PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

GENERACIÓN DE INFORMACIÓN BIOLÓGICA E HIDRO AMBIENTAL PARA LA PLANIFICACIÓN INTEGRAL DEL USO Y CONSERVACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS CHICO Y CHALIA

INFORME FINAL

TOMO I – Introducción y Metodologías

Almonacid L., Diaz Boris G., Clarke R., Vettese E., Casalinuovo M.A., Acuña A., Devetac L., Zapata M.I., Castro F., Bertoni O., Quiroga J.

JULIO, 2022

FUNDACION UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (F.U.N.P.A)
Unidad de Vinculación Tecnológica

AUTORIDADES CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

Secretario General
Lic. Ignacio Lamothe

AUTORIDADES PROVINCIALES PROVINCIA DE SANTA CRUZ

Sra. Gobernadora
Dra. Alicia Margarita Kirchner

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. R.N.R. Mariano Bertinat

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

Responsable de la Unidad de Vinculación Tecnológica – Fundación Universidad Nacional de la Patagonia Austral
Ing. Aníbal Billoni
Rodolfo Pallero

Coordinador del Proyecto

Ing. R.N.R. Leandro Almonacid

Coordinadora de la Contraparte CFI

Ing. Agr. Mónica Yanina Barragué

PROYECTO

"GENERACIÓN DE INFORMACIÓN BIOLÓGICA E HIDRO AMBIENTAL PARA LA PLANIFICACIÓN INTEGRAL DEL USO Y CONSERVACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA REGIÓN DE LOS RÍOS CHICO Y CHALIA"

INFORME FINAL
TOMO I
Introducción y Metodologías

FUNDACION UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (F.U.N.PA)

Unidad de Vinculación Tecnológica

Coordinador General
Ing. R.N.R. Leandro Almonacid

Responsables Sectoriales:
Mg. Sci. Ing. For. Boris Gastón Diaz
Lic. Biól. Miguel Casalinuovo
Dr. Adrián Acuña

Responsables Territoriales:
Ing. R.N.R. Leandro Almonacid
Mg. Lic. Biól. Rodrigo Clarke
Estudiante Avanzado I.R.N.R. Lautaro Ian Devetac
Geol. Inés Zapata
Téc. Fernando Castro
Dr. Evangelina Vettese
Dr. Ernesto Haggi
Bioq. Ornella Bertoni
Ing. Qco. Jonathan Quiroga

Miguel Ángel Casalinuovo †

Miguel fue un personaje fantástico, lleno de atributos difíciles de encontrar juntos en un solo individuo. Fiel amigo, gran compañero de trabajo, apasionado de la naturaleza y buen conocedor de todo lo concerniente a su profesión: la biología y los peces en particular; meticuloso, estudioso de ellos en cada rincón del país en los que trabajó, pero muy especialmente en la Patagonia Austral; gran conciliador cuando se trataba de acercar posiciones encontradas; con una gran honestidad y humildad intelectual, lo que lo convertía en un genial orador al momento de explicar cosas complejas a los públicos más diversos, todo lo cual le permitió cosechar gran cantidad de amistades en el mundo de la pesca, el agua y la biología de Patagonia. Trabajador incansable, de esos tipos difíciles de seguirle el tranco y para los que el día siempre quedaba corto, siempre desbordando de ideas para un siguiente proyecto y siempre, siempre, bregando por hacer las cosas como se deben hacer: bien. Batalló contra las pruebas que el destino le puso enfrente con exactamente la misma filosofía con la cual vivió, y así, aunque al final éstas le ganaron, hasta el último aliento siempre tuvo una actitud positiva, con ganas de hacer más, sugiriendo ideas para hacer nuevos proyectos ni bien todo mejorara. 56 años fueron muy poco tiempo para disfrutar de un personaje tan fantástico, al que sin duda extrañaremos cada minuto en el campo, quienes tuvimos la suerte de compartir mucho allí, con él.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS 11
RESUMEN 14
INTRODUCCION 19
La región de interés 20
Pesca y pesquerías 23
Pesquerías de salmónidos en la región de interés 29
ANTECEDENTES 33
Estudios recientes del agua de superficie y recursos pesqueros en Santa Cruz 33
Estudios relacionados en la región de los ríos Chico y Chalía 34
Síntesis del hidroclima regional 35
Suelos 46
Ictiofauna 53
Los ambientes naturales 57
Paisajes 61
Geomorfología 62
Litología 66
Hidrogeología 69
Hidrología de superficie 74
FINALIDAD Y OBJETIVOS 83
MARCO TEÓRICO 84
Aptitud para el consumo animal (ACA) 84
Calidad ambiental del agua (CAA) 85
Calidad para el consumo humano (ACH) 86
Calidad para la irrigación (AIR) 87
pH 87
Conductividad eléctrica y salinidad 89
Sólidos suspendidos y sólidos en disolución 91
Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$ 92
Oxígeno disuelto 93
Sodicidad en agua y RAS 94
Materia orgánica y demanda de oxígeno 95
Flúor 97
Nitrógeno 98
Fósforo 100
Microbiología 100
Hidrocarburos 102
Metales pesados 103
Ictiofauna 112
METODOLOGIA 122
Estudios en aguas de superficie 122
Representatividad de la estacionalidad de los muestreos de aguas 122
Muestreos de peces 125
Hidrometría 135
Determinaciones físicas y químicas de agua in situ 136
Toma de muestras y análisis en laboratorio 137
Sistema de Información Geográfico (SIG) 145

BIBLIOGRAFIA..... 146

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación de la zona de trabajo propuesta para el presente estudio, en el centro de la provincia de Santa Cruz. 21
Figura 2. Ubicación geográfica de la región de interés. 22
Figura 3. Isohietas medias anuales para la región de interés. 37
Figura 4. Distribución estacional de lluvias promedio, en el período normal 1995 – 2014. 38
Figura 5. Boxplots de la precipitación media mensual en el período de referencia (normal) 1995-2014, en estaciones extremas representativas de la distribución espacial de la RH14. 39
Figura 6. Análisis comparativo de la producción de lluvias en diferentes RHs de la provincia de Santa Cruz y regiones vecinas con recursos hídricos compartidos. 41
Figura 7. Isotermas medias anuales para la región de interés (RH14), para el período de referencia (normal) 1995 – 2014. 42
Figura 8. Boxplots de la temperatura media mensual en el período de referencia (normal) 1995-2014, en estaciones extremas representativas de la distribución espacial de la RH14. 44
Figura 9. Distribución espacial del balance hídrico modelizado a escala completa en la RH14. 45
Figura 10. Suelos predominantes en la Región Hidrográfica del Río Chico (RH14). 47
Figura 11. Niveles de desertificación en la provincia de Santa Cruz. 51
Figura 12. Erosión hídrica actual modelizada (teórica) para la RH14 a partir del modelo USLE. 52
Figura 13. Lago Cardiel. 53
Figura 14. Embarcaciones utilizadas para la pesca comercial con redes agalleras en el lago Cardiel. 54
Figura 15. Inicios de la pesca en el Lago Cardiel, cerca de la Bahía de los Pescadores, 1951. 56
Figura 16. Lago Strobel. 57
Figura 17. Distribución de áreas ecológicas y receptividad forrajera en la RH14 de los ríos Chico y Chalia. 58
Figura 18. Distribución dominios fisionómicos en la RH14 de los ríos Chico y Chalia. 59
Figura 19. Unidades de paisaje predominantes en la Región Hidrográficas del río Chico Central 61
Figura 20. Geoformas predominantes en la Región Hidrográficas del río Chico Central (RH14).. 63
Figura 21. Principales formaciones geológicas de la región de los ríos Chico y Chalía. 67

Figura 22. Hidrogeología regional. 70
Figura 23. Hidrografía regional y subdivisión hidrográfica. 75
Figura 24. Distribución mensual de la producción de caudales promedio en el río Chico (Norte) determinados en la sección SNIH 2837, en la serie temporal disponible 2015-2022.. 79
Figura 25. Distribución estacional de caudales en el río Chico (Norte) medidos en la sección SNIH 2837. 79
Figura 26. Distribución anual de los caudales mensuales promedio del rio Chalia. 81
Figura 27. Distribución estacional de caudales promedio del rio Chalia y una aproximación a su dispersión (desvío estándar) para el período 2010 – 2022.. 82
Figura 28. Distribución de formas de vida según rangos de pH en medios acuáticos. 89
Figura 29. Rangos de concentración de oxígeno disuelto y su impacto en poblaciones de peces. 94
Figura 30. Clasificaciones de aguas según la potencialidad de uso en irrigación a partir de su conductividad eléctrica y la RA ..... S.. 96
Figura 31. Puyen chico adulto (superior) y juvenil “cristalino” (inferior). 113
Figura 32. Puyen grande adulto.. 115
Figura 33. Perca adulta (superior) y juvenil (inferior).. 116
Figura 34. Ejemplar de lamprea en estado larval (macroftalmia) y ejemplar de lamprea en estado adulto. 117
Figura 35. Trucha marrón. 117
Figura 36. Trucha marrón anádroma capturada en el Río Grande de Tierra del Fuego. 118
Figura 37. Trucha arco iris adulta y juvenil. 119
Figura 38. Trucha arco iris anádroma. 120
Figura 39. Trucha de arroyo. 121
Figura 40. Área de trabajo y ubicación general de los sitios de muestreo de aguas en la región bajo estudio, durante campañas de muestreo de invierno-primavera (de 2021) y verano tardío (de 2022).. 123
Figura 41. Comportamiento diario de los caudales en la sección SNIH 2837 y distribución de máximos y mínimos absolutos (barras) registrados entre el 1° de octubre (día 1 de la serie) y el 15 de noviembre (día 45), promedio entre 2015 – 2020 y situación específica del 2021.. 126
Figura 42. Captura de peces con equipos de pesca eléctrica. Río Cardiel, septiembre de 2021. 130
Figura 43. Fotografía de escamas de peces adultos bajo lupa con un aumento de 4X.. 134

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Producción media anual de lluvias en RH14, durante el período de referencia normal 1995–2014. 36
Tabla 2. Estadísticos de la precipitación anual media en el período de referencia 1995-2014, en la región centro de Santa Cruz.. 40
Tabla 3. Tendencias (crecientes/positivas o decrecientes/negativas) en la dinámica de lluvias anuales y estacionales entre 1995 - 2021. 42
Tabla 4. Características térmicas de las principales estaciones meteorológicas de la región de estudio para el periodo 1995 – 2014.....43
Tabla 5. Balance hídrico modelizado a escala de RH14 completa, a partir de registros de precipitación para el período normal propuesto por Almonacid y otros (2021) y evapotranspiración de referencia (ETo) extraido de modelos globales para el período 1983 – 2006. 45
Tabla 6. Distribución de la erosión actual modelizada (teórica) y representatividad porcentual, a partir del método USLE (Ecuación universal de la pérdida de suelo).....52
Tabla 7. Distribución areal de las áreas ecológicas de la cuenca de los ríos Chico y Chalia......58
Tabla 8. Distribución areal de las principales unidades de paisaje de la cuenca de los ríos Chico y Chalia.....62
Tabla 9. Zonificación y codificación de unidades hidrográficas en la RH, propuestas por Diaz y otros (2021) para la planificación de los recursos hídricos de superficie.....74
Tabla 10. Rangos de conductividad eléctrica específica (CE_E). según distintos tipos de aguas.....90
Tabla 11. Especies de peces de probable presencia en el área de estudio.. .113
Tabla 12. Ubicación de los sitios de muestreo definitivos en la RH14 ríos Chalía – Chico Central, bajo estudio durante las campañas de muestreo, en 2021 y 2022.....124
Tabla 13. Estaciones de muestreo de ictiofauna en el río Cardiel.. 127
Tabla 14. Estaciones de muestreo de ictiofauna. Enero 2022.....127
Tabla 15. Estaciones de muestreo de ictiofauna. Marzo 2022. 128
Tabla 16. Parámetros seleccionados para la caracterización de aguas de superficie. 138
Tabla 17. Detalle de muestras por sección de interés. 138
Tabla 18. Normas utilizadas para las determinaciones en laboratorio de los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos de interés, en muestras de agua. 139
Tabla 19. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio para los diferentes parámetros fisicoquímicos de interés, en las muestras de agua. 141
Tabla 20. Factores de conversión de unidades de concentración de iones en muestras de agua entre mg/l y meq/l, utilizados para diferentes cálculos. 142

Tabla 21. Clasificación de aguas según su alcalinidad de $CaCO_3$.....142
Tabla 22. Valoración del grado de mineralización de aguas según CE y concentración de STD.....142
Tabla 23. Síntesis de parámetros de conductividad y rangos de evaluación según riesgo para la irrigación.. 143
Tabla 24. Clasificación de aguas según su dureza de $CaCO_3$ expresada en mg/l según rangos propuestos por diversas fuentes. 143

1. AGRADECIMIENTOS

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

El proyecto contó con la administración financiera de la Unidad de Vinculación Tecnológica (UVT) de la Fundación Universidad Nacional de la Patagonia Austral (FUNPA), a través de su Presidente Aníbal Billoni y Rodolfo Pallero (administración). 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, Julián Salimbeni y Mónica Yanina Barragué (CFI), Leonardo Darío Álvarez (Jefe de Gabinete de Ministros de Santa Cruz, Presidente del Observatorio del Agua de Santa Cruz en el período 2020 – 2021), Andrés La Blunda, Darío Maturana y Pablo Linari (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; Carlos Maturana, Camila Petit, Mauro Gómez y Lucrecia Bravo, de la Secretaria de Estado de Pesca y Acuicultura de Santa Cruz; a Julio Lancelotti (CENPAT-CONICET); a Carlos Sanmartino, Micaela García Bustos y Alejandro Vianello, del Laboratorio ACON SCC; Julián Escalada, de Jurassic Lake Lodge y Ángel Rodríguez, de la Estancia y Lodge Lago Strobel. 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 (Jefe de Gabinete de Ministros de Santa Cruz, Presidente del Observatorio del Agua de Santa Cruz en el período 2020 – 2021).

