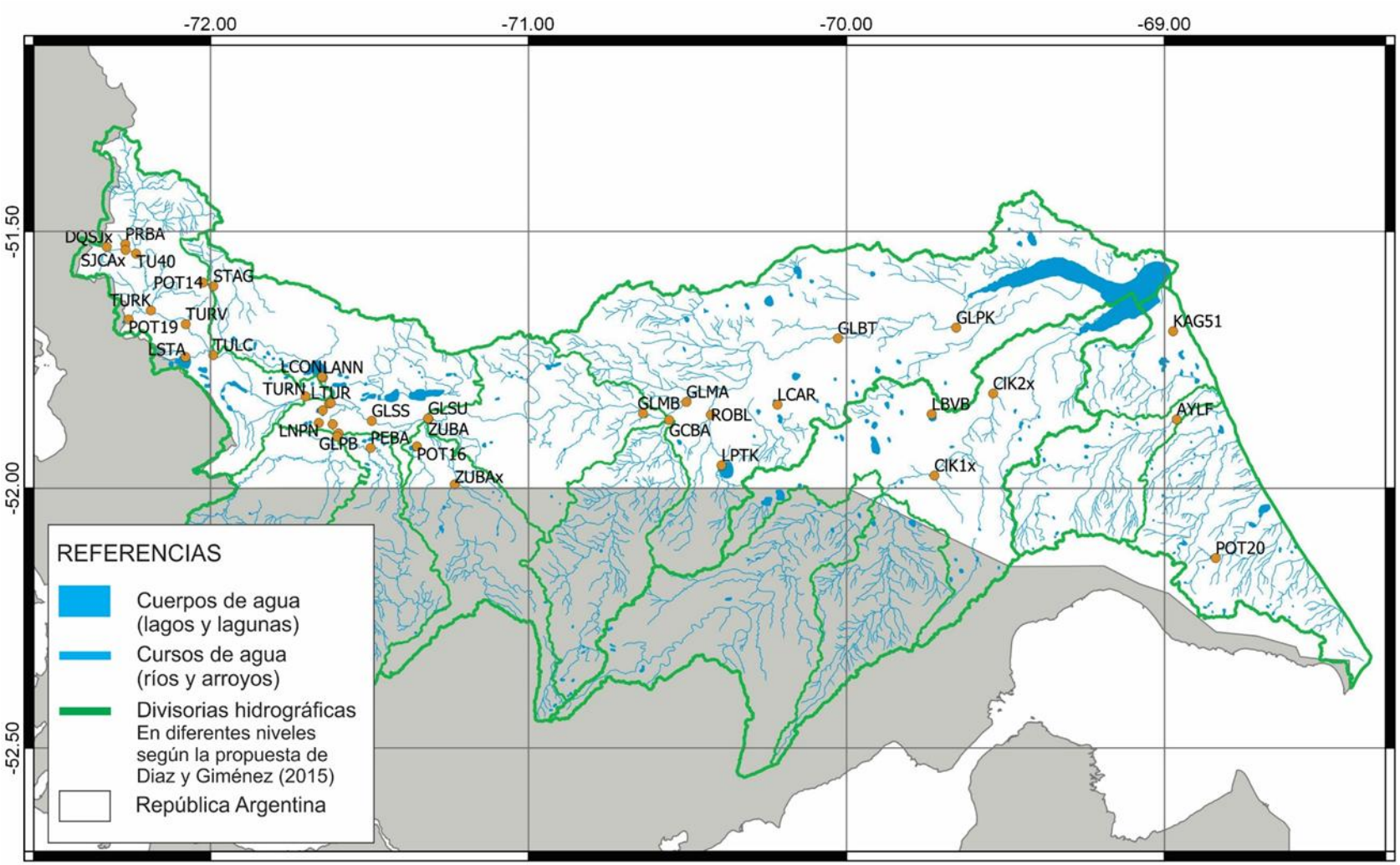
ANEXO I. Ubicación sitios muestreo en RH11 Vizcachas



ANEXO II. Ubicación sitios muestreo en RH12 Coyle



ANEXO III. Ubicación sitios muestreo en RH13 Gallegos



ANEXO IV. Ictiofauna

Puyen chico. Especie nativa de la fauna íctica de agua dulce de Sudamérica, donde se distribuye desde los 32º LS en Chile y 39º LS en Argentina hasta Tierra del Fuego (Campos, 1970; Cussac *et al*., 2004). Es un pez pequeño, que crece hasta aproximadamente 120 mm de longitud total y puede alcanzar 10 g de peso, aunque los ejemplares más comunes pesan entre 2 y 4 g. No tiene escamas, al igual que el resto de las especies de la familia a la que pertenece (Galaxiidae). Su cuerpo es estilizado, su tronco redondeado y muestra en el lomo un característico patrón de manchas, como el que se observa en la Figura 3.1. Presenta poblaciones dulceacuícolas y poblaciones diádromas. Viven entre 2 y 3 años y maduran sexualmente al cumplir su primer año de vida. En Sudamérica la temporada reproductiva se extiende por aproximadamente 4-5 meses desde fines de primavera. En las poblaciones diádromas las hembras desovan en sitios cercanos a la desembocadura de los ríos entre la vegetación terrestre que queda cubierta de agua solo durante las mareas de sicigia (Boy *et al*., 2007). Los huevos se desarrollan fuera del agua protegidos por la vegetación hasta la próxima marea extraordinaria (generalmente un mes después) cuando son cubiertos nuevamente por el agua. En ese momento eclosionan las larvas que son transportadas por la corriente al mar donde permanecen varios meses alimentándose, y creciendo como parte del plancton.

Figura 1. Puyen chico adulto (superior) y juvenil "cristalino" (inferior.). Las fotos no están a escala. Fotos D. Aureliano (CADIC-CONICET).

Luego regresan al río como juveniles llamados “cristalinos” (Figura 1). Las poblaciones dulceacuícolas que habitan lagos de Patagonia continental desovan en la zona litoral (Barriga *et al*., 2002). Embriones y larvas viven en aguas abiertas donde abunda el fitoplancton durante el verano y otoño hasta convertirse en juveniles y luego migran hacia zonas más profundas. El puyen se alimenta de una variedad de invertebrados, entre los que se encuentran adultos y larvas de un tipo de mosquito (Quironómidos), de insectos con larvas de desarrollo acuático (Tricópteros) y crustáceos acuáticos (Anfípodos).

Puyen grande. Es un pez autóctono de mayor tamaño que el anterior, que puede alcanzar el kilogramo de peso y superar los 350 mm de longitud total. Carece de escamas, como todos los galáxidos y presenta una sola aleta dorsal ubicada en la parte posterior del dorso enfrentada a la aleta anal. La coloración es oscura verdosa con el vientre color crema aunque varía según el ambiente (Figura 2).

Figura 2. Puyen grande adulto. Foto L. Devetac (Gobierno de Santa Cruz).

Habita ríos, arroyos, lagos de cordillera y lagunas muy ricas en nutrientes de estepa desde el río Colorado hasta Tierra del Fuego. Se considera que realiza un desove anual en los meses de verano y principios de otoño. Las larvas viven en aguas abiertas y los juveniles habitan zonas costeras, nadando en cardúmenes aunque a medida que crecen se hacen de hábitos bentónicos y solitarios, permaneciendo ocultos entre rocas o troncos sumergidos. Los adultos viven cerca del fondo, pudiendo habitar a grandes profundidades en lagos. Poseen diversas adaptaciones para vivir en zonas profundas, como modificaciones en la retina y presencia de línea lateral cefálica que le permiten orientarse y buscar alimento con poca luz, protección de agallas contra la abrasión dada la presencia de sedimentos que pueden dañarlas y resistencia a bajos niveles de oxígeno (Dyer, 2000). Es una especie carnívora que consume organismos del fondo tales como anfípodos e insectos acuáticos (Ruiz y Marchant, 2004). En ambientes sin salmónidos es predominantemente ictiófaga y caníbal, alcanzando altos niveles tróficos (Belk *et al*., 2014).

Trucha marrón. La trucha marrón (Figura 3) es originaria de Europa y de las áreas costeras mediterráneas del norte de África y oeste de Asia (Del Valle y Núñez, 1990; Jonsson & Jonsson, 2011). Su coloración es muy variable, si bien la mayoría de los ejemplares presentan el dorso marrón-amarillento, con flancos plateados y vientre amarillo. Sus pintas son negras y rojizas, predominando las primeras. Su aleta caudal no presenta por lo general manchas en grandes cantidades. Esta coloración cambia notoriamente en ejemplares provenientes de lagos o del mar, donde el cuerpo se torna plateado, manteniendo escasas pintas negras en forma de "X", aunque esa coloración cambia al parecer con el tiempo de residencia en agua dulce, en ocasión de remontes reproductivos (Figura 4).

Figura 3. Trucha marrón. Foto M. Casalinuovo.