Agradecemos la cordialidad en el trato, recibimiento y autorizaciones de ingreso a los distintos establecimientos agropecuarios de la región, quienes manifestaron gran interés en el proyecto desde el primer momento: Patricia Mc Lean de Ea. El Portezuelo, Julio Fracaso de Ea. Menelik, Adrián Suarez de Ea. Elena y Oschen Aike, Jorge Villalba de Ea. La Verde, Sergio Poklepovik de Ea. La Perseverancia, Mirta Henrik y Mariano Suarez de la Ea. La Tapera, Alejandra Baleta de Ea. La Delfina, Carlos Rivera de Ea. Los Manantiales, Marcelo Martinez de las Ea. Dos Hermanos-La Angelina-La Justita-San Pedro-La Cabaña, Manuel Marcujo de Ea. El Matrero, Marcelo Stuit de Ea. Los Faldeos, Roberto Alba de Ea. Laguna Verde, Rodrigo Suarez de Ea. Rincón de los Toros, Ángel Rodríguez de Ea. y Lodge de pesca Lago Strobel, Marcelo

Lefrancois de Ea. Yapeyu, Rafael Neto y Fabián Gómez de Ea. Sierra Andía, Rafael De Sanzo de Ea. El Delfín, Jorge Knoop de Ea. Julia, Agustín De Urquiza de Ea. El Águila, Luis Imaz de Ea. y Lodge de pesca Rio Capitán, así como Eduardo y Rocío Lada de Ea. La Oriental. A la Administración de Parques Nacionales (APN), particularmente a Catalina Martínez, Intendente del Parque Nacional Perito Moreno, a Juan Teruggi, Natalia Mufato, Silvia Gómez y Sandra Mendoza, todos ellos personal y guardaparques de APN.

Expresamos también, un especial agradecimiento a las siguientes personas, instituciones y empresas por sus desinteresadas contribuciones, en diferentes etapas del proyecto, que han facilitado las tareas de campo. A Liliana Sanmartino y Fernando Manavella, de la Agencia de Extensión Rural Los Antiguos (AER INTA) y coordinación de la Plataforma de Innovación Territorial Golfo San Jorge (PIT–GSJ 2019–2022, INTA); a Mario Borea y Agustín de Urquiza, productores y prestadores de servicios agropecuarios en la región; a Andrea Persoglia Jefa de la Agencia de Extensión Rural de INTA en Gobernador Gregores por la facilitación de las instalaciones, recursos y contactos en el territorio de proyecto y a Roberto Álvarez, Jefe de la Agencia de Extensión Rural de INTA en Puerto San Julián. Un especial reconocimiento y agradecimiento a Hector Guittard, Jefe de Talleres de Flota Pesada de la empresa de Fomento Minero de Santa Cruz (FOMICRUZ), Javier Szewczuk, Jefe del Área Ambiente y Esteban Tejada, presidente de FOMICRUZ, por la adquisición de insumos y bienes de capital, así como el acceso a vehículos y su mantenimiento durante los diferentes muestreos. A Mauricio Gómez Bull, presidente de la Administración General de Vialidad Provincial (AGVP), Eduardo Baldoni, Jefe del Distrito Gobernador Gregores de AGVP y Oscar Cabrera, Jefe de Talleres del Distrito. Finalmente (y no por ello menos importante) a Brigde Elizabeth Fugellie y Javier Ferreira, por su desinteresada colaboración logística en la zona.

En la localidad de Gobernador Gregores resultó fundamental la colaboración logística local de Héctor Ariel Vidal, Intendente, Ivanna luján Pagliari, Directora de Producción y Medioambiente de la Municipalidad, Javier García, Secretario de Producción y Ambiente, a Pablo Ramírez Director de Turismo y Marcos Mamoli Secretario General. A todos ellos un muy especial agradecimiento.

También 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 dinámica y calidad de aguas desde 2015 hasta el presente. 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. RESUMEN

La región de los ríos Chico Norte y Chalía, en el centro de la provincia de Santa Cruz, integran un extenso territorio de paisajes predominantemente áridos y semiáridos, en el cual las actividades agropecuarias como la cría de ganado lanar y vacuno han sido las tradicionales, a partir del pastoreo extensivo en pastizales naturales. Se trata de una producción para la cual el agua resulta fundamental, sea disponible en forma natural (secano) o para su captación y distribución (irrigación). La región posee también un potencial reconocido y, por el momento, escasamente aprovechado en la región en la forma de pesquerías recreacionales de salmónidos, si bien existen unos pocos sitios ya que comienzan a adquirir prestigio internacional.

En un contexto de cambio climático global y potenciación de la variabilidad climática, entre cuyos recursos naturales más impactados se encuentra el agua, actividades socioeconómicas como éstas demandan de un buen conocimiento de base sobre los cuales apoyar medidas de gestión, publicas y privadas, orientadas a garantizar el aprovechamiento más eficiente y sustentable posible del recurso, compatibilizando intereses y asegurando su conservación, en la búsqueda de atenuar efectos negativos y maximizar la adaptación de la sociedad inserta en estos territorios. Atendiendo a estos objetivos, entre 2012 y 2019 los recursos hídricos de superficie comenzaron a ser sistemáticamente estudiados y monitoreados en la provincia, a partir de proyectos de investigación aplicada que han permitido ordenar el conocimiento existente, rellenando zonas de vacío de información para el planteo de una gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y pesqueros continentales a escala de cuenca.

La región de los ríos Chico Norte y Chalía ha sido objeto de diversos estudios para establecer proyectos posibles de desarrollo agropecuarios durante la segunda mitad del siglo XX, evaluando factibilidades y restricciones principalmente para emprendimientos con riego a gran escala, en el tramo medio del río Chico y a lo largo del recorrido del río Chalía, si bien siempre dando por descontada la aptitud del agua para su utilización sin habérsela estudiado a escala regional. En el mejor de los casos, el uso del agua planificado para estos proyectos ha reflejado la tradición, desde la colonización agrícola en Gobernador Gregores o en las prácticas de riego por inundación (aún vigentes en la zona), sin un conocimiento de potencialidades y limitaciones basado en sus atributos. En el caso de las pesquerías, la potencialidad reconocida históricamente en la región solo se

ha limitado a unas pocas iniciativas privadas o recreacionales en sitios acotados, sin estudios de base y solo dependiendo de la iniciativa privada.

En el presente estudio se realiza una caracterización detallada del hidroclima regional, la dinámica superficial de aguas y sus atributos físicos, químicos y microbiológicos, orientados a la caracterización de aptitudes y limitaciones de uso, basado en metodologías previamente implementadas en estudios antecedentes recientes, con similares objetivos, conducidos en otras regiones de la provincia de Santa Cruz. Estas caracterizaciones se apoyaron en el procesamiento de datos levantados en terreno, como parte de campañas propias del proyecto durante momentos de máxima y mínima oferta natural de aguas de superficie (55 sitios en primavera y verano, respectivamente), como así también en la re elaboración, análisis e interpretación de conocimiento recientemente generado en la región, en especial sobre modelización de lluvias, temperatura y caudales a fin de comprender tendencias recientes y su impacto en la región de interés. También se implementaron metodologías aplicadas en diversos estudios durante la última década en Santa Cruz y Tierra del Fuego para describir, en forma exploratoria, a las poblaciones de peces en la región, de forma de generar una base de conocimiento para el planteo del aprovechamiento futuro de su potencial en el marco de un uso planificado. A fin de evaluar las condiciones de sitios con historia de uso pesquero, y estimar la aptitud para el desarrollo de pesquerías recreacionales se visitaron 65 sitios durante tres campañas de relevamiento de ictiofauna entre septiembre de 2021 y marzo 2022. A cada ejemplar capturado, previo a su liberación, se le registró especie, talla, y peso. En algunos casos, se extrajeron escamas para el análisis de estructuras de edades y modelos de crecimiento. Una submuestra fue eutanasiada a fin de determinar el sexo, estadio gonadal, grado de repleción estomacal y presencia de parásitos.

La región se encuentra experimentando, en décadas recientes, un proceso de secamiento progresivo de cuerpos lacustres y lagunares, evidente en la pérdida de superficies y volúmenes de agua así como en la degradación de sus regímenes de alimentación (de permanente a estacionales y luego, efímeros). Los datos disponibles para el seguimiento y caracterización de este fenómeno resultan escasos por el momento si bien permiten, a grandes rasgos, establecer tendencias preliminares. El conocimiento de la oferta de caudales en ríos y arroyos es acotado, contándose con solo 3 hidrómetros y secuencias de registros breves para analizar tendencias. La falta de registros sobre la dinámica de la nieve en la región no permite establecer por el momento su impacto en la producción regional de aguas ni en la productividad primaria neta de pastizales a la salida del invierno. Con el conocimiento disponible al

momento, no resulta aún posible establecer a que tasa está impactando el fenómeno del cambio climático en la oferta de agua y, asociado a ello, cual podría ser el pronóstico para eventuales escenarios futuros, de corto y mediano plazo.

Las aguas de la región presentan en general una **buena aptitud para el consumo animal** en diferentes categorías de ganado doméstico. Se presentan escasas limitantes a partir de unos pocos parámetros como, en general, un pH predominantemente alcalino, una conductividad eléctrica y concentraciones de sólidos totales disueltos relativamente altos en unas pocas situaciones, que sin ser limitantes para la producción, en algunas zonas de abrevado su consumo constante podría provocar una caída en el rendimiento y algún grado de afectación mínimo en la salud de los animales. También se presenta una **buena aptitud general para su utilización en irrigación**, sin limitaciones significativas de salinidad, sodicidad o toxicidad iónica. Sin embargo, excede al presente estudio la determinación de aspectos de calidad de los suelos regionales las cuales, en conjunto con el agua, definen la potencial real de aplicación así como la metodología más apropiada para la aplicación de riegos y del drenaje requerido. Éste se trata de un aspecto a relevar en la región, en la cual el método más extendido tradicionalmente de riego ha sido (y lo continua siendo) la inundación por manto para estimular la producción del pastizal natural en campos dedicados a la ganadería ovina y vacuna, y para el cual podría resultar de interés establecer el grado actual de degradación y/o conservación de tierras productivas.

Entre los cursos para los cuales se ha considerado que tienen un **potencial de uso actual para el consumo humano** de sus aguas (descartándose del análisis a lagos y lagunas, por su escasa vida anual, accesibilidad o calidad en extremo limitante para consumo de personas), la aptitud general resultó buena y con escasas limitaciones las cuales, en el peor de los casos, puede ser superada mediante la implementación de tecnologías para su potabilización. Entre éstas puede mencionarse la carga bacteriana, que representó una situación generalizada en las aguas de la región, y para la cual toda pretensión de consumo humano debería asegurar la implementación de un apropiado mecanismo de potabilización previo

Con la sola excepción de un caso de contaminación de una fuente de agua a partir de vertidos cloacales directos, en toda la región pudo comprobarse **una buena calidad natural en las aguas** libre de situaciones en las que pudieran sospecharse impactos antrópicos de cualquier naturaleza (directa) y solo podrían juzgárselas como propias de estos ambientes. En unas pocas circunstancias, unos pocos parámetros excedieron las referencias

disponibles, tanto provinciales como nacionales de la calidad esperada para cuerpos naturales. Sin embargo, aún se requiere de mayores investigaciones para terminar de establecer los rangos posibles de variación en muchos de éstos dada su fuerte relación con situaciones y factores ambientales que se encuentran en constante cambio en décadas recientes y es de esperarse que, como producto de impactos del cambio climático, continúen sucediendo.

Se pudieron diferenciar tres sistemas pesqueros diferentes. (i) **De importancia pesquera relevante y actual**, incluyendo a los lagos Strobel y Quiroga Grande, los ríos Barrancoso y Capitán. La pesquería es excepcional debido a que presentan tallas trofeo, buena robustez y abundancia. Sin embargo, en los últimos años se reportó disminución en la superficie lacustre y depresión en la calidad pesquera del lago Strobel. Las principales recomendaciones aquí consisten en dar continuidad al estudio del río y sus peces, monitorear continuamente la condición de los peces del lago, implementar un sistema de información pesquero y obtener estimaciones del tamaño poblacional. (ii) **De uso histórico y con problemas en la calidad pesquera actual**, incluyendo al lago Cardiel y su tributario homónimo. Presenta signos de deterioro histórico en cuanto a su calidad pesquera. Algunas de la hipótesis que sostienen esta afirmación son: existencia de sobrepesca por tamaño, deterioro ambiental, deterioro genético del stock, y déficit alimentario. Aquí, se sugiere profundizar los estudios de peces del sistema, darle continuidad a las operaciones comerciales que aportan a la disminución de la biomasa poblacional y, como consecuencia, contribuir en un mejoramiento de la calidad de los peces. (iii) **Sitios con baja presión pesquera y relativo potencial de desarrollo**, incluyendo a los ríos Chico, Belgrano, Lista, Chalía, Cardiel (con sus principales tributarios) y El Moro (con las lagunas encadenadas asociadas). Dado que se trata de zonas recientemente analizadas mediante estudios ambientales exploratorios, y a fin de aprovechar el interés local sobre el recurso, se recomienda realizar análisis complementarios que caractericen a las poblaciones de peces, el agua, y los ambientes acuáticos, así como su potencial uso comercial recreativo.

Finalmente, se realizan una serie de recomendaciones y sugerencias a las autoridades de aplicación con incumbencias en los recursos naturales analizados, orientados específicamente a profundizar estudios futuros en aspectos de interés que contribuyan a la planificación y gestión integral de éstos en la región, tomando a la gran región hidrográfica (cuenca) como unidad de intervención del territorio. (i) **Densificar la red hidrometeorológica existente** en la RH14 mediante la instalación de estaciones meteorológicas, caudalimétricas y de tirante de cuerpos de agua para mejorar el monitoreo

actual de clima, dinámica del agua en superficie, cambio y variabilidad climática en la región, de utilidad para la planificación y toma de decisiones en materia de las producciones actuales más relevantes para la región. (ii) **Diseñar e implementar un plan de monitoreo continuo de calidad de las aguas** que circulan en el entorno próximo de la localidad de Gobernador Gregores, antes, dentro de la red de circulación y luego, orientado a mejorar las decisiones de intervención de uso y manejo necesarios, para asegurar niveles óptimos de calidad ambiental, de consumo y recreación, los principales usos de este sistema hidrográfico. (iii) **Realizar un segundo monitoreo de calidad de aguas** en el futuro cercano, de forma de compensar eventuales anormalidades climáticas observadas en 2021 y que pudieran haber condicionado parcialmente los resultados obtenidos. (iv) **Profundizar los análisis de clima** reciente en la región de forma de establecer con mejor detalle sobre tendencias y prospectiva, de forma de asegurar escenarios probables de corto y mediano plazo de utilidad para la planificación del uso y conservación del recurso agua así como para mejorar procesos de toma de decisión tanto en público como privado. (v) **Profundizar el conocimiento de la calidad de agua para la bebida animal**, a partir de estudios más detallados en zonas concretas en las cuales se han detectado algunos parámetros próximos a los umbrales de referencia o ligeramente por encima. (vi) **Desarrollar estudios de suelos regionales** orientados a establecer el grado actual de degradación por salinidad, sodicidad y/o toxicidad específica y grado de conservación, a fin de ajustar una planificación del uso del recurso hídrico, entre otros aspectos, acorde a las limitaciones actuales de los suelos y pastizales. Y (v) **Ajustar indicadores de calidad de aguas (ICA)** de fácil aplicabilidad regional, para facilitar el monitoreo continuo en diferentes puntos de la región.

3. INTRODUCCION

El agua es uno de los recursos naturales más importantes para el sostenimiento de la vida. También representa un recurso esencial para sustentar prácticamente 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 y otros, 2014). El conocimiento de la física, química y microbiología 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 y otros, 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 y Villarreal, 1999; Berelson y otros, 2004; COHIFE, 2013).

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 éste 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 y otros, 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 regionalmente, con mayor frecuencia (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).

3.1. La región de interés

La región de los ríos Chico Norte y Chalía se ubica en el centro de la provincia de Santa Cruz, integrando un extenso territorio denominado Gran Región Hidrográfica del río Chalía (Figura 1), según la propuesta de Diaz y otros (2021), previamente considerado integrante del sistema hidrográfico del río Santa Cruz (Diaz y Giménez, 2015). Consiste en una región de escurrimiento exorreico, de vertiente atlántica, de 34.141,8 km^2 de superficie total, integrada por 4 cuencas hidrográficas (Figura 2).

Se trata de un territorio de paisajes predominantemente áridos y semiáridos, con precipitaciones medias anuales líquidas que varían entre 200-250 mm/año en la franja costera oriental y entre 300-400 mm/año en la zona precordillerana. La región central de la cuenca, por su parte recibe menos de 150 mm/año de lámina total. La mayor parte de las lluvias ocurren entre los meses de otoño e invierno pudiendo extenderse hasta mediados de primavera. La fusión de nieves estacionales, un fenómeno con alta variabilidad interanual en décadas recientes en esta región, asegura la recarga de acuíferos y cursos superficiales de agua, prolongando sus caudales dentro de la estación de estío como una función de los aportes invernales, dado que la región no posee grandes contribuciones por alimentación glaciaria.

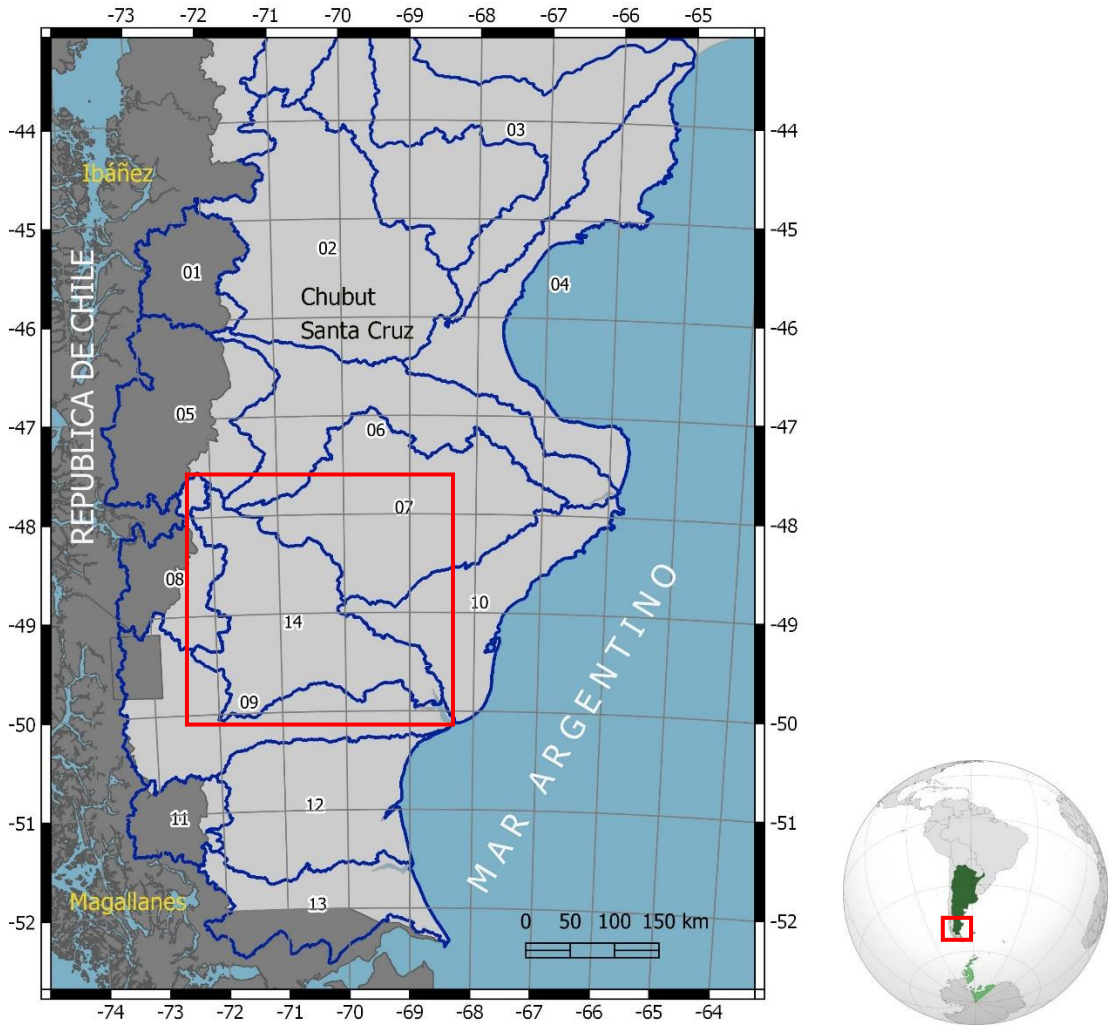


Figura 1. Ubicación de la zona de trabajo propuesta para el presente estudio, en el centro de la provincia de Santa Cruz. Extraído de Diaz y otros (2021).

Salvo unas pocas excepciones, la oferta de caudal en cursos permanentes de la región, resulta alta a lo largo de los años, lo que representa un elevado potencial de uso para la irrigación y la bebida animal, si bien éste se encuentra presumiblemente subutilizado en la actualidad. A la fecha se carece de un diagnóstico de la situación que permitan comprender la dinámica, en cantidad y calidad, del recurso hídrico de superficie, información de base necesaria para el planteo de planes integrales de uso y conservación del recurso hídrico regional como así también de los ecosistemas asociados.

Los productores agropecuarios son los principales demandantes actuales y potenciales del agua de superficie para irrigación de pastizales naturales y pasturas, principalmente en áreas de mallín en el fondo de valles, ambientes extensamente representados en la región de trabajo propuesta. Estas demandas se asocian a dos problemáticas principales:

(a) La disminución constante y regular, en décadas recientes, en la cantidad de agua superficial disponible y en la reducción consecuente en la productividad de los pastizales.

(b) 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 confiable sobre el recurso en la región.

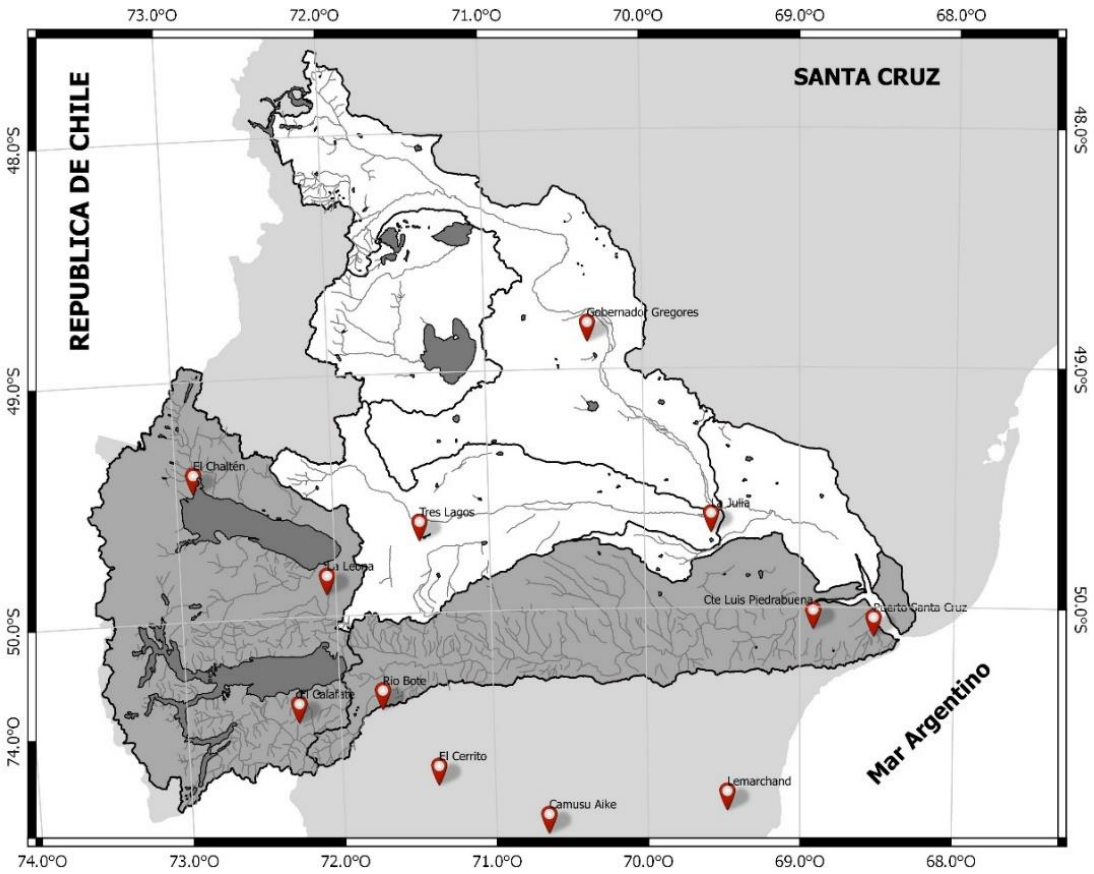


Figura 2. Ubicación geográfica de la región de interés para la presente propuesta (área en blanco, en el centro de la provincia de Santa Cruz), integrante de la Región Hidrográfica del río homónimo (RH14). Los puntos resaltados ubican parajes y asentamientos poblacionales.