Los ejemplares maduran sexualmente entre los uno y los ocho años de edad, aunque la mayoría lo hace entre el tercero y el quinto (McFadden *et al*., 1965; Moyle, 1976). Son las truchas más longevas (Wergzyn y Ortubay, 1991) y que alcanzan los tamaños más importantes en nuestro país. A nivel mundial se han reportado ejemplares de hasta trece años en residentes y hasta dieciocho en anádromas (Raleigh *et al*., 1986). Su distribución abarca la Patagonia, centro y Cuyo. El ejemplar más grande pescado en la Argentina pesó 16,3 kg, proveniente del Lago Nahuel Huapi, en San Carlos de Bariloche (Río Negro), aunque existen capturas mayores no oficializadas en el Río Grande de Tierra del Fuego. En éste y otros ríos de vertiente atlántica de las provincias de Santa Cruz y Tierra del Fuego, existen poblaciones anádromas, así como también son pescados en ríos de vertiente pacífica como los de Isla Riesco, frente a la cuidad de Punta Arenas, en Chile. La anadromía implica que los peces presentan una fase de alimentación marina y una de reproducción en agua dulce y se relaciona con la baja productividad de los ambientes fluviales, por ello se encuentra relacionada con las latitudes altas. Para acceder al mar por

primera vez, los individuos juveniles deben sufrir previamente un proceso llamado esmoltificación que les permite osmoregular, bajando luego a alimentarse en primavera para volver a pasar el invierno en agua dulce. Esta migración se repite año a año, ya de adultos con fines reproductivos. La esmoltificación ocurre entre el año y los cuatro años de nacidos. Es una especie de reproducción invernal, que desova típicamente en arroyos, entre junio y septiembre. Su alimentación se compone básicamente de insectos, moluscos y crustáceos en los primeros años de vida, volviéndose piscívoras a medida que crecen. Tampoco desdeñan pequeñas aves y hasta ratones.

Figura 4. Trucha marrón anádroma capturada en el Río Grande de Tierra del Fuego. Foto A. Hemmingsen.

Trucha arco iris. La trucha arco iris (Figura 5) es originaria de la costa Oeste de América del Norte. Como la anterior especie, su distribución actual es prácticamente cosmopolita (del Valle y Núñez, 1990; García Asorey *et al*., 2018). En Argentina se la puede encontrar en 16 de sus 23 provincias. De dorso verdoso oscuro y flancos y vientre plateados, presenta un moteado negro que cubre la casi totalidad del cuerpo, incluyendo las aletas y una banda iridiscente rosada recorriendo los flancos, la que se acentúa en la época reproductiva, sobre todo en los machos. Los pesos máximos registrados en el país sobrepasan los 11 kg, sin embargo una variedad anádroma de esta especie presente en Norteamérica (la *steelhead* o cabeza de acero) puede alcanzar pesos superiores en virtud de sus incursiones alimenticias al mar. En Argentina se ha detectado un comportamiento anádromo en individuos capturados en el río Santa Cruz (Pascual *et al.*, 2001; Figura 6), y se sospecha la anadromía en ejemplares de Tierra del Fuego (Casalinuovo, datos sin publicar). Como sucede con la trucha marrón, tanto los ejemplares provenientes de lagos como del mar, presentan una coloración predominantemente negro-azulada para el dorso y plateado para el resto del cuerpo. Es la especie que tiene el mayor rango de tolerancia a las condiciones ambientales, y una de las más domesticables, razón de su amplia distribución en el país y el mundo. Es de reproducción tardía, en general entre septiembre y

diciembre, según los ambientes. Su alimentación se compone principalmente de insectos, moluscos, crustáceos y peces.

Figura 5. Trucha arco iris adulta (superior) y juvenil (inferior). Las fotos no están a escala. Fotos M. Casalinuovo.

Figura 6. Trucha arco iris anádroma. Foto M. Casalinuovo.

Salmón chinook. El salmón chinook (Figura 7) pertenece al grupo de los salmones del Pacífico. A diferencia del resto de los salmónidos considerados en este informe, que desovan una y otra vez a lo largo de su vida (iteróparos), el chinook es una especie semélpara, es decir que luego de un único evento reproductivo los adultos mueren. Los juveniles que emergen de la grava un tiempo después del desove pueden irse casi inmediatamente al mar (biotipo oceánico) o quedarse un tiempo más o menos largo, de uno a dos años generalmente en agua dulce (biotipo fluvial). Una vez en el mar, los ejemplares pasan algunos años alimentándose incluso a considerables distancias del continente hasta el momento de su retorno. Por esa razón alcanzan tallas y pesos considerables de hasta 65 kg (Groot & Margolis, 1991). En Patagonia es una especie que aparentemente se encuentra en un estadío inicial de colonización ya que es cada vez es más común en muchos de sus ambientes (Ciancio *et al.* 2014, Fernández *et al.* 2010, Ciancio *et al.* 2005, Riva Rossi *et al*. 2012, Di Prinzio y Pascual 2008, Casalinuovo y Castro 2014). Los cuerpos muertos de los adultos luego del desove, que en sus lugares de origen son aprovechados por osos y otros organismos, en este caso se descomponen generando olores desagradables y aumentando la carga de materia orgánica de los ambientes.

Figura 7. Salmón chinook. Foto M. Casalinuovo.

Trucha de arroyo. La trucha de arroyo, (Figura 8) es una especie endémica del Noroeste de América del Norte (Wergzyn y Ortubay, 1991). Como muchos salmónidos, ha sido introducida en muchos ambientes a lo largo del mundo, si bien no alcanza los rangos de distribución de las especies citadas anteriormente. En Argentina, su dispersión es menor que la de las otras dos especies nombradas, aunque se la encuentra en toda la Patagonia, e incluso fuera de ella, como en la Pampa de Achala, en la provincia de Córdoba. El dorso de los ejemplares es oscuro, generalmente marrón hasta llegar en algunos ejemplares al negro, con marcas vermiculadas. Los flancos presentan manchas rojas, blancas y amarillas con el vientre escarlata subido, al igual que las aletas, las que típicamente tienen un borde de color blanco que las hace inconfundibles. Por el color de su carne, de un anaranjado subido, es conocida

también como salmonada. Es la especie que alcanza menores pesos y registros de longevidad. Se reproduce tempranamente, a fines de mayo o junio. Se alimenta básicamente de insectos, crustáceos y peces.

Figura 8. Trucha de arroyo. Foto M. Casalinuovo.

8. BIBLIOGRAFIA

Achmad R.T., Auerkari B. and Auerkari E.I. 2017. Effects of chromium on human body. Annual Research & Review in Biology, 13(2): 1-8.

Adeniji A.O., Okoh O.O. and Okoh A.I. 2017. Petroleum hydrocarbon profiles of water and sediment of Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. Int. J. of Environmental Research and Public Health 14. DOI:10.3390/ijerph14101263. 21p.

Alabaster J.S. and Lloyd R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. FAO, Great Britain University Press. 365p.

Al-Baldawi I.A., Abdullah S.R.S., Anuar N., Suja F. and Mushrifah I.. 2015. Phytodegradation of total petroleum hydrocarbon (TPH) in diesel-contaminated water using Scirpus grossus. Ecological Engineering, vol.74: 463–473.

Allan J.D. and Castillo M.M.. 2007. Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer (Ed.), The Netherlands. 444p.

Almonacid L., Diaz B.G., Bonfili O. y Pessacg N. 2018a. Generación de base de datos reticulada de precipitación observada para el sur de Santa Cruz. Actas XIII Congreso Nacional de Meteorología CONGREMET 2018.

Almonacid L.R. 2019. Impacto del cambio climático en sistemas naturales de Patagonia sur. Tesis para optar al título de Dr. En Ciencias Aplicadas, Universidad Nacional de la Patagonia Austral. Inédito.

Almonacid L.R., Diaz B.G. y Bonfili O. 2018b. Base de datos pluviométrica de Santa Cruz. XVII Reunión Argentina de Agro meteorología. 19 al 21 de Septiembre, Merlo, San Luis. 2p. ACTAS.

Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P.A, Boisier J.P., Addor N., Galleguillos M., Zambrano-Bigiarini M., Lara A., Puelma C., Cortes G., Garreaud R. McPhee J., Ayala A. 2018. The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies - Chile dataset. Hydrology and Earth System Sciences, 22(11): 5817-5846, https://doi.org/10.5194/hess-22-5817-2018.

Anderson, R. O. & S. J. Gutreuter. 1983. Length, Weight, and associated Structural Indices. En Nielsen, L. A. and D. L. Johnson (eds.). Fisheries Techniques: 283-300. American Fisheries Society. Bethesda, Maryland.

ANMAT. 2017. Código Alimentario Argentino: Capítulo XII Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificada. Ley No.18284/72. Admin. Nac. de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica, Ministerio de Salud. En: http://www.anmat.gov.ar/alimentos/codigoa/CAPITULO_XII.pdf.

Antwi-Akomeah S., Fei-Baffoe B., Belford E.J.D. and Borigu M. 2018. Hydrocarbon contaminated water remediation using a locally constructed multi-stage bioreactor incorporated with media filtration. Global J. Environ. Sci. Manage 4(4): 413-426.

Appelo C. and Postma D. 2004. Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2nd Edition, CRC Press, London. 683p.

Arbe H.A. 1986. El Cretácico de la Cuenca Austral: sus ciclos de sedimentación. Tesis doctoral inédita. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (UBA). 586p. En: https://digital.bl.fcen.uba.ar/download/tesis/tesis_n2176_Arbe.pdf

Arcos Pulido M.P., Ávila de Navia S.L., Estupiñán Torres S.M. y Gómez Prieto A.C. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. NOVA - Publicación Científica 3(4), Julio-Diciembre: 1-116.