Adicionalmente, a partir del año 1991, poco más de 400 establecimientos agropecuarios han sido abandonados en la franja central y norte de la provincia principalmente a causa de la acumulación de cenizas procedentes de la erupción del volcán Hudson. Se presenta por lo tanto, una situación comprometida en cuanto al proceso de desertificación iniciado, con poco más del 38% de sus tierras en un estado medio a grave de desertificación. Esta suma de problemas ha llevado a una paulatina disminución en la carga ovina asignada, con un stock que, en los mejores

sitios, no supera las 2.500 a 3.000 cabezas en 20.000 ha (tamaño modal de predios en el departamento provincial Magallanes), valores notablemente alejados de las cargas características en la región, de comienzos del siglo XX. Desde el inicio de la ocupación ganadera se ha sometido al suelo a un uso intensivo para la producción pecuaria. Esta actividad también ha presentado en décadas recientes un incremento en la presión de uso hacia los recursos hídricos sin una apropiada planificación del uso y conservación, tanto pública como privada, y sin una adecuada evaluación la potencialidad económica en relación a los riesgos potenciales derivados del impacto de utilización sin un manejo integrado. Esta situación genera gran incertidumbre en torno al estado y la capacidad de brindar bienes y servicios de uno de los recursos naturales más importantes que sustenta la socioeconomía regional, principalmente agropecuaria, pero con potencial para desarrollar actividades productivas alternativas, como es el caso de la pesca deportiva y actividades turísticas/recreativas. Asimismo, existe incertidumbre acerca de los posibles escenarios de disponibilidad y accesibilidad futuros en un marco de variabilidad y cambio climático, que permiten suponer tendencias significativamente decrecientes en la oferta natural de agua de superficie.

Cabe acotar también, que la pandemia de escala global, aún vigente, del CoVID-19 ha permitido evidenciar el riesgo latente, y potencialmente explosivo, que representa para la bioseguridad de la sociedad, la aparición de un agente patógeno proveniente de la fauna silvestre. Es por esto que resulta necesario prestar debida atención a la filosofía de la iniciativa *One Health*, que plantea que para alcanzar un estado óptimo de la salud pública es fundamental monitorear y manejar las interacciones entre los humanos, los animales silvestres (y domésticos) y sus ambientes. El ser humano no se encuentra aislado sino que coexiste en un ecosistema en el cual sus acciones lo afectan y, en contrapartida, él mismo es afectado por el ecosistema (Hristovski y otros, 2010). Los estudios a nivel epidemiológico, ecológico y ambiental son fundamentales como base conceptual para la preparación de una sociedad ante potenciales situaciones emergentes futuras.

3.2. Pesca y pesquerías

Se define a la pesca como la acción de sacar peces u otros animales del agua, y a la pesquería como la suma de todas las actividades relacionadas con la pesca de un sitio. Este último término puede hacer alusión a una especie blanco (por ejemplo, pesquería de bacalao), o a un método de pesca (por ejemplo, pesquería artesanal agallera). Es así, que las pesquerías se pueden

clasificar de varias maneras, tales como organismo de interés, método de cosecha, tipo de ambiente o según el propósito de la pesca (García Asorey, 2011). Con esto en consideración las pesquerías, en general, pueden ser definidas como sistemas de cuatro componentes:

- Las especies blanco, que comprende las categorías taxonómicas objeto de explotación.
- Las especies acompañantes, que comprende el resto de los seres vivos que integran la comunidad en donde se asienta la pesquería.
- El ambiente acuático, que incluye los componentes estructurales del sistema.
- El factor humano, que consiste en la percepción y el uso que los seres humanos hacen del recurso acuático en general y de la especie blanco, en particular. Abarca no sólo a los pescadores sino a las personas indirectamente involucradas en la actividad, tales como proveedores de servicios e infraestructura.

Actualmente, la pesca recreacional es una de las principales actividades tanto en los cuerpos de agua dulce (Vigliano y Alonso, 2000; Arlinghaus y otros, 2002; Pascual y otros, 2009) como en zonas costeras de muchas regiones del mundo (National Research Council, 1998; Leal y Maharaj, 2009). Esto constituye un importante componente de las economías regionales (Maharaj y Carpenter 1996; Arlinghaus y otros, 2002; Cowx, 2002; Vigliano y Alonso 2007; Pascual y otros, 2009).

El manejo del recurso pesquero en pesquerías recreacionales es una práctica ampliamente utilizada en todo el mundo. Las herramientas de manejo pueden ser clasificadas en tres grandes categorías: i) manipulación de los stocks, ii) manipulación del hábitat y iii) manipulación de los usuarios (Casalinuovo y otros, 2002; 2014).

En primer término, la manipulación de los stocks consiste en la alteración de la abundancia y/o la composición de las especies de una comunidad determinada. Incluye entre sus prácticas la remoción total de una especie considerada perjudicial, la introducción, y/o la resiembra de especies, que pueden ser tanto autóctonas como exóticas. Esta última práctica es una de las más comunes, millones de individuos son liberados anualmente en programas de repoblamiento (Hickley, 1994). La actividad involucra una gran cantidad de dinero a pesar de lo cual, solo pocos de estos programas tienen un sustento biológico acorde a los objetivos planteados. El consenso general entre los especialistas es que esta práctica, al menos en nuestro país, es una de las más aplicadas y de manera injustificada, ya sea por ignorancia respecto a

impactos o consecuencias en los ecosistemas involucrados o por motivos políticos. Ello se debe a que la demanda de siembra por parte de los usuarios del recurso es constante. En segundo lugar, la manipulación del hábitat debería implicar la alteración del mismo en función de un objetivo específico, tal como provisión de refugios o estructuras de desove, fertilización, control de macrofitas acuáticas, eliminación de castoreras, entre otras.

Por último, por manipulación de los usuarios se refiere principalmente a todas aquellas acciones que regulen la actividad de los mismos en relación al recurso pesquero. Esto incluye los cupos de cañas, las horas de actividad, las reglamentaciones de veda, de tamaño capturable, etc. Por lo tanto, de manera general, puede decirse que para cualquier pesquería un plan de manejo coherente debe estar basado en un adecuado establecimiento de objetivos, y contemplarse: i) los componentes biológicos (por ejemplo, especies blanco, propiedades emergentes de la comunidad en particular), ii) los componentes ambientales (por ejemplo, factores abióticos del sistema), iii) los componentes humanos (por ejemplo, actores sociales, idiosincrasias, conflictos de intereses, situación socioeconómica, entre otros), (Casalinuovo y otros, 2002; 2014).

En particular, la pesca recreacional tiene como objeto el disfrute de quien la práctica, pudiendo o no ser la captura objeto de consumo. Según García Asorey (2011), pueden reconocerse tres particularidades interesantes de las pesquerías recreacionales:

- La talla de los peces como valor primordial. Variables como la tasa de captura, el peso de los ejemplares capturados, y la probabilidad de capturar una pieza de excepción (trofeo) cobran importancia como indicadores de satisfacción o calidad de pesca (Hilborn y Walters, 1992; Pereira y Hansen, 2003). Mientras que las medidas de manejo en las pesquerías comerciales están orientadas a maximizar la biomasa extraída, en las pesquerías recreacionales los objetivos de manejo se basan primordialmente en la satisfacción de los usuarios según alguna definición de calidad de pesca basada en el perfil de los mismos. Este concepto está ligado a cuestiones subjetivas, puesto que no es lo mismo un pez de talla trofeo en el río Grande de Tierra del Fuego, que puede ser considerado como tal a partir de los 76 cm (Pascual y otros, 2010), que el de un río cordillerano pequeño, donde un ejemplar de 45 cm puede ser una captura de excepción. En este caso la los objetivos de manejo se definen en base a aquellos niveles de pesca que restrinjan la satisfacción de los pescadores, y no permitan que la población produzca suficientes peces de tamaño trofeo (Jensen, 1981; Wright, 1992; Radomski, 2003). Esto nos lleva a que las medidas de manejo

deben aplicar criterios de uso sustentables, con mortalidad selectiva, y que al mismo tiempo no defrauden dichas expectativas.

- Las incongruencias existentes entre los objetivos globales de manejo y las reglamentaciones particulares de los sitios. Generalmente, las regulaciones aplicadas en las pesquerías recreacionales típicamente norman al pescador como agente individual de impacto, limitando generalmente el número y la talla de los peces que pueden ser sacrificados. Estas regulaciones pueden fallar en su objetivo siendo que muchas veces, en las pesquerías recreacionales abiertas (donde no se limita el acceso de pescadores), la suma de las capturas individuales puede superar las tasas totales de cosecha adecuadas para el sitio (Hansen y otros, 2000; Post y otros, 2002; 2003; Cox y Walters, 2002). Incluso, si se regula la pesca con captura y devolución –C&D– (Catch and Release –C&R–, en inglés) obligatoria, su aplicación no tiene en cuenta la mortalidad postliberación y su impacto en la mortalidad total.
- El desafío de manejar la pesca en numerosos ambientes y poblaciones. Las pesquerías recreacionales típicamente operan en cuencas complejas, con mosaicos ambientales multiespecíficos y muchas veces con varios stocks de peces. Un manejo adecuado requeriría un programa idealmente inalcanzable para las capacidades técnicas y de infraestructura de cualquier sea la administración de pesca involucrada, particularmente, aquellas de los países en vías de desarrollo. Por lo cual, muy a menudo, los administradores del recurso deben hacer frente a condiciones de manejo con escasa disponibilidad de datos o de pobre calidad información (Pitcher y Hollingworth, 2002). Los protocolos de manejo generados, por lo tanto, deben considerar la provisión de recomendaciones a partir de índices relativamente sencillos de relevar.

Históricamente, se ha subestimado el impacto que las pesquerías recreacionales tienen sobre las poblaciones de peces. Probablemente, porque estos impactos tienen una escala diferente a los casos en los que las pesquerías comerciales maximizan la cosecha de biomasa y actúan como promotoras de la sobrepesca (Kearney, 1999; McPhee y otros, 2002). Por lo tanto, desde ese convencimiento, se plantea que las pesquerías recreacionales no son impulsadas por las mismas fuerzas económicas y sociales que las pesquerías comerciales. Incluso, tradicionalmente se las ha considerado como sistemas autorregulados, en donde el esfuerzo de pesca se disipa a medida que declina la calidad de pesca (Johnson y Carpenter, 1994; Hansen y otros, 2000; Walters y Martell 2004; García Asorey, 2011). Por estos motivos, comúnmente se considera que las regulaciones simples que involucran

principalmente límites de tallas o capturas diarias, son suficientes para asegurar la sustentabilidad y la calidad pesquera (Noble y Jones, 1999; Radomski, 2003; García Asorey, 2011). Sin embargo, cada vez existe más evidencia de que estos supuestos son erróneos, siendo los impactos de las actividades del sector recreativo cada vez más aparentes y, particularmente, en áreas con mucha afluencia de pescadores, donde se evidencia una disminución de la calidad pesquera debido a la sobrepesca por tamaño (McPhee y otros, 2002; Post y otros, 2002; Schroeder y Love, 2002; Sullivan, 2003; Coleman y otros, 2004; Arlinghaus y Cooke, 2005; Cooke y Cowx, 2004; 2006; García Asorey, 2011). A todo esto, se le suma el factor humano. Entre los pescadores, el pedido de más siembras es una demanda constante, desconociendo, entre otras cosas, que los ambientes tienen una capacidad de carga limitada y que las siembras suelen tener un efecto despreciable frente al aporte de los desoves naturales. Ante estas situaciones, las respuestas más comunes de los encargados de la administración del recurso es aumentar el stock, o bien instaurar políticas de manejo más restrictivas.

Por un lado, el manejo de stock presenta riesgos si ocurre mediante una siembra indiscriminada y sin sustento científico. Los riesgos van desde aumentar la mortalidad de las poblaciones de peces asilvestrados por competencia (alimento y espacio), hasta la perdida de diversidad genética. Esto sucede porque al introducir ejemplares a los ambientes naturales, éstos inmediatamente entran en competencia intraespecífica o interespecífica con los peces residentes. Si el ambiente no requiere una siembra, una introducción es claramente contraproducente, sobre todo porque si hay reproducción natural, los ejemplares de piscicultura introducidos no necesariamente tienen el mismo grado de adaptación, incluso pueden no ser semejantes en términos genéticos. En parte, esto puede ser evitado si se resiembra con ejemplares del mismo ambiente (por ejemplo, incubando huevos provenientes del mismo sitio). Aun así, debe tratarse con precaución, pues si la reproducción natural es suficiente, lo ideal es no intervenir, puesto que los factores de mortalidad natural pueden actuar en estadios tempranos, como los huevos o alevinos recién emergidos. Por otra parte, entre las políticas de manejo restrictivas más usuales aplicadas se puede mencionar el establecimiento de regulaciones que limitan el número y el tamaño de los peces capturados por los pescadores y, en menor medida, de la presión pesquera. En este sentido, el intento se centra muchas veces en reducir la mortalidad media poblacional, y modificar la abundancia relativa de los distintos tamaños de peces, así como la cantidad de los mismos (Post y otros, 2003).

En principio parece obvio que la disminución de la mortalidad media fuese el resultado esperado de una reglamentación que regule la disminución en el cupo de capturas individuales: si se pescan menos peces, mueren menos peces. Sin embargo, los resultados de esta práctica de por sí no garantizan que disminuya la mortalidad total de peces por ambiente. Esto se debe a que las medidas solo restringen a cada pescador individual pero en realidad, la mortalidad total es el producto de la suma de todas las capturas individuales en un ambiente determinado. Por lo tanto, el establecimiento de un cupo diario de captura que no esté acompañado por un límite de la presión de pesca para cada ambiente no garantiza el correcto manejo del ambiente.

Incluso, los resultados a estas medidas informados en la literatura mundial, demuestran que los mismos son muchas veces contraproducentes (Post y otros, 2003), puesto que la respuesta de los pescadores a este tipo de regulaciones varía, pudiendo éstos abandonar ambientes o bien, concentrarse en otros (entre otras opciones de respuesta). Por ejemplo, la adopción de medidas más restrictivas sobre tamaño mínimo de captura en un lago estadounidense de Wisconsin dió como resultado un aumento en la tasa de explotación del mismo (Johnson y Carpenter, 1994). En contraste, en Texas medidas similares hicieron bajar la presión pesquera (Muoneke y Childress, 1994). Por lo tanto, cabe plantear que las medidas de cupo per se no garantizan una disminución de la mortalidad debido a los complejos comportamientos de los pescadores que no pueden asociarse a los típicos de un sistema depredador-presa (Krebs, 1985).

Respecto a la imposición de tallas de captura, esta restricción ha sido ampliamente aplicada en Patagonia y el mundo desde hace décadas. Por ejemplo, en Tierra del Fuego, y hasta no hace mucho tiempo, las tallas de sacrificio del reglamento general eran “mayores que” una cierta medida estandarizada. La lógica argumentada se apoyaba en “permitir al menos un evento de reproducción natural de los ejemplares”. Actualmente, el criterio es no especificar, sino sugerir, medidas en todas las provincias patagónicas. Al respecto cabe acotar que existe abundante literatura que demuestra que los pescadores ante la libertad de elegir, tienden a seleccionar los peces más grandes (y por ende de más edad o mejor crecimiento), (Biro y Post, 2008). El resultado final de esta práctica selectiva, muchas veces, es la remoción de los individuos de crecimiento rápido, grandes, agresivos, de madurez sexual retrasada y gran fecundidad, por lo que la población remanente estará formada por animales pequeños, de rápida madurez sexual y baja fecundidad (Conover y Munch, 2002; Biro y Post, 2008). En este sentido, si las reglamentaciones tales como la falta de límites, o la adopción de límites mayores que una medida

estándar, no son acompañadas de otras reglas complementarias, un aumento de la presión pesquera conduciría a las poblaciones a este escenario.

Otro método ligado a la pesca recreacional es que en ciertos ambientes se promueven programas de C&R (captura y liberación), una práctica erróneamente consagrada como la panacea para la calidad de una pesquería sin muertes. Si bien en muchas situaciones esto no es cierto (por ejemplo, factores densoindependientes de crecimiento o mortalidad, o altas presiones de pesca), se reconoce actualmente que es una herramienta de manejo que en general da resultados acordes a las expectativas (Almodóvar y Nicola, 1998; Dempson y otros, 2002, Post y otros, 2002, O´Neal y otros, 2007).

Además, no todos los pescadores acuerdan con esta práctica, pues tienen diferentes motivos para explotar el recurso. Algunos consideran válida la remoción de ejemplares para consumo propio, otros consideran que las mortalidades son igualmente altas y otros fundamentan que es éticamente inaceptable. Lo concreto es que, sin un adecuado cupo de cañas o una adecuada capacidad de carga pesquera, la mortalidad puede ser inaceptablemente alta de igual manera. Sobre todo, ante el manejo inadecuado post captura. Otro efecto no deseado por los pescadores de la implementación de programas de C&R, es la disminución de la probabilidad de recaptura de los ejemplares debido al aprendizaje.

De lo expresado hasta aquí se desprende que el manejo de las pesquerías recreacionales es complejo. Se trata de nuevos y más eficientes enfoques necesarios que incluyan, por ejemplo, las distintas visiones sociales, la anticipación a conflictos, plataformas técnicas que permitan apuntalar el manejo de las pesquerías recreacionales en vistas a una mayor satisfacción del usuario, con un óptimo entendimiento de la dinámica de los stocks bajo explotación de modo que el impacto de las regulaciones pueda ser predicho.

3.3. Pesquerías de salmónidos en la región de interés

Un caso particular de desarrollo de una pesquería ocurre cuando se introduce una o varias especies exóticas con el fin de establecer poblaciones autosostenidas (o no) para su explotación por su valor recreacional, alimenticio o estético, entre otras motivaciones. Este ha sido el caso de los salmónidos en Santa Cruz, donde desde hace más de un siglo las introducciones de estos peces y su resiembra han sido una de las estrategias para sostener pesquerías recreacionales (como en los ríos Gallegos y Santa Cruz), o extractivas comerciales (como muchas lagunas de meseta). Dichas pesquerías no han

sido caracterizadas aún, incluso no se conoce su valor económico real y potencial. Solo pueden señalarse dos peculiaridades con respecto a gran parte del resto de la Patagonia continental argentina, y que comparten con Tierra del Fuego (Casalinuovo y otros, 2002; 2014): (i) las capturas promedio se distinguen por su calidad relativa, y (ii) salvo casos particulares y aislados, existe una carencia de servicios e infraestructura para los pescadores recreacionales.

A grandes rasgos, estas pesquerías pueden dividirse en dos grupos que se superponen temporal y espacialmente en muchos ambientes: las pesquerías de salmónidos anádromos y las pesquerías de salmónidos residentes (no anádromos). Las pesquerías de salmónidos anádromos incluyen principalmente a los ambientes ubicados en las regiones hidrográficas de los ríos Gallegos y Santa Cruz. Estos ríos, presentan una relativamente escasa pendiente, son meandrosos, y tienen un régimen de flujo variable. Son los sitios elegidos por algunas especies para su migración reproductiva, sin perjuicio de sostener además ejemplares residentes de la misma y/u otras especies. En el río Gallegos y algunos de sus tributarios, la especie blanco es la trucha marrón (*Salmo trutta*), mientras que en el río Santa Cruz existen dos pesquerías distintas. La primera se da en la cuenca baja y media, siendo la especie blanco la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y la segunda ocurre en la cuenca alta, siendo el salmón Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) la especie presente. En los últimos años, y a consecuencia de lo que parece ser un fenómeno de dispersión, esta especie es cada vez más capturada en otros ambientes patagónicos, incluyendo la cuenca baja del río Santa Cruz, incluso en proximidad de los estuarios de los ríos Coyle y Gallegos. Estas pesquerías se caracterizan por ofrecer ejemplares que alcanzan tallas de clase mundial. Muchas veces son fuente de conflictos entre usuarios, debido a que van acompañadas de restricciones de acceso por parte de algunos superficiarios, sobre todo cuando se las explota comercialmente.

Las pesquerías de salmónidos residentes se ubican en el resto de los ambientes de la provincia. La calidad de las mismas es generalmente desconocida, o subestimada por el pescador local, y eclipsada por las pesquerías ya mencionadas. En general están enmarcadas en paisajes con un alto valor escénico, tienen escasa o limitada accesibilidad, y por lo general no cuentan con servicios turísticos específicos. Mención especial debe hacerse de las pesquerías ubicadas en algunos de los lagos del centro de la provincia y lagunas de meseta. Allí, los salmónidos alcanzan altas tasas de crecimiento y tallas similares a las de ejemplares anádromos. Esto puede deberse a sus particulares condiciones ambientales y, en algunos casos, las adecuadas

medidas de manejo implementadas. Algunos de estos ambientes son explotados en forma comercial extractiva y resembrados periódicamente.

Diversos cursos y cuerpos de agua de la región de interés presentan poblaciones autosostenidas de salmónidos, en particular de truchas arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y truchas marrones (*Salmo trutta*) que sustentan en la actualidad pesquerías recreacionales. Incluso, en el caso de la primera especie mencionada, también pesca comercial. Estas actividades contribuyen al desarrollo económico de la región y son generadoras de empleos genuinos. Los auspiciosos resultados observados principalmente en algunos cuerpos de agua, como los lagos Strobel y Cardiel, sugieren que estas actividades podrían desarrollarse en otros ambientes acuáticos de la región. Sin embargo, debido a su estado incipiente, existe incertidumbre acerca de la sostenibilidad de la propia actividad, que podría verse notablemente afectada por cambios en la abundancia y estado general del stock pesquero.

Para evaluar el potencial de otros ambientes resulta necesario contar con información de base de las características biológicas de sus poblaciones blanco. La pesca recreacional se practica en todos los continentes y representa un importante motor de desarrollo para muchas economías locales y regionales, además de motivar y favorecer el esparcimiento y las actividades al aire libre. En la Patagonia en general, y particularmente en la región austral, la pesca recreativa ha aumentado sustancialmente en los últimos años. Por ejemplo, en la zona de influencia de la ciudad Bariloche se estima que en la temporada 2017/2018 se vendieron 15.000 permisos de pesca. Estas actividades a la vez promueven el desarrollo económico regional, ya que involucran gastos en hotelería, traslados locales, regionales e internacionales, compra de equipamiento, indumentaria, etc. Este crecimiento es típicamente acompañado por conflictos relacionados principalmente con restricciones al acceso a los sitios de pesca y con los efectos potenciales de las introducciones de especies exóticas sobre el ecosistema.

Los ambientes continentales de Santa Cruz tienen un gran potencial como destino de esta actividad y algunos de ellos ya cuentan con un indiscutido prestigio internacional. Otros sitios presentan aparentemente condiciones propicias para su desarrollo, pero se encuentran inexplorados o no cuentan con una evaluación objetiva de su potencial pesquero. La incorporación de nuevos sitios a la oferta actual podría revalorizar aún más a la provincia como destino turístico. Dentro de la oferta provincial sobresale el lago Cardiel, ubicado en la meseta santacruceña, un sitio pesquero emblemático de Santa Cruz, con un importante potencial productivo y económico para la región. En éste, opera actualmente una pesquería comercial de escala familiar y

también se realiza pesca recreacional, aunque la calidad de los ejemplares capturados -medida por sus tallas- es relativamente pobre en comparación con otros sitios de la región. Como contrapartida, el número de capturas es alto. Estas características han relegado al lago al uso de locales y no favorecen el desarrollo de otras formas de explotación. La generación de información de base sobre aspectos del ciclo de vida de las truchas ha surgido como una de las claves para lograr un manejo adecuado de las pesquerías. En este contexto, se ha propuesto que las diferencias en crecimiento y condición de las truchas entre este lago y otros de referencia en la región, como el Strobel, se debe a diferencias en la alimentación. La pobre condición de las truchas del lago Cardiel se debería al empobrecimiento de la oferta natural de presas como consecuencia de un excedente de la biomasa de truchas. Al margen de estos ambientes, existen otros sitios que deberían ser explorados para estimar su potencial pesquero, como por ejemplo las nacientes del río Chico.

La situación descripta plantea importantes incertidumbres para el manejo integrado de los recursos naturales asociados al ambiente acuático en esta región, 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. En particular se debe considerar la valoración de las poblaciones de peces y su dinámica y atender al proceso de progresiva desecación de los cuerpos de agua en donde se insertan las pesquerías, ambas situaciones que generan preocupación entre los usuarios del recurso pesquero y es necesario conocer para su manejo integrado. Lo mencionado permite argumentar la necesidad de un monitoreo de variables físicas, químicas y biológicas del agua, tal que permitan inferir cambios en las poblaciones de salmónidos y otros peces bajo estudio, predecir escenarios futuros de dinámica de sus poblaciones y, en definitiva, contribuir con información de valor para la planificación del uso más eficiente del recurso pesquero regional. Como corolario, resulta de fundamental importancia en la actualidad, establecer una base de conocimientos que permita sustentar decisiones de Estado, tanto en términos de gestión actual de un recurso que potencialmente puede estar siendo impactado por el cambio climático, como para desarrollar técnicas y estrategias de adaptación a éste o desarrollar nuevas actividades económicas como la pesca recreacional de salmónidos. 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, el Consejo Agrario Provincial, la Dirección Provincial de Pesca Continental y el propio Ministerio de la Producción, Comercio e Industria.

4. ANTECEDENTES

4.1. Estudios recientes del agua de superficie y recursos pesqueros en Santa Cruz

Entre 2012 y 2019 los recursos hídricos de superficie comenzaron a ser sistemáticamente estudiados y monitoreados en la provincia de Santa Cruz, a partir de proyectos de investigación aplicada, tanto por parte de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA) como, principalmente, desde la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Santa Cruz dependiente del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estos trabajos han permitido ordenar el conocimiento existente, principalmente rellenando las zonas de vacío de información para el planteo de una gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y pesqueros continentales a escala de cuenca. Diversos estudios financiados fundamentalmente por el Gobierno de la Provincia a través del Consejo Federal de Inversiones (CFI) se focalizaron desde entonces, especialmente a partir de 2015, en establecer una base de conocimiento de la calidad ambiental de las aguas y sedimentos de ríos en las grandes Regiones Hidrográficas del sur de la provincia como lo han sido el Coyle, Vizcachas y Gallegos, tras poco más de 25 años desde los primeros y únicos antecedentes disponibles en esta materia (1992–1993). También se trabajó sobre las poblaciones de peces sometidos a pesca recreacional, principalmente de la variedad de trucha de mayor valor como recurso: la trucha marrón anádroma del río Gallegos.