Arlinghaus R, Mehner T, Cowx IG. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. Fish and Fisheries, 3: 261-316.

ATSDR. 1997. Toxicological profile for Mercury. US Dept. of Health and Human Services. Atlanta, Georgia. 676p.

ATSDR. 1999. Toxicological profile for total petroleum hydrocarbons (TPH). Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Atlanta, GA, USA. 315p.

ATSDR. 2005. Cinc. Resúmen de Salud Pública CAS#: 7440-66-6, Agencia para Sustancias Tóxicas y el Riesgo de Enfermedades, US Dept. Health & Human Services: 8p.

ATSDR. 2019. Barium and Barium compounds. Toxicological Profiles, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 231p. En: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html.

ATSDR. 2019. Toxicological profile for Lead. US Dept. of Health and Human Services. 561 p.

Avellaneda M.O., Bermejillo A.I. y Mastrantonio L.E. 2004. Aguas de riego, calidad y evaluación de su factibilidad de uso. EDIUNC, Universidad nacional de Cuyo. Mendoza. 143p. ISBN 950-39-0030-1.

Ayers R.S. and Westcot D.W. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No.29 Rev.1. 186p.

Barros V.R., Scian B.V. y Mattio H.F. 1979. Campos de precipitación de la provincia de Chubut (1931-1960). Geoacta 10:175-192.

Batayneh A.T. 2012. Toxic (aluminium, beryllium, boron, chromium and zinc) in groundwater: health risk assessment. Int. J. Environ. Sci. Technol. 9: 153-162.

Bates N. and Payne J. 2017. Lead poisoning in cattle. Livestock 22(4), MA Healthcare Ltd.: 192-197.

Belk, M., Habit, E., Ortiz Sandoval, J.J., Sobenes, C., Combs E., 2014. Ecology of Galaxias platei in a depauperate lake. Ecology of Freshwater Fish 23:615-621.

Bell H.L. 1971. Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. Water Research, Pergamon Press vol.5: p313-319.

Bell H.L. and Nebeker A.V. 1969. Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to low pH. Journal of the Kansas Entomological Society 42: 230-236.

Bell N. 1981. Precipitation, p.373-393. In: Goodall D.W. and R.A. Perry (Eds.). Arid land ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

Beltrán A. 1997. Caracterización microclimática del Distrito Occidental de la Estepa Patagónica. Magister Thesis, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. 119 pp.

Berelson W.L., Caffrey P.A. and Hamerlinck J.D. 2004. Mapping hydrologic units for the National Watershed Boundary Dataset. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA), October: p1231-1246.

Bevenger G.S. and King R.M. 1995. A pebble count procedure for assessing watershed cumulative effects. Res. Pap. RM-RP-319. Fort Collins, Colorado. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 26p.

Bhalerao S.A., Sharma A.S. and Poojari A.C. 2015. Toxicity of Nickel in plants. Int. J. of Pure & Applied Bioscience 3(2): 345-355.

Bilotta G.S. and Brazier R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research 42, Elsevier: p.2849-2861.

Bosque Sendra 2006. Prólogo. En: Buzai G.D. y Baxendale C.A. 2006. Análisis socioespacial con sistemas de información geográfica. GEPAMA – Ed. Lugar, 1ra Ed., Buenos Aires. 400p.

Boy, C.C., Morriconi, E. y Calvo, J. 2007. Reproduction in puyen, Galaxias maculatus (Pisces: Galaxiidae) in the southernmost extreme of distribution. Journal of Applied Ichthyology 23(5), 547-554.

Boyd C.E. 2001. Aquaculture and water pollution. Decision Support Systems for Water Resources management AWRA/UCOWR Summer Specialty Conference, June 27-30. Proceedings: 153-157.

Bren L. 2015. Forest hydrology and catchment management: An australian perspective. Springer Sciencie, Australia. 276p.

Brooks KN, Ffolliott PF, Magner JA. 2003. Hydrology and the management of watersheds. Wiley - Blackwell Pub. 4th. Ed.; 545p.

Burger F. and Čelková A. 2003. Salinity and sodicity hazard in water flow processes in the soil. Plant Soil Environ. 49(7): 314-320.

Caballero A.L. 2009a. Evaluación preliminar de depósitos de estériles y sedimentos provenientes de la actividad carbonífera en río Turbio. ICT-UNPA-3-2009, ISSN: 1852-4516. 25p.

Caballero A.L. 2009b. Diferenciación de efluentes minero industriales del carbón y poblacionales mediante el uso de la estadística multivariada: un análisis sobre las descargas al arroyo San José de Río Turbio en la provincia de Santa Cruz. ICT-UNPA-1-2009, ISSN: 1852-4516. 29p.

Caballero A.L. 2009c.Valoración del impacto de efluentes minero industriales del carbón en el arroyo San José de Río Turbio en Santa Cruz. ICT-UNPA-4-2009. 28p.

Caballero A.L. 2010. Análisis comparativo entre la salida y la descarga de efluentes provenientes de las minas de carbón de Río Turbio, Santa Cruz. Revista ICT-UNPA-23-2010: 188-213.

Cabral G., Pérez M. y Goldberg P. 2010. Asistencia técnica para la generación de un modelo de decisión en GIS. Informe Final Proyecto de Fortalecimiento Institucional de la Dirección Provincial Programa Provincial de Desarrollo Productivo de Valles Santacruceños (PROVASA). Préstamo BID 1588/OC-AR. 54p.

Camargo J.A. 2013. Fluoride toxicity to aquatic organisms: a review. Chemosphere 50: 251-264.

Campos, H. 1970. Galaxias maculatus (Jenyns) en Chile, con especial referencia a su reproducción. Boletín del Museo de Historia Natural, Chile 31, 5-20.

Carrión R. y La Mattina D. 2015. Manual de capacitación: Medición del agua de riego. 1er Ed. UCAR, Unidad de Cambio Rural. 13p.

Casalinuovo M.A., Castro F. y Guglielminetti G. 2014. Generación de información tendiente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos. Informe Final Consejo Federal de Inversiones (CFI). 165p.

Casalinuovo M.A., Diaz Boris G., Acuña A., Chalde T. y Castro F. 2018. Generación de información tendiente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos. Segunda etapa: Censo acuático y ripario. Informe Final, V Tomos. Gobierno de Santa Cruz – Consejo federal de Inversiones (CFI). 324p.

Caux P.Y., Moore D.R.J. and MacDonald D. 1997. Ambient water guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments. Technical Apendix, Water Management Branch, Environment & Resource Management Div., Ministry of Environment, Lands and Parks, Canada. 146p.

CDC. 2009. Mercury. Centers for Disease Control and Prevention, US Dept. Health & Human Serv. En: https://www.cdc.gov/biomonitoring/pdf/Mercury_FactSheet.pdf

CDC. 2017. Barium, biomonitoring summary. Centers for Disease Control and Prevention, US Dept. Health and Human Services. En: https://www.cdc.gov/biomonitoring/Barium_BiomonitoringSummary.html

Chapman D. and Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. Chap.3: 60p. In: Water quality assessments, A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd. Ed. Chapman D. (Ed.), UNESCO/WHO/UNEP.

Chen C., Huang D. and Liu J. 2009. Functions and toxicity of Nickel in plants: Recent advances and future prospects. Clean Journal 37(4-5): 304-313.

Ciancio J. E, Pascual M. A, Lancelotti J., Riva Rossi C, Botto F. 2005. Natural colonization and establishment of a chinook salmon, Oncorhynchus tshawytscha, population in the Santa Cruz River, an Atlantic basin of Patagonia. Environ Biol Fish 74:219–227.

Ciancio J. Riva Rossi C., Clarke, R. 2014. Características biológicas de la población invasora de salmón Chinook (Oncorhynchus tshawytscha, Walbaum 1792) en el río De las Vueltas. Santa Cruz. Reporte Técnico. 11 pp.

Cirelli A.F., Schenone N., Pérez Carrera A. y Volpedo A. 2010. Calidad de agua para la producción de especies animales tradicionales y no tradicionales en Argentina. Revista AUMDOMUS (1): 45-66.

CNEA. 1999. Análisis de aguas superficiales a demanda de la empresa Servicios Públicos Sociedad del Estado. Laboratorio de la Comisión Nacional de Energía Atómica. Inédito.

Cobos J.C., M.F. Rodríguez y J.L. Panza. 2014. Hoja Geológica 5172-II Paso Río Bote, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín Nº 405, Buenos Aires: 97p.

Cobos J.C., Rodríguez M.F., Panza J.L., Yamin M.G., Escosteguy L.D. y Pichersky G. 2016. Hoja Geológica 5172-IV, Esperanza. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, Buenos Aires. Boletín N°423: 108p.

Codignotto J.O. 1975. Geología y rasgos geomorfológicos de la Patagonia Austral Extraandina, entre el Río Chico de Gallegos (Santa Cruz) y la Bahía de San Sebastián (Tierra del Fuego). Tesis Doctoral, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. 120p.

Coffey M., Dehairs F., Collette O., Luther G., Church T. and Jickells T. 1997. The behaviour of dissolved Barium in estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 45: 113-121.

COHIFE. 2013. Principios rectores de política hídrica de la República Argentina. En: http://www.cohife.org.ar/PrincipiosRPH.html. Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua. 24p.

Corbella H. 2002. El campo volcano-tectónico de Pali Aike. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. El Calafate. I-18:285-301.

Cowx IG, Welcomme RL. 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Oxford, UK, Fishing News Books, Blackwell Science. 260 pp.

Cruzate G., Gómez L., Pizarro M.J., Mercuri P. y Banchero S. 2013. Suelos de la República Argentina v9.0. En: http://www.geointa.inta.gob.ar/2013/05/26/suelos-de-la-republica-argentina/

Cussac, S. Ortubay, G. Iglesias, D. Milano. 2004. The distribution of South American galaxiid fishes: the role of biological traitsand post-glacial history. Journal of Biogeography (J. Biogeogr.) (2004) 31, 103–121.

Custodio E. 2001. Principios básicos de química y radioquímica de aguas subterráneas. Tomo I, Sección 4: p177-198. En: Custodio E. y Llamas M.R. (2001), Hidrología Subterránea. Ed. Omega, 2 Tomos. 2.350p.

Del Valle H., N. Elissalde, D.A. Gagliardini y J. Milovich. 1996. Distribución y cartografía de la desertificación en la Región Patagónica. Inf. Téc. N°1, Laboratorio de Teledetección y GIS, INTA EEA Santa Cruz, CR Patagonia Sur. Experimental Potrok Aike. Resultado de 15 años de labor técnica. 24p.

Del Valle, A. y P. Núñez. 1990. Los Peces de la Provincia de Neuquén. CEAN-JICA, Informe Técnico Nº 1. 85 pp.

Denzel G.C. and McKenzie S.W. 2003. Five-day biochemical oxygen demand. USGS TWRI Book 9-A47 (3rd. Ed.). 21p.

Department of Water. 2009. Surface water sampling methods and analysis – Technical appendices. Government of Western Australia. 66p.

DeZuane J. 1997. Handbook of drinking water quality. Jhon Wiley and Sons Ed., Canada. 2nd. Ed. 563p.

DGA. 2019. Información oficial hidrometeorológica y de calidad de aguas en línea. En: http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes. Accesada por última vez 20/07/2019. Últimos registros disponibles: diciembre 2018.

Di Prinzio CY, Pascual M. A. 2008. The establishment of exotic Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in Pacific rivers of Chubut, Patagonia, Argentina. Ann Limnol 1:61–68.

Diaz B.G. 2018. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo inferior del río Gallegos. Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos 2015/05 – 2018/07 de la estación hidrométrica Palermo Aike (BDHI 2838). Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz, 16p.

Diaz B.G. y Giménez M. 2015. Zonificación y codificación hidrográfica en Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). Actas Congreso Nacional del Agua, 15 al 19 de Junio. Paraná, Entre Ríos. 12p.

Diaz B.G., Bonfili O., Monserrat M.C., Almonacid L. y Sturzenbaum S. 2016. Red de cooperación hidrometeorológica en Santa Cruz. RALDA2016, XVI Reunión Argentina y VIII Latinoamericana de Agrometeorología, 20 al 23 de setiembre. Puerto Madryn, Chubut. Actas AT4-021: p78-79.

Diaz Boris G., Monserrat M.M., Tiberi P.E., Mardewald G., Hofmann C., Caparrós L., Mattenet F., Zerpa D., Billoni S.L. y Martínez L. 2016. Hidrología superficial de la Región Hidrográfica del río Gallegos (Sur de la provincia de Santa Cruz, Argentina). 2016. Revista Digital UNPA ICT-151-2016, Vol.8(3): p136-161.

Diaz J.L., Ruiz J.H. y Albornoz S.R. 1995. Mapa hidrogeológico: Zona Sur Provincia de Santa Cruz. Consejo Federal de Inversiones, Informe Final, 2 T.: 213p.

Dissanayake C.B. & Weerasooriya S.V.R. 1985. A geochemical classification of groundwater of Sri Lanka. J. Natn. Coun. Sri Lanka 13(2): 147-186.

DNGRH-DPRH. 1997. Estudio de las cuencas hídricas de los ríos Coyle y Vizcachas. Informe Técnico N°2: Tareas realizadas por la Dirección Provicnial de Recursos Hídricos dentro del marco de proyecto. 10p.

Dourojeanni A. 1994. La gestión del agua y las cuencas en América Latina. Revista CEPAL No.54, Chile: 111-127.

Dourojeanni A., Jouravlev A. y Chávez G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. Pub. Técn. CEPAL–ECLAC Serie Recursos Naturales e Infraestructura No.47, Sgo. Chile. 83p.

Driscoll C.T., Han Y.J., Chen C.Y., Evers D.C., Lambert K.F., Holsen T.M., Kamman N.C. and Munson R.K. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the Northeastern United States. BioScience 75(1): 1-12.

Dyer B. 2000. Revisión Sistemática de los Pejerreyes de Chile (Teleostei, Atheriniformes). Estudios Oceanológicos 19: 99-127.

EIFAC. 1987. Water quality criteria for European freswater fish. FAO European Inland Fisheries Advisory Commission Technical Paper No.37, Rev.1: 100p.

Ellis M.M. 1937. Detection and measurement of stream pollution. US Dept. Commerce, Bureau of Fisheries, USA. 86p.

EPA and HSE. 2010. Joint position paper No.1 – Nitrates in water. Environmental Protection Agency, Health Service Executive (Ireland). 5p. En: http://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/nitratepositionpaper.html

EPA. 1986. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 440/5-86-001. 900p.

EPA. 1992. Secondary Drinking Water Regulations: Guidance for Nuisance Chemicals. PA810/K-92-001. http://www.epa.gov/safewater/consumer/2ndstandards.html. United States Environmental Protection Agency.

EPA. 1994. Water Quality Standards Handbook. 2nd Ed. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 823-B-94-005a. 202p.

EPA. 2003. Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS): potential aproaches. United States Environmental Protection Agency, Office of Water. 58p.

EPA. 2007. Regulatory monitoring and testing: Water and wastewater sampling. EPA Guidelines, South Australia. 58p.

EPA. 2013. Integrated water quality report 2012 – Monaghan and Louth. Environmental Protection Agency, Ireland. 80p. https://www.epa.ie/pubs/reports/water/waterqua/iwqmolou/

EPA. 2016. Aquatic life ambient water quality criteria. US Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-ambient-water-quality-criteria.

Ercolano B., E. Mazzoni, M. Vazquez y J. Rabassa. 2004. Drumlins y formas drumlinoides del Pleistoceno inferior en la Patagonia Austral, Provincia de Santa Cruz. Revista de la Asociación Geológica Argentina 59 (4): 771-777. Buenos Aires.

Esteves J.L., Gil M. y Harvey M. 1996. Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y material en suspensión de la cuenca Turbio – Gallegos. Informe Técnico No.12, Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. GEF/PNUD/WCS/FPN. 12p.

FAO. 1987. Chemical features of water. United Nations Development Programme PROJECT RAF/82/009. En: http://www.fao.org/docrep/field/003/AC183E/AC183E00.htm#TOC

Fernández Turiel J.L., Galindo G., Parada M.A., Gimeno D., García Vallés M. y Saavedra J. 2005. Estado actual del conocimiento sobre el arsénico en el agua de Argentina y Chile: Orígen, movilidad y tratamiento: p.11-33. En: Galindo G., Fernández Turiel J.L., Parada M.A. y Torrente D.G. (Eds.), IV Congreso Hidrogeológico Argentino "Arsénico en Aguas: Origen, Movilidad y Tratamiento", Río Cuarto, Córdoba, 25 al 28 de Octubre. 192p.

Fernández, D.A., Ciancio, J., Ceballos, S.G. Riva Rossi y M. Pascual. 2010. Chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha, Walbaum 1792) in the Beagle Channel, Tierra del Fuego: the onset of an invasion. Biol Invasions (2010) 12: 2991. doi:10.1007/s10530-010-9731-x.

Feth J.H. 1966. Nitrogen compounds in natural waters – A review. Water Resources Research 2(1): 41-58.

Fey M., Korr C., Maidana N.I., Carrevedo M. L., Corbella H., Dietrich S., Haberzettl T., Kuhn G., Lücke A., Mayr C., Ohlendorf C., Paez M.M., Quintana F.A., Schäbitz F. and Zolitschka B.. 2009. Palaeoenvironmental changes during the last 1600 years inferred from the sediment record of a cirque lake in southern Patagonia (Laguna Las Vizcachas, Argentina). Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, 281: 363-375.

Fischer K. and Puchelt H. 1978. Barium. K.H. Wedepohl (Ed.), Handbook of Geochemistry, V.II-4, Springer-Verlag, Berlin. 101p.

Freeze A.R. & Cherry J.A. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall. 604p.

Freitas M.P., Moreira Laskowski M.M. Dalke C.R., Dalzoto P.R. & Pimentel I.C. 2008. Persistence of total and fecal coliforms and Pseudomonas aeruginosa in natural water samples from rivers that supply a water treatement station in Curitiba, Brazil. Estud. Biol. 30(70-72): 63-69.