Desde 2015 hasta 2018, integrantes de la Red Ecofluvial de la Patagonia, una red de cooperación interinstitucional a la cual perteneció la Provincia de Santa Cruz hasta la finalización de su proyecto, realizaron intensivas investigaciones en lagos, lagunas y ríos de la región. Los mismos se enfocaron en generar información ecológica y pesquera de base para el manejo de la acuicultura y las pesquerías comerciales y recreativas, así como para la conservación de los ecosistemas acuáticos y su fauna y permitieron así, aportar información sobre la dieta y crecimiento de las truchas y parámetros de ciclo de vida y dinámica poblacional claves para el manejo pesquero. En el marco de objetivos de conservación, se analizaron impactos de las introducciones de truchas sobre la abundancia y distribución de tallas de sus presas y sus efectos directos e indirectos sobre la productividad primaria, sobre la estructura comunitaria y sobre las tramas tróficas, principalmente al sur del río Santa Cruz.

Como consecuencia de los procesos de diálogo generados a partir de estos proyectos y a las demandas concretas de diferentes usuarios detectadas durante talleres y diferentes foros de debates, el Gobierno Provincial decidió encarar un relevamiento de sus recursos hídricos y biológicos, tomando a la cuenca hidrográfica como unidad, hasta cubrir toda su superficie territorial. En la región propuesta en este documento los recursos hídricos de superficie no han sido aún caracterizados, determinando en la actualidad un importante vacío de conocimiento esencial para el planteo de una apropiada gestión del aprovechamiento sostenible y la conservación del agua en superficie y ecosistemas asociados. Los escasos antecedentes disponibles, relacionados con la utilización exclusivamente agropecuaria, parten del supuesto no validado de la buena calidad de las aguas de superficie y su casi ilimitada capacidad de utilización, suficiente para sustentar cualquier aprovechamiento productivo. Algo similar puede decirse de la mayoría de sus pesquerías, ya que si bien el conjunto de cuerpos y cursos presentan, como se ha dicho previamente condiciones para el desarrollo de destinos pesqueros, adolecen igualmente de importantes vacíos de información.

4.2. Estudios relacionados en la región de los ríos Chico y Chalía

La región de influencia de los ríos Chico (Central) y Chalía, han sido por largo tiempo objeto de interés para el desarrollo de una actividad agropecuaria intensiva y extensiva, basada en el aprovechamiento de suelos y agua para la irrigación, con un estimado potencial establecido desde algunos de los primeros estudios de los que se tiene registro, como CEA (1970a; 1970b), Acuña (2009), Cornejo y otros (2013). Tres de estas consisten en la ya colonizada zona de Gobernador Gregores, en el centro de la RH14, y otras exploradas solo a nivel de factibilidad, en la planicie de inundación del Río Chico en su confluencia con el río Chalía (CEA, 1970a) y a lo largo del valle de este último (Cornejo y otros, 2013).

Si bien no se dispone de antecedentes documentados sobre la calidad de las aguas de superficie de la región, a comienzos de la década de 1970 se estableció que ésta no resultaba una limitante particular para el desarrollo de cultivos como si el clima y la calidad de los suelos. Un ejemplo de esto último lo representaba por entonces las 350 ha sistematizadas en el establecimiento La Julia, cuya plantación comenzó en la década de 1930 y hacia finales de la década de 1960 el riego ya se encontraba abandonado con suelos salinizados (CEA, 1970a). Esto no ha resultado impedimento para que la cuenca se encuentre, ya desde entonces, con numerosas obras hidráulicas para el riego

de pastizales y pasturas, fundamentalmente mediante prácticas de inundación sin sistematización alguna (Cornejo y otros, 2013) y chacras para la producción de vegetales de autoconsumo, si bien en la actualidad su número, superficies involucradas, caudales y dotaciones comprometidos e impacto concreto sobre la productividad de suelos, resulta desconocido. En 2010 se realizaron detallados análisis y propuestas a nivel de prefactibilidad para la colonización del valle del río Chalía y propuestas de inversión en infraestructura productiva, identificando ventajas y desventajas en diferentes zonas (Cornejo y otros, 2013).

4.3. Síntesis del hidroclima regional

Las interacciones de las masas de aire húmedo provenientes del Pacifico con la cordillera de Los Andes determina un fuerte gradiente oeste – este de precipitación a lo largo de la región de interés, alcanzando un máximo estimado cerca de la cresta andina, con valores entre 2.000-4.000 mm/año (Villalba y otros, 2003; Garreaud, 2009; Bianchi y otros, 2016) hasta más de 9.000 mm/año en el sector del Campo de Hielo Sur (DGA, 1987; Schwikowski y otros, 2013; Schaefer y otros, 2015; Sauter, 2019). En cambio, la mayor parte de la estepa patagónica, al este de la cordillera, recibe menos de 200 mm/año (Paruelo y otros, 1998; Garreaud y otros, 2013; Bianchi y otros, 2016; Almonacid y otros, 2021).

En la Patagonia la precipitación esta mayormente concentrada en invierno. En el centro y oeste de la región, el 46% de la precipitación anual ocurre en invierno, 27% en otoño, 16% en primavera y 11% en verano (Jobbágy y otros, 1995). Por otra parte, la mayor parte de los eventos de precipitación son menores a 5 mm (Beltrán, 1997). Particularmente en la provincia de Santa Cruz, la precipitación media anual (PMA) oscila entre los 130 mm/año en el centro-norte (zona de influencia de la localidad de Gobernador Gregores) y los 750 mm/año hacia el suroeste, alcanzando valores máximos en el orden de los 1.000 mm/año en estrechas porciones hacia el occidente. Más del 60% del territorio provincial recibe anualmente menos de 200 mm, mientras que el mayor gradiente se presenta acercándose a la Cordillera de Los Andes, donde en una distancia de menos de 100 km respecto a su eje central, la precipitación anual aumenta desde estos 200 mm a 750 mm, de este a oeste (Almonacid y otros, 2021). En este caso, el otoño representa la estación más húmeda, mientras que la primavera recibe la menor fracción del agua precipitada a lo largo del año.

La RH14 presenta una precipitación (líquida) media anual del orden de los 229,6 mm, ligeramente por sobre el promedio provincial (Tabla 1). A escala de región hidrográfica, representa una producción equivalente a 7.847,8 hm^3, estimativamente un 10,7% del total de lluvias promedio registradas anualmente sobre la provincia y otras regiones vecinas con recursos hídricos compartidos (Diaz y otros, 2022). Otoño e invierno son las estaciones (ligeramente) más pluviosas, si bien evidenciando una variabilidad interanual tal que no resulta posible establecer grandes diferencias entre éstas (Tabla 1; Figura 4).

Tabla 1. Producción media anual de lluvias en RH14, durante el período de referencia normal 1995–2014 (extraído de Diaz y otros, 2022). PMA, precipitación media anual, en mm; VAEq, volumen anual equivalente, en hm^3; PMv, lluvia media de verano; PMo, lluvia de otoño; PMi, lluvia de invierno; PMp, lluvia de primavera.

	PMA	VAEq	PMv	PMo	PMi	PMp
RH14 – Rio Chico	229,6	7.847,8	50,9 (22,2 %)	64,9 (28,3)	65,5 (28,5 %)	48,3 (21,0 %)
Promedio regional	226,6	73.286,3	54,2 (23,7 %)	67,3 (29,7 %)	65,5 (28,9 %)	39,7 (17,5 %)

El rango de lluvias anuales cubre desde unos 130 a 150 mm, concentrados en el tramo medio de la RH14, y hasta poco más de 350 mm, sobre la distribución más occidental, al noroeste (Figura 3). Sobre la franja costera, de igual forma que en el resto de la provincia, se presenta un ligero incremento del promedio anual, aunque en términos moderados hasta unas láminas totales acumuladas de entre 250 – 260 mm/año, con valores extremos mínimos y máximos de poco más de 120 mm/año y unos 480 mm/año, en Cañadón de las Vacas y Puerto San Julián para el primer caso y en lago Burmeister para el segundo. Valores absolutos registrados en estaciones dentro o en la vecindad de la RH14 han evidenciado en décadas recientes, valores extremos ligeramente fuera de estos rangos (Tabla 2).

Se trata de una de las regiones que mayor volumen anual de agua recibe en la forma de lluvias, si bien en términos de su rendimiento, es decir tomando en consideración la superficie de captación, se trata de una de las más secas (o menos llovedoras), (Figura 6). Gobernador Gregores, localidad ubicada al centro norte la estación con menor precipitación media anual de la zona central de Santa Cruz, con un promedio de 130 mm/año oscilando, entre extremos absolutos registrados, de 70 mm/año y hasta 280 mm/año (Figura 4).

Rio Nansen, al noroeste de la distribución regional (si bien fuera de los límites físicos de la RH14) y El Chaltén (ubicada al suroeste) destacan como

las estaciones con registros más elevados de lámina anual acumulada. En éstas la precipitación líquida media anual oscila entre los 250 y 500 mm/año. También aquí es esperable la mayor contribución anual de lámina líquida procedente de la fusión estacional de nieves aunque, como en el resto de la provincia, se carece en este caso de registros nivométricos históricos como para convalidar cuantitativamente esta afirmación.

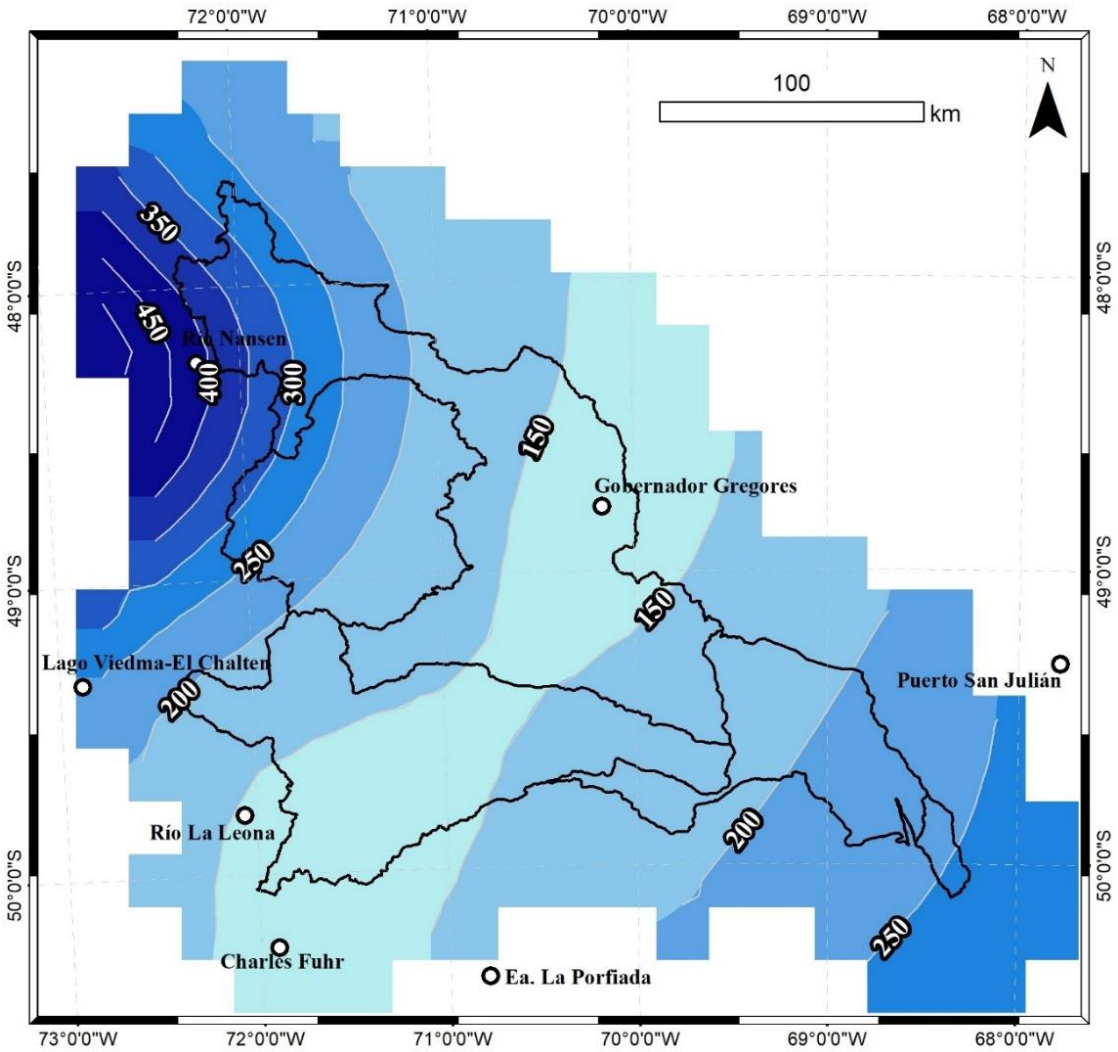


Figura 3. Isohietas medias anuales para la región de interés (RH14), para el período de referencia (normal) 1995-2014. Adaptado de Almonacid y otros (2021).

La RH14 experimenta en las más recientes tres décadas una tendencia ligeramente decreciente en la producción de lluvias anuales, la que se mantiene en las estaciones de otoño a primavera, y solamente revertida durante los veranos (Tabla 3). En términos generales la región por completo ha experimentado un incremento medio hacia el 2021 de poco más de un 50 % en

las láminas acumuladas en los veranos, en relación al promedio del período normal, establecido por Almonacid y otros (2021) entre los años 1995–2014.

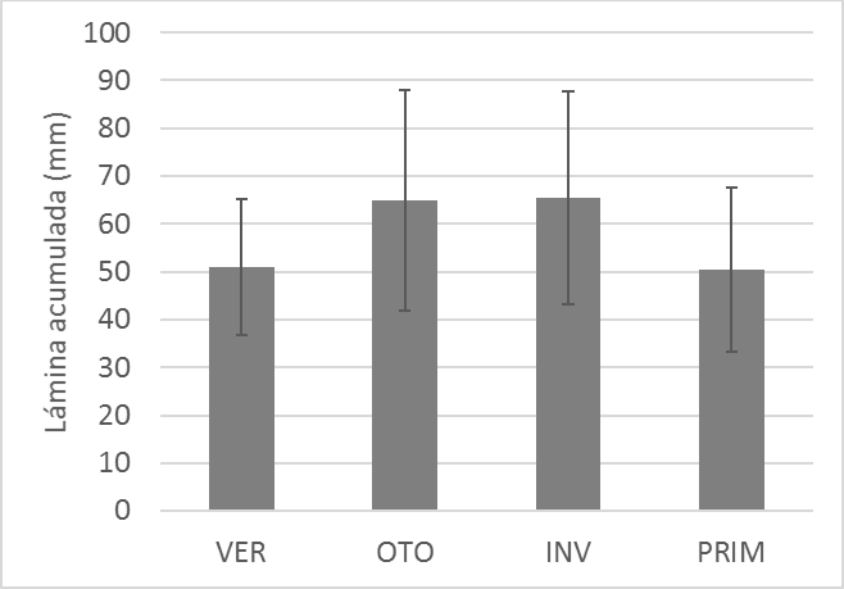


Figura 4. Distribución estacional de lluvias promedio, en el período normal 1995 – 2014, y desvíos estandarizados. Adaptado a partir de datos de Diaz y otros (2022).

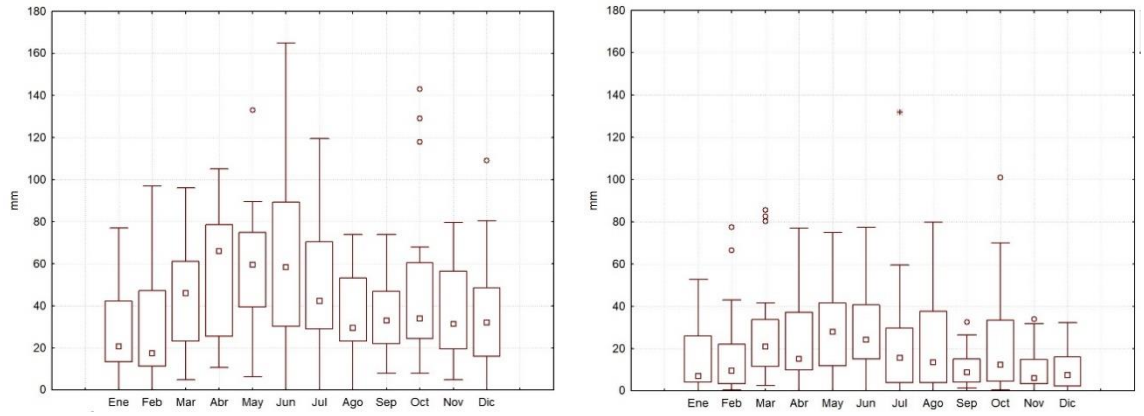


Figura 5a. Boxplots de la precipitación media mensual en el período de referencia (normal) 1995-2014, en estaciones extremas representativas de la distribución espacial de la RH14. Calculadas a partir de modelizaciones realizadas por Almonacid y otros (2021). (a) Río Nansen, (b) El Chaltén.

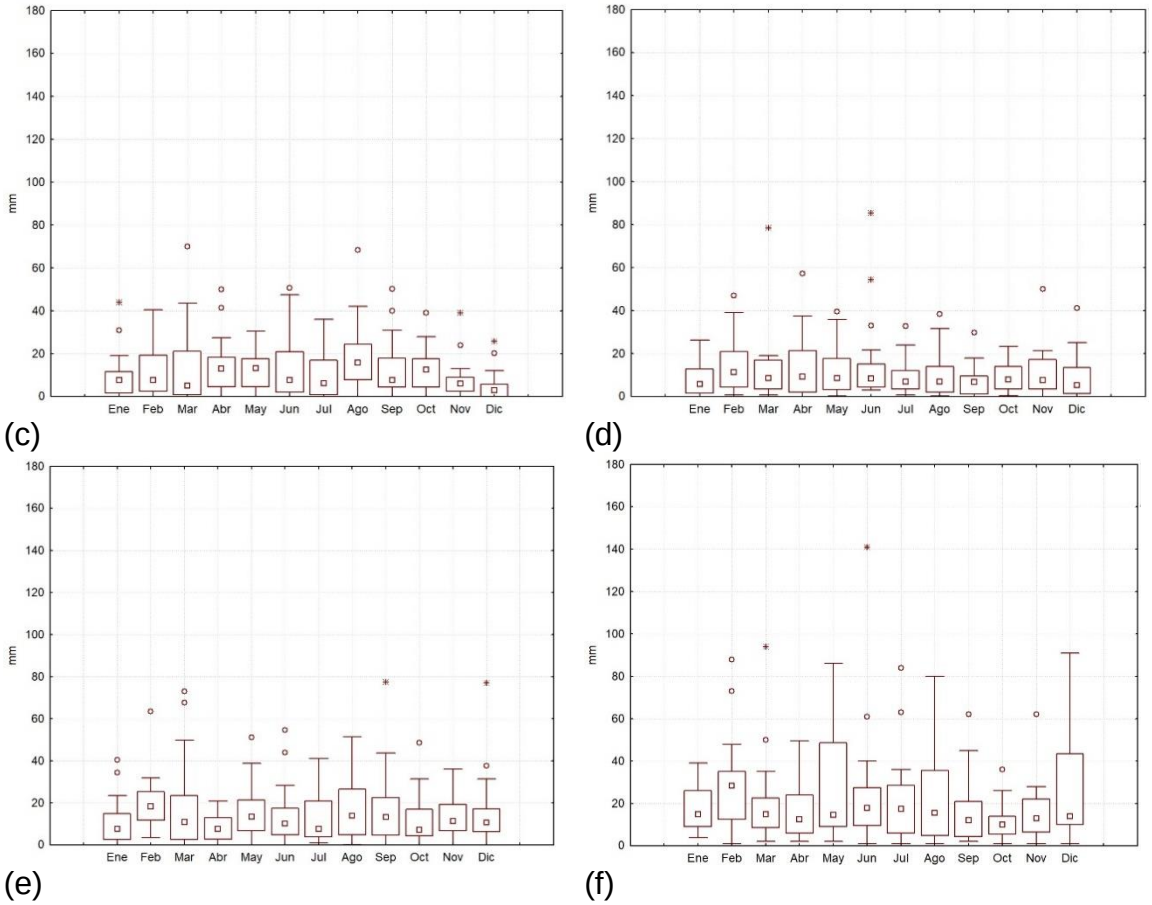


Figura 6b. Boxplots de la precipitación media mensual en el período de referencia (normal) 1995-2014, en estaciones extremas representativas de la distribución espacial de la RH14. Calculadas a partir de modelizaciones realizadas por Almonacid y otros (2021). (c) La Leona, (d) Gobernador Gregores, (e) Estancia La Porfiada, (f) Estancia Cañadón de las Vacas.

En la RH14, la tendencia para este período 1995 – 2021 representa un incremento del 47,3 %, equivalente a unos 75,0 mm/año (aproximadamente), en relación los 50,9 mm de 1995–2014 (Tabla 1). No obstante esto, en las restantes estaciones y en el comportamiento anual, las tendencias son opuestas, oscilando entre -5,8% para primavera y el anual, hasta -15,0% y -15,7% para otoño e invierno, respectivamente (Tabla 3). Con la excepción de unas pocas RHs, estos comportamientos parecen ser generalizados en la región (Diaz y otros, en elaboración).

Tabla 2. Estadísticos de la precipitación anual media en el período de referencia 1995-2014, en la región centro de Santa Cruz. Adaptado de modelizaciones realizadas por Almonacid y otros (2021).

Estación	Media (mm)	Desv.Est. (mm)	Máximo (mm)	Mínimo (mm)	CV (%)
Lago Argentino	162,3	60,9	337,4	63,9	37,5
El Chaltén	246,8	128,1	601,3	77,2	51,9
Rio La Leona	143,1	50,2	274,7	59,3	35,1
Gob. Gregores	133,5	46,8	282,4	70,5	35,1
Rio Nansen	527,6	112,9	682,0	303,0	21,4
Cañadón de las Vacas	254,1	77,3	442,0	128,0	30,4
Pto. San Julián	262,6	78,9	479,3	126,5	30,1

La Patagonia en general puede ser definida como una región templada a fría-templada. Una característica del patrón de sus isotermas es la distribución noroeste – sudeste, determinadas principalmente por la latitud, cercanía al mar e influencia de la Cordillera de Los Andes. La temperatura media anual cubre desde los 12°C en el extremo noreste a los 6°C en el sur. La temperatura media del mes más frío es mayor a 0°C en toda la región extra andina. En el territorio de Santa Cruz se replican estos extremos para los valores medios anuales, oscilando anualmente entre los 10 – 13 °C para los meses cálidos en general en las zonas bajas y costeras, y entre los 0 – 6,0 °C para los meses fríos (Almonacid y otros, 2022). Las isotermas más bajas ocurren a mayor altitud sobre la Cordillera de los Andes así como a mayor latitud, dentro del territorio provincial.

En la RH14, la temperatura media anual disminuye desde la costa atlántica hacia la Cordillera de Los Andes y desde latitudes bajas a las más altas, desde valores promedio de 9,5 – 10 °C hasta los 8° C (Figura 7). Puerto San Julián es la única estación meteorológica activa de la zona costera dentro la región de estudio. Su temperatura media para el mes más frío es de 2,6 °C (julio), levemente superior a su estación más próxima, Cerro Vanguardia a unos 90 km lineales desde la costa del mar (Tabla 4). En este punto se encuentra la mayor temperatura anual para el mes de enero, en toda la RH14, con 16,8 °C.

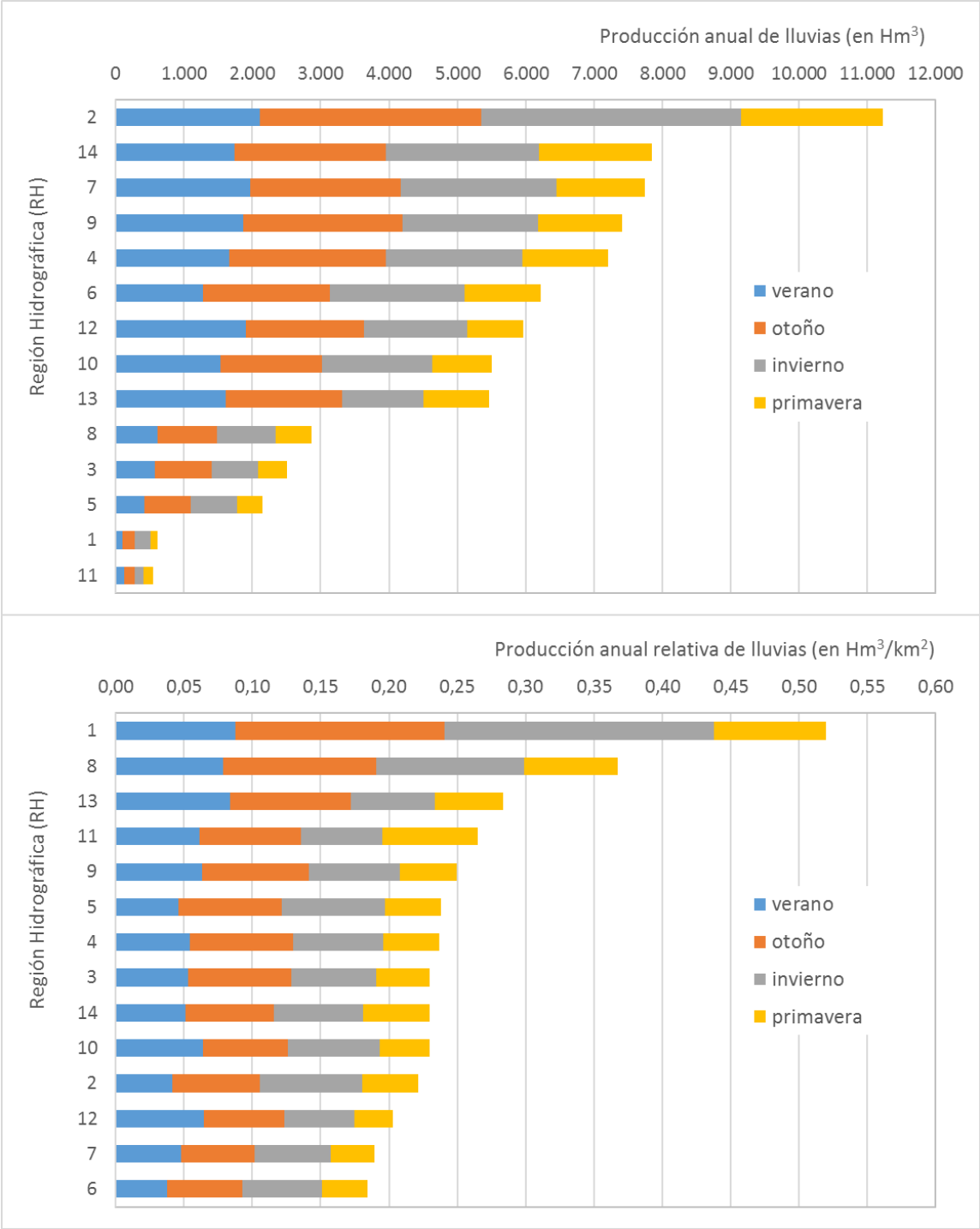


Figura 7. Análisis comparativo de la producción de lluvias en diferentes RHs de la provincia de Santa Cruz y regiones vecinas con recursos hídricos compartidos (según la propuesta de Diaz y otros, 2021), en el período normal (1995-2014) establecido por Almonacid y otros (2021) -sup- y rendimiento -inf-. Cálculos inéditos a partir de referencias de Diaz y otros (2022).