García Asorey, M.; Liberoff, A.; Riva Rossi, C. y M. Pascual. 2018. La trucha arco iris. . En Peces y Pesca Deportiva Argentina. Mar y Patagonia. A. Irigoyen (editor). Trobbiani, G.; Casalinuovo, M. y M. Alonso (coeditores.). Remitente Patagonia, 218 pp: 228-231.

Gaviño Novillo J.M., Giraut M.A. y Calatroni F. 1996. Estudio de la oferta y demanda hídrica en la cuenca del río Coyle. Informe de Avance, Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación - Dirección de Recursos Hídricos. 11p.

Geissen V., Mol H., Klumpp E., Umlauf G., Nadal M., Van der Ploeg M., Van de See S.E.A.T.M. and Ritsema C.J. 2015. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. Int. Soil and Water Conservation Research 3: 57-65.

Georgopoulos P.G., Roy A., Yonone-Lioy M.J., Opiekun R.E. and Lioy P.J. 2001. Copper: Environmental dynamics and human expousure issues. Journal of Toxicology and Environmental Health Part Journal of Toxicology and Environmental Health Part B DOI: 10.1080/109374001753146207. 216p.

GHS. 2012. EasyQuim v5.0. Grupo de Hidrología Subterránea. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental de la Universitat Politècnica de Catalunya (UPC) y el Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA – CSIC). En: https://h2ogeo.upc.edu/es/software-hidrologia-subterrania/11-software-hidrologia-subterrania/42-easy-quim.

Godagnone R.E. y Humano G. 1990. Mapa de suelos de la cuenca del rio Coyle, provincia de Santa Cruz. Centro de Investigaciones de Recursos Naturales. Instituto de Suelos, Castelar. Estación Experimental Agropecuaria Rio Gallegos, INTA. 74p.

Gonzalez L. y Rial P (Ed.). 2004. Guía geográfica interactiva de Santa Cruz. Ed. INTA. 68p.

Gorny J., Billon G., Noiriel C., Dumoulin D., Lesven L., and Madé B. 2016. Chromium behavior in aquatic environments: a review. Environmental Reviews, 24(4): 503–516. doi:10.1139/er-2016-0012.

Goselink R.M.A. and Jongbloed A.W. 2012. Zinc and copper in dairy cattle feeding. Wageningen UR Livestock Research, The Netherlands. Report 519: 31p.

Groot C. & L. Margolis (eds). 1991. Pacific Salmon life Story. Department of Fisheries and Ocean Canada.

Güler C., Thyne G.D., McCray J.E. and Turner A.K. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. Hydrogeology Journal, 10: p.455-474.

Hafeez B., Khanif Y.M. and Saleem M. 2013. Role of Zinc in plant nutrition - a Review. American Journal of Experimental Agriculture 3(2): 374-391.

Harrelson C.C., Rawlins C.L. and Potyondy J.P. 1994. Stream channel reference sites: an illustrated guide to field technique. Gen. Tech. Rep. RM-245. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 61 p.

Hawes E. and Smith M. 2005. Ripparian buffer zones: Function and recommended widths. Eigthmile River Wild and Scenic Study Committee.

Hayashi M. 2004. Temperature – electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. Environmental Monitoring Assessment 96: 119-128.
Hem J.D. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. USGS Water Supply Paper 2254, 3rd Ed. USA. 272p.

Hernández Moreno D., Soler Rodríguez F., Kammerer M. y Pérez López M. 2005. Calidad físico – química del agua de bebida destinada a los rumiantes. Revista Producción Animal No.214 (Octubre). Dialnet, España: 19-29.

Hill G.M. and Shannon M.C. 2019. Copper and Zinc nutritional issues for agricultural animal production. Biological Trace Element Research 188: 148-159. https://doi.org/10.1007/s12011-018-1578-5

Hogsden K.L. and Harding J.S. 2011. Consequences of acid mine drainage for the structure and function of benthic stream communities: a review. Freshwater Science 31(1): 108-120.

Howe P.D. and Dobson S. 2002. Silver and silver compounds: Environmental aspects. World Health Organization, Concise International Chemical Assessment Doc.44. Geneva. 44p.

IARC. 2018a. Cadmium and cadmium compounds. World Health Organization (WHO), Internactional Agency for Research on Cancer (IARC) Monograph, p121-145.

IARC. 2018b. Arsenic and arsenic compounds. World Health Organization (WHO), Internactional Agency for Research on Cancer (IARC) Monograph, p41-93.

Ikpe E.E., Akpakpan A.E., Nsi E.W. and Ekanem A.N. 2016. Determination of the level of petroleum hydrocarbon in water, fishes and plants from part of river Ethipe, Oghara in Delta State, Nigeria. Int. J. for Research in Applied Chemistry 2(8): 11p.

IMTA. 1992. Manual de aforos. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Morelos, México. 145p.

INA. 1998. Estudio de la sedimentación de las descargas de la planta de YCRT en el río Turbio. Recopilación de antecedentes. Informe LHA 170-01-98, Secretaria de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable. 13p.

INTA y UNPA. (Inédito). Informes Finales de Proyectos de Investigación Aplicada Línea de base hidrometeorológica preliminar y planificación territorial a escala de cuenca en el sistema hidrográfico del río Gallegos, UNPA PI2 29/A288-2012 (2012-2013); “Dinámica hidrológica y balance hídrico superficial en la cuenca del río Gallegos (Santa Cruz, Argentina)”, UNPA PI2 29/A326-2017 (2014-2016); y “Dinámica hidrometeorológica en la Cuenca del Río Gallegos”, INTA PRET Zona Sur 1.c2013.2.91.3.8.

ISO748. 2007. Hydrometry – Measurement of liquid flow in open channels using current – meters or floats. ISO – British Standard (BSi). 58p

Jellyman P.G. and Harding J.S. 2014. Variable survival across low pH gradients in freshwater fish species. Journal of fish biology 85: 1746-1752.

Jobbágy E.G., Paruelo, J.M. y Leon, R.J.C. 1995. Estimacion de la precipitación y su variabilidad interanual a partir de información geográfica en el NW de Patagonia, Argentina. Ecologia Austral 5:47-53.

Jonsson, B. & N. Jonsson. 2011. Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout: Habitat as a Template for Life Sories. Fish & Fisheries Series 33, Springer. 708 pp.

Kallithrakas-Kontos N. and Fonteinis S. 2016. Recent advances in the analysis of mercury in water – Review. Current Analytical Chemistry 12: 22-36.

Kimbrough D.E., Cohen Y., Winer A.M., Creelman L. and Mabuni C. 1999. A critical assessment of Chromium in the environment. Critical Reviews in Environmental Science and *Technology,* 29(1): 1–46.

Krabbenhoft D.P. and Rickert D.A. 2018. Mercury Contamination of Aquatic Ecosystems. US Geological Survey Fact Sheet 216-95: 4p.

Kraemer P.E., Ploszkiewicz J.V. y Ramos V. 2002. Estructura de la Cordillera Patagónica Austral entre los 46º y 52º S. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. I-21:1-12

Lackey RT. 2005. Fisheries: history, science, and management. En: Lehr, J.H y J. Keeley (Editores) Water Encyclopedia: Surface and Agricultural Water: 121-129. John Wiley and Sons, Inc. Publishers. New York, USA.

Lakefield Research Argentina. 2001. Agua Superficial y Subterránea, Provincia de Santa Cruz. Tarea 3 Segundo Proyecto de Asistencia Técnica para el Desarrollo del Sector Minero Argentino (PASMA II), Inventario de Recursos Naturales y Humanos Zona Sur. Convenio BIRF 4282-AR.

Lamoureux M., H. Migliora y A. Marcolín. 2005. Los suelos del campo experimental Potrok Aike. En: En Campo Experimental Potrok Aike – Resultado de 15 años de labor técnica. Gonzalez L., Iglesias R. y A. Cibils (Ed.). INTA 130p.

Lazzari R. and Baldisserotto B. 2008. Nitrogen and phosphorus waste in fish farming. Boletim do Instituto de Pesca Sao Paulo 34(4): 591-600.

LEAD FAO. 2006. Livestock´s long shadow, environmental issues and options. The Livestock, Environment and Development (LEAD) and FAO, Rome. 416p.

Lecca R.E. y Ruiz L.E. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Industrial Data 17(1): 71-80p.

Lee A.H. and Nikraz H. 2015. BOD: COD Ratio as an indicator for river pollution. International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering, 88: 89-94.

Liguori B.T.P., De Almeida M.G. and De Rezende C. 2016. Barium and its importance as an Indicator of (Paleo)Productivity. Anais da Academia Brasileira de Ciências 88(4): 2093-2103.

Lima F. de S., Do Nascimento W.A., Da Silva F.B.V., De Carvalho V.G.B and Filho M.R.R. 2009. Leadn concentration and allocation in vegetable crops grown in a soil contaminated by battery residues. Horticultura Brasileira 27: 362-365.

Londoño-Franco L.F., Londoño-Muñoz P.T. y Muñoz-García F.G. 2016. Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial Vol.14(2): p.145-153.

Lopes G., Ávila F.W. and Guimarães Guilherme L.R. 2017. Selenium behaviuor in the soil environment and its implication for human health. Ciência e Agrotecnologia 41(6): 605-615.

López de Romaña D., Castillo C.D. y Diazgranados D. 2010. El Zinc en la salud humana. Rev. Chil. Nutr. (37(2): 234-239.

López-Alonso M. 2012. Trace minerals and livestock: Not too much not too little. Int. Schol. Res. Network, ISRN Veterinary Science, Art. ID 704825: 18p. doi:10.5402/2012/704825.

Luján Roca D.A. 2014. Pseudomonas aeruginosa: un adversario peligroso. Acta Bioquím. Clin. Latinoam 48(4): 465-474.

Luque J.L. 2018. Calidad de agua para bebida de animales. Publ. Técn. INTA EEA Chubut. 25p.

Lush M.J., Kirby P. & Shepher P. (2013). Open mosaic habitat survey handbook. ExeGeSIS Spatial Data Management, Wales 85p
.
Maantay J. y Ziegler J. 2006. GIS for the urban environment. ESRI Press, USA. 596p.

Makridis C., Svarnas C., Rigas N., Gougoulias N., Roka L. and Lentopoulus S. 2012. Transfer of heavy metals contaminants from animal feed to animal products. Journal of Agricultural Science and Technology A2: 149-154.

Mata R.I., Barbero D.H., Gonzalez D.A., Rial P.E., Roncoroni L. y Trevotich T.D. 2013. Desarrollo de Sistema de Información Territorial, provincia de Santa Cruz. Informe Final (Marzo), Consejo Federal de Inversiones (CFI), Expte. No.12756-00-01: 86p.

Maybeck M. 1982. Carbon nitrogen and phosphorus transport by world rivers. American Journal of Science 282: 401-450.

McCarthy K.J. 1986. Nitrogenous fertilizers in the European Communities. Commission of The European Communities, Directorate GeneralFor Agriculture, Working Doc. 112p.

McCutcheon S.C., Martin J.L. & Barnwell T.O.Jr. 1993. Water quality. Ch.11. In: Handbook of hydrology. Maidment D.R. (Ed.), McGraw-Hill, USA.

McFadden J. T., Cooper, E. L. and J. K. Anderson. 1965. Some effects of environment on egg production in brown trout Salmo trutta. Trans. Am. Fish. Soc. 10 (1): 88-95.

McKee J.E. and Wolf H.W. 1963. Water quality criteria. 2nd Ed., Publication 3-A, California State Water Resources Control Board, USA. 583p.

Menge BA, Olson OM. 1990. Role of scale and environmental factors in regulating community structure. Trends in Ecology and Evolution, 5: 52-57.

Merritt K. and Brown S.A. 1995. Release of hexavalent chromium from corrosion of stainles steel and cobalt-chromium alloys. J. Biomed. Mater. Res., 29: 627–633.

Metcalfe-Smith J.L., Holtze K.E., Sirota G.R., Reid J.J. and De Solla S.R. 2003. Toxicity of aqueous and sediment-associated fluoride to freshwater organisms. Environmental Toxicology and Chemistry 22(1): 161-166.

Miller R.L., Bradford W.L. and Peters N.E. 1988. Specific conductance: Theoretical considerations and application to analytical quality control. USGS Water-Supply Paper 2311, USA. 23p.

Mills K.E. and Stevenson N.J. (1999). Riparian vegetation. Chap.12: p.133-142. In: Aquatic Habitat Assessment, Common Methods. Bain M.B. & Stevenson N.J. (Eds.). American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, USA. 371p.

Miserendino L., Bava J. y López Bernal P. 2017. Índice de valoración de hábitat para ríos de montaña. Guía de campo. CIEFAP. 16p.

Monserrat M.C., Diaz Boris G., Bonfili O. y Almonacid L. 2016. Banco de datos hidrometeorológicos de Santa Cruz. 3er. Encuentro de Formadores en Recursos Hídricos IFRH2016. 6 y 7 de Octubre, Ezeiza, provincia de Buenos Aires. Organizado por Instituto Nacional del Agua. Submission 65.

Mora M.L., Durán P., Acuña A.J., Cartes P., Demanet R. and Gianfreda L. 2015. Improving Selenium status in plant nutrition and quality. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 15(2): 486-503.

Morgan T.P., Guadagnolo C.M., Grosell M. and Wood C.M. 2005. Effects of water hardness on the physiological responses to chronic waterborne silver exposure in early life stages of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquatic toxicology 74: 330-350.

Morris WC. 2017. Coliform bacteria – An indicator of water quality. Doc. SP392-B 6/07 07-0293. Inst. of Agriculture, Univ. of Tennessee, 2p. En: https://extension.tennessee.edu/publications/Documents/Forms/AllItems.

Moscatelli G., Muro E.E., Gorgas J.A. y Vargas Gil J.R. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina, Tomos I y II. Proyecto PNUD ARG. 85/019. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca.

Mostofa K.M.G., Cong-qiang L., Mottaleb M.A., Wan G., Ogawa H., Vione D., Yoshioka T. and Wu F. 2013. Dissolved organic matter in natural waters. Chap.2: 138p. In: Photobiogeochemistry of Organic Matter, Mostofa K.M.G. (Ed.), Springer – Verlag, Berlin.

Moyle, P. B. 1976. Inland fishes of California. University of California Press. Berkeley: 546 pp.
Mylavarapu R. 2011. Impact of phosphorus on water quality. University of Florida IFAS Extension SL275, Soil and Water Science Dept. 4pp.

Naiman RJ, Bilby RE. 1998. River Ecology and Management in the Pacific Coastal Ecoregion. En River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion. Naiman, R. J. & R. E. Bilby ed. 705 pp.

Nasreen M., Sarker A., Malek M.A., Ansaruzzaman M. and Rahman M. 2015. Prevalence and resistance pattern of Pseudomonas aeruginosa isolated from surface water. Advances in microbiology, 5: 74-81.

Navoni J. y Olmos V. 2013. Arsénico: Contaminante natural en agua de consumo humano. Revista Encrucijadas 56 (agosto), UBA: 40-45.

Neal C., Wilkinson J., Neal M., Harrow M., Wickham H., Hill L. and Morfitt C. 1997. The hydrochemistry of the headwaters of the river Severn, Plynlimon. Hydrology and Earth System Sciences 1(3): 583-617.

Nicolli H.B. y Merino M.H. 1993. Caracterización geoquímica de las aguas de la cuenca de los ríos Turbio y Gallegos, provincia de Santa Cruz. Informe Final Consejo Federal de Inversiones (CFI). 81p.

NIH. 2016. Datos sobre el Zinc. National Institutes of Health, Office of Dietary Supplements, US Dept. Health & Human Services: 4p. En: https://ods.od.nih.gov/

Niklitschek E.; Aedo E. 2002. Estudio Del Ciclo Reproductivo de las Principales Especies Objetivo de la Pesca Deportiva en la XI Región. Universidad Austral de Chile. Centro Universitario de la Trapananda.

NSW Government. 2017. Lead affected cattle. Animal Biosecurity and Welfare, NSW Dept. of Primary Industries, PrimeFact. En: www.dpi.nsw.gov.au, 4pp.

Nullo F., Blasco G., Risso C., Combina A., y Otamendi J., 2006. Hoja Geológica 5172-I y 5175-II El Calafate, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, ServicioGeológico Minero Argentino. Boletín 396, 86p. Buenos Aires.

Nullo F.E., Proserpio C. A. y Ramos V.A. 1978. Estratigrafía y Tectónica de la vertiente este del Hielo Continental Patagónico, Argentina – Chile. Actas 73° Congreso Geológico Argentino. 455–470.

OECD. 2007. Proposed system of surface water quality standards for Moldova. Technical Report. EAP Task Force. 49p.+annexes.

Oliva G., García G., Ferrante D., Massara V., Rimoldi P., Diaz Boris G., Paredes P., Gaitán J. 2017. Estado de los recursos naturales renovables en la Patagonia Sur Extraandina. Centro Regional Patagonia Sur INTA. Ministerio de Agroindustria. 66p.

Oliveira-Filho E.C., Caixeta N.R., Simplício N.C.S., Sousa S.R., Aragão T.P. and Muniz D.H.F. 2014. Implications of water hardness in ecotoxicological assessments for water quality regulatory purposes: a case study with the aquatic snail Biomphalaria glabrata (Say, 1818). Braz. J. Biol., 2014, vol.74 (1): p175-180.

Pankhurst R.J., Riley T.R., Fanning C. M. and Kelley S.P., 2000. Episodic silicic volcanism in Patagonia and the Antartic Peninsula: Chronology of magmatism associated with the break-up of Gondwana. Journal of Petrology 41:605-625.

Panno S.V., Hackley K.C., Hwang H.H., Greenberg S., Krapac I.G., Landsberger S. and O'Kelly D.J. 2002. Source Identification of Sodium and Chloride Contamination in Natural Waters: Preliminary Results. P roceedings, 12th Annual Illinois Groundwater Consortium Symposium, Illinois Groundwater Consortium. 26.

Panyala N.R., Peña-Méndez E.M. and Havel J. 2008. Silver o silver nanoparticles: a hazardous threat to the environment and human health? Journal of Applied Biomedicine 6: 117-129.

Panza J.L. 2002. La cubierta detrítica del Cenozoico Superior. En: Haller M.J. (Ed.), Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del 15° Congreso Geológico Argentino, I-17: 259-284.

Panza J.L., L.E. Sacomani, C. Parisi, H. Pezzuchi y G. Pichersky. 2015. Hojas Geológicas 5169-III y 5169-IV Río Gallegos y Cabo Buen Tiempo, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín Nº413. Buenos Aires: 186p.

Paruelo J. M., Beltran A., Jobbágy E., Sala O. E. and Golluscio, R. A. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and control son biotic processes. Ecologia Austral: 8: 85-101.

Pascual, M., Bentzen, P., Riva Rossi, C., Mackey, G., Kinnison, M. T. and R. Walker. 2001. A First Documented Case of Anadromy in a Population of Introduced Rainbow Trout in Patagonia, Argentina. Trans. of Am. Fish. Soc. 130: 53-67.

Pereyra F.X., Fauqué L. y González Díaz E.F. 2002. Geomorfología. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino.

Piper A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analysis. EOS Trans. Am. Geophys. Union 3: 914-923p.

Prohaska F. 1976. The climate of Argentina, Paraguay and Uruguay: p.57-69. In: Schwerdtfeger E. (Ed.). Climate of Central and South America. Worl Survey of Climatology. Elsevier, Amsterdam.

PubChem. 2019. Barium. US National Library of Medicine, National Center for Biotechnology Information. https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/element/Barium.

Puijenbroek van P.J.T.M., Beusen A.H.W. and Bowman A.F. 2019. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the shared socio – economic pathways. Journal of Environmental Management 231: 446-456.

Quintana F.A., Maidana N.I., Motta L. and Massaferro J. 2018. Multiproxy response to climate- and human-driven changes in a remote lake of southern Patagonia (Laguna Las Vizcachas, Argentina) during the last 1.6 kyr. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 70(1), 173-186. https://dx.doi.org/10.18268/bsgm2018v70n1a10

Rabassa J. 1999. El Cuaternario de la Cordillera Patagónica y Tierra del Fuego. En: Caminos R. (Ed.), Geología Argentina, Instituto de Geología y Recursos Minerales, Anales 29 (23): 710-714.

Radtke D.B., Davis J.V. & Wilde F.D. 2005. Specific electrical conductance (ver. 1.2). Chap. A6., sec. 6.3 (August). In: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 9. Accesado el 09/01/2018 en: http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/.

Rafati Rahimzadeh M., Rafati Rahimzadeh M., Kazemi S. and Moghadamnia A. 2017. Cadmium toxicity and treatment: An update. Caspian J Intern Med. 8(3):135-145. DOI: 10.22088/cjim.8.3.135.

Raleigh, R. F., L. W. Zuckerman and P. C. Nelson. 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout. U. S. Fish and Wildlife Service publications. Biological Report 82 (10.124). 65 pp.

Ramos V.A. 1999. Las provincias geológicas del territorio argentino. Instituto de Geología y Recursos Minerales. Anales 29(3): 41-96.

Rantz S.E. 1982. Measurement and computation of streamflow: Volume I. Measurement of stage and discharge. USGS Geological Survey Water Supply Paper 2175, USA. 313p.

Reeves GH, Bisson PA, Dambacher JM. 1998. Fish Communities. En River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion. Naiman, R. J. & R. E. Bilby ed. 705 pp.

Rice E.W., Baird R.B. & Eaton, A. D. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (AWWA), Water Environment Federation. 23th Edition. Washington, DC. Pat 1000:541p.

Ricker, W. E. 1975. Computations and interpretation of biological statistics of fish populations. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 191, Ottawa, Ontario. 382 pp.

Ríos-Tobón S., Agudelo-Cadavid R.M., Gutiérrez-Builes LA. 2017. Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. Rev. Fac. Nac. Salud Pública 35(2): 236-247. DOI: 10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08.

Riva Rossi, C.; Pascual, M.; Aedo Marchant, E.; Basso, N.; Ciancio, J.; Mezga, B.; Fernández, D. Y B. Ernst-Elizalde. 2012. The invasion of Patagonia by Chinook salmon (Oncorhynchus tshawytscha): inferences from mitochondrial DNA patterns. Genetica (2012) 140: 439. doi:10.1007/s10709-012-9692-3.

Robbins C.W., Meyer W.S., Prathapar S.A. and White R.J.G. 1991. Understanding salt and sodium in soils, irrigation water and shallow groundwaters. CSIRO Australia, Water Resources Series No.4. 32p.

Rosenzweig ML. 1994. Species diversity in space and time. Cambridge Univ. Press, New York, New York, U. S. A.

Rosgen D.L. 1994. A classification of natural rivers. Catena 22: 169-199.

Rosseland B.O., Eldhuset T.D. and Staurnes M. 1990. Environmental effects of aluminium. Environmental Geochemistry and Health 12(1-2): 17-27.

Rounds SA. 2006. Alkalinity and acid neutralizing capacity. Chap. A6., sec. 6.6 (July). In: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 9. Accesado el 09/01/2018 en: http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/.

RSA – CONICET. 2018. Arsénico en agua. Grupo Ad-Hoc Arsénico en Agua, Red de Seguridad Alimentaria del CONICET. ISSN 2618-2785, Informe Final. 175p.

Rubio C., González Weller D., Martín-Izquierdo R.E., Revert C., Rodríguez I. y Hardisson A. 2007. El Zinc: Oligoelemento esencial. Rev. Nutrición Hospitalaria 22(1): 101-107.

Rudd J.W.M. 1995. Sources of methyl mercury tod freshwater ecosystems: A review. Water Air and Soil Pollution 80: 697-713. DOI: 10.1007/BF01189722.

Ruiz V y M Marchant. 2004. Ictiofauna de aguas continentales chilenas. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Departamento de Zoología.

Sacomani L.E., J.L. Panza, H. Pezzuchi, C. Parisi y G. Pichersky. 2012. Hojas Geológicas 5169-I y 5169-II, Puerto Coig y Puerto Santa Cruz, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales. Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín 392, Buenos Aires: 133p.

Sadeghzadeh B. 2013. A review of zinc nutrition and plant breeding. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 13(4): 905-927.

Samal L. and Mishra C. 2011. Significance of Nickel in livestock health and production. IJAVMS 5(3): 349-361.

Sánchez Sánchez J.A., Álvarez Legorreta T., Pacheco Ávila J.G., González Herrera R.A. y Carrillo Bribiezca L. 2015. Caracterización hidrogeoquímica de las aguas subterráneas del sur del Estado de Quintana Roo, México. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas v.32(1): 62-76.
Sanders L.L. 1998. A manual of field hydrogeology. Ed. Prentice – Hall, USA. 381p.

Schuettpelz D.H. 1969. Fecal and otal Coliform tests in water quality evaluation. Research Report No.42, Dept. Natural Resources, Madison, USA. 36p.

SEGEMAR. 2003. Mapa geológico de la provincia de Santa Cruz. Secretaría de Industria, Comercio y Minería, Subsecretaría de Minería, Servicio Geológico Minero Argentino. Instituto de Geología y Recursos Minerales. E: 1:750.000.

SEGEMAR. 2006. Estudio de impacto ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales – SEGEMAR e YCRT. 263p.

Sharma S., Khan F., Pandey M. and Pandey P.K. 2017. Nickel contamination of the environment. Research Journal of Chemical Sciences 7(10): 21-25.

Shazad B., Tanveer M., Rehman A., Cheema S.A., Fahad S., Rehman S. and Sharma A. 2018. Nickel: Whether toxic or essential for plants and environment – A review. Plant Physiology and Biochemistry 132: 641-651.

Shlosser IJ. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. Páginas 12-74 en W. J. Mathews and D. C. Heins (eds.) Community and evolutionary ecology in north American stream fishes. Univ. of Oklahoma Press. Norman, Oklahoma, U.S.A.

Shock C.C. and Pratt K. 2003. Phosphorus effects on surface water quality and phosphorus TMDL development. Western Nutrient Management Conference vol.5, Salt Lake City, USA: 211-220.

Shupack S. I. 1991. The chemistry of chromium and some resulting analytical problems. Environ. Health Perspect., 92: 7–11.

Solanez M. and Villarreal F.G. 1999. The Dublin principles for water as reflected in a comparative assessment of institutional and legal arrangements for integrated water resources management. In: Background Papers No.3, Global Water Partnership, TAC. Sweden. 48p.

Sousa WP. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology and Systematics, 15: 353-391.

Spalletti L.A., Matheos S.D., Sánchez E. y Oyarzábal F. 2005. Análisis diagenético de la Formación Springhill (Santa Cruz, Argentina). VI Congreso de Exploración y Desarrollo de Hidrocarburos. Mar del Plata, Buenos Aires 15-17 Noviembre. Actas.

Srinivasan P.T., Viraraghavan T. and Subramanian K.S. 1999. Aluminium in drinking water: An overview. Water SA 25(1): 47-56. ISSN 0378-4738

SSRH. 2019. Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI). Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación – COHIFE. En: http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/. Accesada por última vez 2019-05-30.

Steel, R. G. D. & J. H. Torrie. 1998. Bioestadística. Principios y Procedimientos. Mc Graw Hill/Interamericana de México. México D. F.: 622 pp.

Stumm W. and Morgan JJ. 1995. Acuatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. Ed. Wiley, ISBN: 978-0-471-51185-4. 1040p.

Suárez D., Ormaechea S., Peri P.L. y Utrilla V. 2010. Caracterización objetiva de la condición en mallines de Santa Cruz. Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz. 21p.

Suárez D.L. 1981. Relation between pH and sodio adsorptium ratio (SAR) and an alternative method of estimating SAR of soil or drainage waters. Soil Sci. Soc. Am. J. vol.45(3): 469-475.
SUBDERE–CEPAL. 2013. Guía análisis y zonificación de cuencas hidrográficas para el ordenamiento territorial. Pub. Técn. Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (Chile) y División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos (CEPAL). 142p.

Subyani A.M. and Al-Ahmadi M.E. 2009. Multivariate statistical analysis of groundwater quality in Wadi Ranyah, Saudi Arabia. Journal of King Abdulaziz University Earth Sciences, 21(2): 29-46.

Sullivan A.B., Snyder D.M. & Rounds S.A. 2010. Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon. Chemical Geology 269: p.12-21.

Sullivan D.J. 2000. Nutrients and suspended solids in surface waters of the Upper Illinois River Basin in Illinois, Indiana and Wisconsin, 1978 – 1997. Water Resources Investigations Report 99-4275, USGS.62p.

Svobodoba Z., Lloyd R., Machova J. and Vykusova B. 1993. Water quality and fish health. EIFAC Technical Paper 54, FAO Rome. 71p.

The British Columbia Ground Water Association. 2007. Total, fecal and *E. Coli* bacteria in groundwater. Water Stewardship Information Series (February): 2pp.

Thirumalini S. and Kurian J. 2008. Correlation between electrical conductivity and total dissolved solids in natural waters. Malaysian Journal of Science 28 (1): 55-61.

Ullah A., Durrani R., Ali G. and Ahmed S. 2012. Prevalence of antimicrobial resistant Pseudomonas aeruginosa in fresh water spring contaminated with domestic sewage. Journal of Biological and Food Science Research, 1: 19-22.

UNEP/WHO. 1996. Field work and sampling. Bartram J., Mäkelä A. and Mälkki E. Chap.5. En: Water quality monitoring – A practical guide to the design and implementation of freswater quality studies and monitoring programmes. Bartram J. and Balance R. (Ed.). 21pp.

Université d'Avignon. 2014. Diagrammes. En: http://www.lha.univ-avignon.fr/

USDA. 1969. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agr. Handbook No.60, US Salinity Lab. Staff. Richards LA Ed. 172pp.

USDI. 2001. Water measurement manual. A water resources technical publication. US Dept. of Interior & US Dept. of Agriculture, USA. 317pp.

USEPA. 1976. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA-440/9-76-023. 501 pp.

USEPA. 2014. Inorganic analytes. Chap.3: 28p. In: Hazardous waste test methods. En: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/chap3_1.pdf. SW-846 Rev.5.

USGS. 2005. Bottom material samples. Chap.A8 (v1.1), National Field Manual for the Collection of Water Quality Data. Book 9, Handbooks for Water Resources Investigations. Virginia, USA. 60p.

USGS. 2006. National field manual for the collection of water – quality data. Chap.A4: Collection of water samples (v2.0). Techniques of water Resources Investigations Book 9, Virginia, USA. 231p.

USGS. 2010. Discharge measurements at gaging stations. Chap.8, Book 3, Section A. Turnipseed P. and Sauer V.B., Virginia, USA. 106p.

USGS. 2018a. Lakes and reservoirs: Guidelines for study, design and sampling. Book 9, Chap.A10 (vers.1.0). 57p.

UTN. 2011. Informe de Impacto Ambiental Yacimientos Carboniferos Rio Turbio.

UTN. 2015. Línea de Base Ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio (CTRT). Cap.5, Addenda EIA de Operación de la CTRT. 278 pp.

Van der Aa N.G.F.M. 2003. Classification of mineral water types and comparison with drinking water standards. Environmental Geology 44: 554-563 pp.

Van Sprang P. and Delbeke K. 2014. Acute & chronic ecotoxicity of soluble copper species in view of hazard classification of copper and copper compounds. European Copper Institute. 44p.
Varela A.N. 2011. Sedimentología y modelos deposicionales de la Formación Mata Amarilla, cretácico de la Cuenca Austral, Argentina. 1ª. Ed., Universidad Nacional de La Plata. E-Book. ISBN 978-950-34-0762-2. 384 pp.

Verdegem M.C.J. 2013. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. Reviews in Aquaculture 5: 158-171.

Verma A., Xiupeng W. and Kusiak A. 2012. Predicting the total suspended solids y wastewater: a data-mining approach. Engineering Applications of Artificial Intelligence, ELSEVIER No.26(4): p.1366-1372.

Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries on growth laws. II). Human Biology 10: 181-213.

Weber Scanell P. and Duffy L.K. 2007. Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: A review of literature and recommendation for salmonid species. American Journal of Environmental Sciences 3(1): p1-6.

Weiner ER. 2008. Applications of Environmental Aquatic Chemistry, a practical guide. CRC Press, Second Ed. USA. ISBN WHO2003_Sodium in drinking water 978-0-8493-9066-1. 436p.
Welcomme RL.1992. Pesca Fluvial. FAO Documento Técnico de Pesca 262. 303 pp.

Wergrzyn, D. y S. Ortubay. 1991. Nuestros Salmónidos. Publicación de la Dirección de Pesca de la Provincia de Río Negro. 120 pp.

Whittaker M. 1962. Classification of natural communities. Botanical Review, 28: 1-239.

WHO. 1993a. Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods. Organization for Economic Co-opertation And Development (OECD). 291 pp.

WHO. 1993b. Sodium in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking water-quality. WHO/SDE/WSH/03.04/15. 11 pp.

WHO. 1996a. Total dissolved solids in drinking–water: background document for development of WHO guidelines for drinking–water quality. Health Criteria and Other Supporting Information 2nd. Edition, Vol.2: 8 pp.

WHO. 1996b. Zinc in drinking water. WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/03.04/17. 10 pp.

WHO. 2000. Nickel. Chap.6.10, 15p. En: Air Quality Guidelines for Europe, 2nd. Ed. 288 pp.

WHO. 2003. Aluminium in drinking water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/53. 14 pp.

WHO. 2003. Chromium in drinking water. WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/03.04/04. 13 pp.

WHO. 2003. Silver in drinking water. Guidelines for Drinking-water Quality 2nd Ed., Vol.2, WHO/SDE/WSH/03.04/14. 9 pp.

WHO. 2004. Copper in drinking water. WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/03.04/88. 31 pp.

WHO. 2004. Fluoride in drinking water. WHO Guidelines for drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/03.04/96. 17 pp.

WHO. 2005. Nickel in drinking water. WHO *Guidelines for Drinking-water Quality* WHO/SDE/WSH/05.08/55, 30 pp.

WHO. 2005. Petroleum products in drinking water. WHO Guidelines for drinking-water quality. WHOSDE/WSH/05.08/123, 20 pp.

WHO. 2006. Fluoride in drinking water. Water Quality: Guidelines, Standards and Health, WHO Drinking-water Quality Series. 141 pp.

WHO. 2008. Guidelines for drinking water quality. World Health Organization. Vol.I. Recommendations. 668 pp.

WHO. 2011. Selenium in drinking water. WHO Guidelines for Drinking Water Quality WHO/HSE/WSH/10.01/14. 22 pp.

WHO. 2011a. Arsenic in drinking-water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/75/Rev/1. 24 pp.

WHO. 2011b. Cadmium in drinking-water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/10/Rev/1. 16 pp.

WHO. 2011c. Hardness in drinking-water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/HSE/WSH/10.01/10/Rev/1. 19 pp.

Wilcox L.V. 1955. Classification and use of irrigation waters. USDA Circular No.969, Washington. 21 pp.

Wootton, R. J. 1990. Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall. London. 404 pp.

World Bank. 1981. Copper Handbook. 57p. En: http://documents.worldbank.org/curated/en/543761492970653971/pdf/multi-page.pdf

WQA. 2005. Selenium. Technical Application Bulletin, Water Quality Association, USA. 5 pp.

WQA. 2014. Barium Fact Sheet. Water Quality Association, USA. 4p. En: https://www.wqa.org/Portals/0/Technical/Technical%20Fact%20Sheets/2014_Barium.pdf

Wurts WA. 1993. Understanding water hardness. World Aquaculture, 24: 18 pp.

Xue Y., Song J., Zhang Y, Kong F., Wen M. and Zhang G. 2016. Nitrate pollution and preliminary source identification of surface water in a semi-arid river basin, using isotopic and hydrochemical approaches. Water 8(328): 1-12.

Yingrong W., Schoups G. and Van de Giesen N. 2017. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. Nature Scientific Reports 7:43289, DOI: 10.1038/srep43289. 9 pp.

Yusuf M., Fariduddin Q., Hayat S. and Ahmad A. 2011. Nickel: An overview of uptake, essentiality and toxicity in plants. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 86: 1-17.

Zhang R., Wilson V.L., Hou A. and Meng G. 2015. Source of Lead pollution, its influence on public health and the countermeasures. Int. Journal of Health and Animal Science Food Safety 2(1): 18-31.

Zilli N., Pedrazzini M. y Peroni G. 2002. La Cuenca Austral. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. El Calafate. III-3: 607-662.