Tabla 3. Tendencias (crecientes/positivas o decrecientes/negativas) en la dinámica de lluvias anuales y estacionales entre 1995 - 2021, expresado porcentualmente respecto al promedio del período normal 1995 - 2014 (establecido por Almonacid y otros, 2021). %a, es la tendencia anual; %v, es la tendencia de los veranos; %o, es la tendencia de los otoños; %i, es la tendencia de los inviernos; %p, es la tendencia de primavera. Intensidades de color cambiantes enfatizan rangos de tendencias (T), positivas (+) o negativas (-): >50% de T+; entre 25–50% de T+; entre 0–25% de T+; sin modificación; entre 0–25% de T-; entre 25–50% de T-; >50% de T-. Adaptado de Diaz y otros (en elaboración).

	%a_95-21	%v_95-21	%o_95-21	%i_95-21	%p_95-21
RH14 – Rio Chico	-5,8 %	+47,3 %	-15,0 %	-15,7 %	-5,8 %
Tendencia regional	-5,7 %	+50,9 %	-6,5 %	-8,7 %	-9,1 %

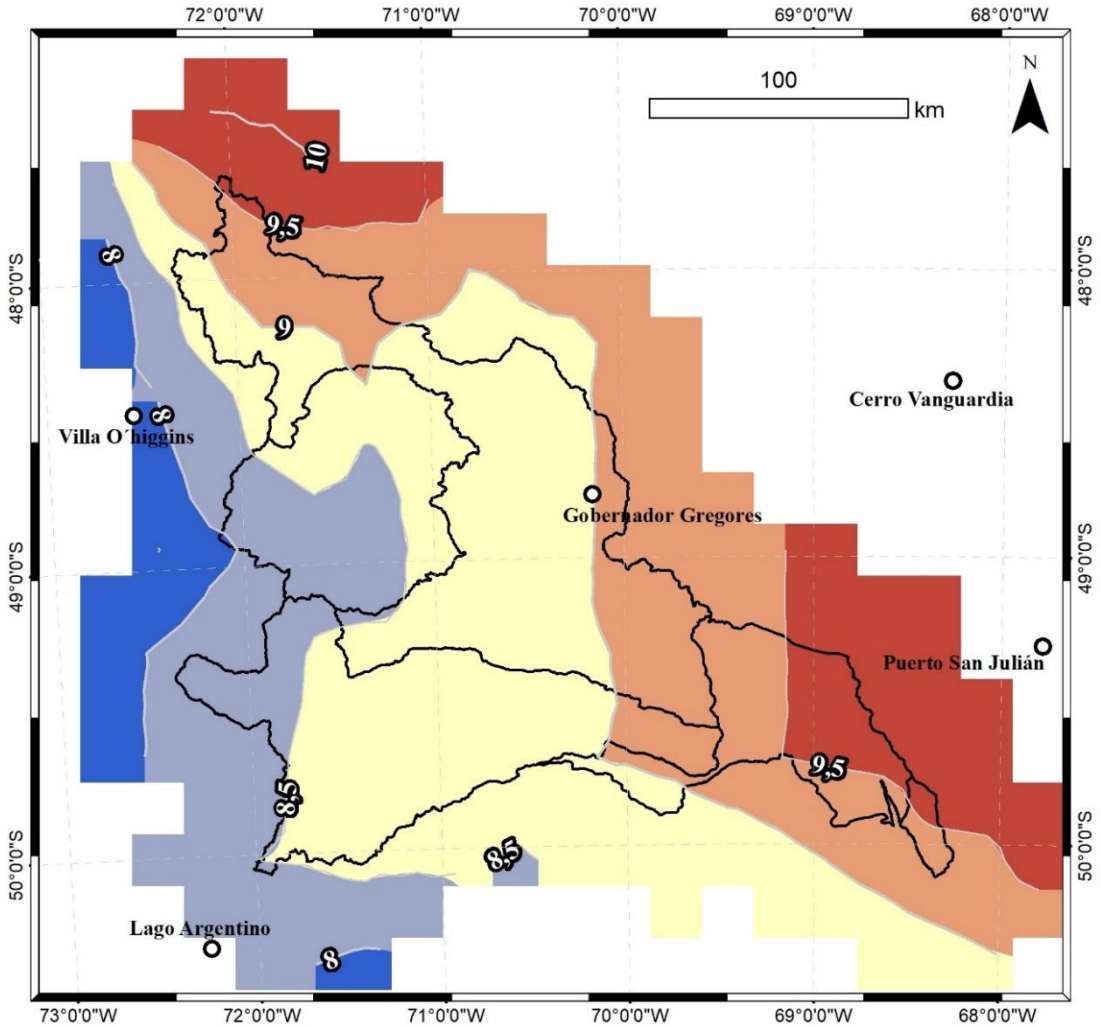


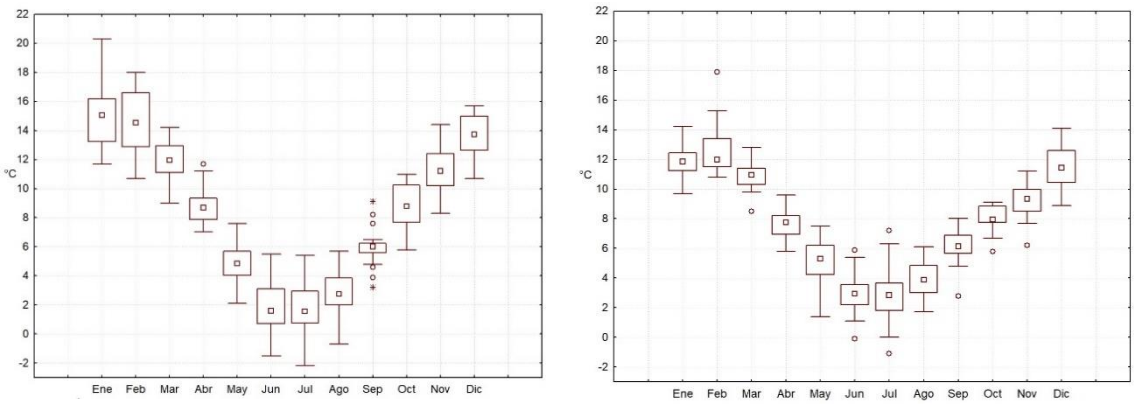
Figura 8. Isotermas medias anuales para la región de interés (RH14), para el período de referencia (normal) 1995 – 2014. Adaptado de Almonacid y otros (2022).

Las menores temperaturas medias anuales se dan hacia la región oeste del área de estudio, donde la estación chilena de Villa O'Higgins representa la de menor promedio anual, con 7,7 °C para el periodo de referencia 1995 – 2014. Para el mes más cálido esta estación presenta la menor temperatura en comparación a las demás estaciones ubicadas en situaciones de costa o mediterráneas, con un valor promedio de 12 °C, mientras que, en el mes más frío, presenta una mayor temperatura media en comparación a las estaciones más continentales y mediterráneas como Gobernador Gregores e incluso Lago Argentino. Esta última zona presenta la menor amplitud térmica intranual (Tabla 4 y Figura 8).

Tabla 4. Características térmicas de las principales estaciones meteorológicas de la región de estudio para el periodo 1995 – 2014.

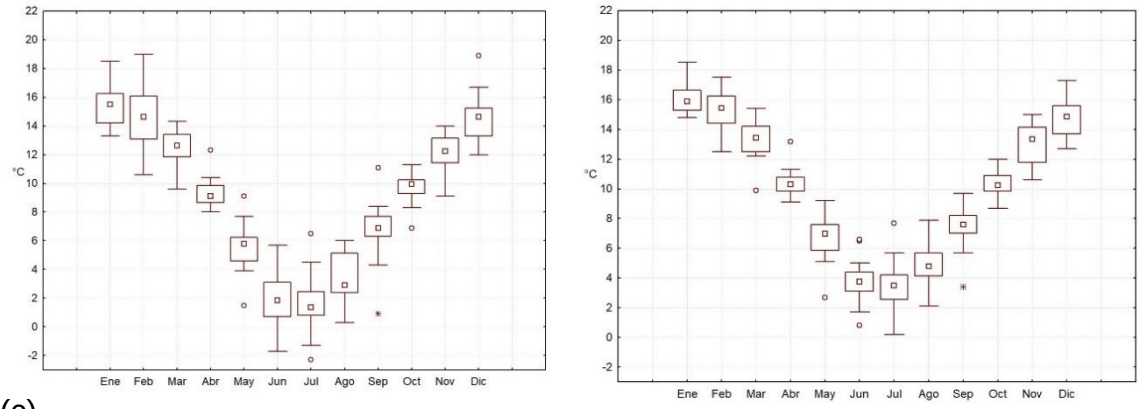
Estación	T_ma (°C)	T_enero (°C)	T_julio (°C)
Lago Argentino	8,4	14,8	1,6
Pto. San Julián	10,0	16,1	3,4
Cerro Vanguardia	10,0	16,8	2,7
Gob. Gregores	9,0	15,5	1,5
Villa O'higgins	7,7	11,9	2,8

T_ma: Temperatura media anual; T_enero: Temperatura media del mes de enero (más caluroso); T_julio: Temperatura media de julio (mes más frio).



(a) (b)

Figura 9a. Boxplots de la temperatura mensual en el período de referencia (normal) 1995-2014, en estaciones extremas representativas de la distribución espacial de la RH14. Calculadas a partir de modelizaciones realizadas por Almonacid y otros (2022). (a) Lago Argentino, (b) Villa O´Higgins.



(c) (d)

Figura 10b. Boxplots de la temperatura media mensual en el período de referencia (normal) 1995-2014, en estaciones extremas representativas de la distribución espacial de la RH14. Calculadas a partir de modelizaciones realizadas por Almonacid y otros (2022). (c) Gobernador Gregores, y (d) Puerto San Julián.

La región presenta un importante déficit anual de precipitaciones, observable a partir del balance hídrico de superficie (modelizado a partir de fuentes de información diversas), equivalente a unos 821,7 mm analizado comparativamente entre la evapotranspiración de referencia (ETo) y las lluvias promedio del período normal (1995-2014), (Tabla 5). En relación a los calculados 7,847 hm^3 anuales generados en promedio anualmente en términos de lluvias (Tabla 1), el déficit anual aproximado alcanza unos 28.086,9 hm^3. Estos cálculos son aproximados y deben considerarse solo orientativos, dado que (i) por el momento no se dispone de validaciones regionales para los modelos globales de ETo utilizados, (ii) no se dispone de relaciones kc para transofrmar ETo en ETr y, por otra parte, (iii) se desconocen las contribuciones de las nieves estacionales y su correspondiente fusión para cubrir parcialmente estos cálculos de evapotranspiración.

Los modelos ensayados permiten una buena caracterización de la distribución espacial del fenómeno, concentrándose las zonas más secas en el centro norte de la RH14, entorno a la zona de influencia de Gobernador Gregores (Figura 9).

Tabla 5. Balance hídrico modelizado a escala de RH14 completa, a partir de registros de precipitación para el período normal propuesto por Almonacid y otros (2021) y evapotranspiración de referencia (ETo) extraido de modelos globales para el período 1983 – 2006 (Zhang y otros, 2010).

Momento	ETo (mm) [1]	ETo (mm/dia) [2]	Balance Hídrico (mm)
Verano	446,3 ± 31,4	5,0	-401,2
Otoño	191,3 ± 16,8	2,1	-134,8
Invierno	68,4 ± 7,8	0,7	-23,8
Primavera	303,6 ± 24,4	3,3	-264,7
Anual	1.009,5 ± 79,3	2,8	-821,7

Dónde: [1] valor medio de la RH14 ± desvío estándar; [2] valor promedio representativo de la ETo diaria.

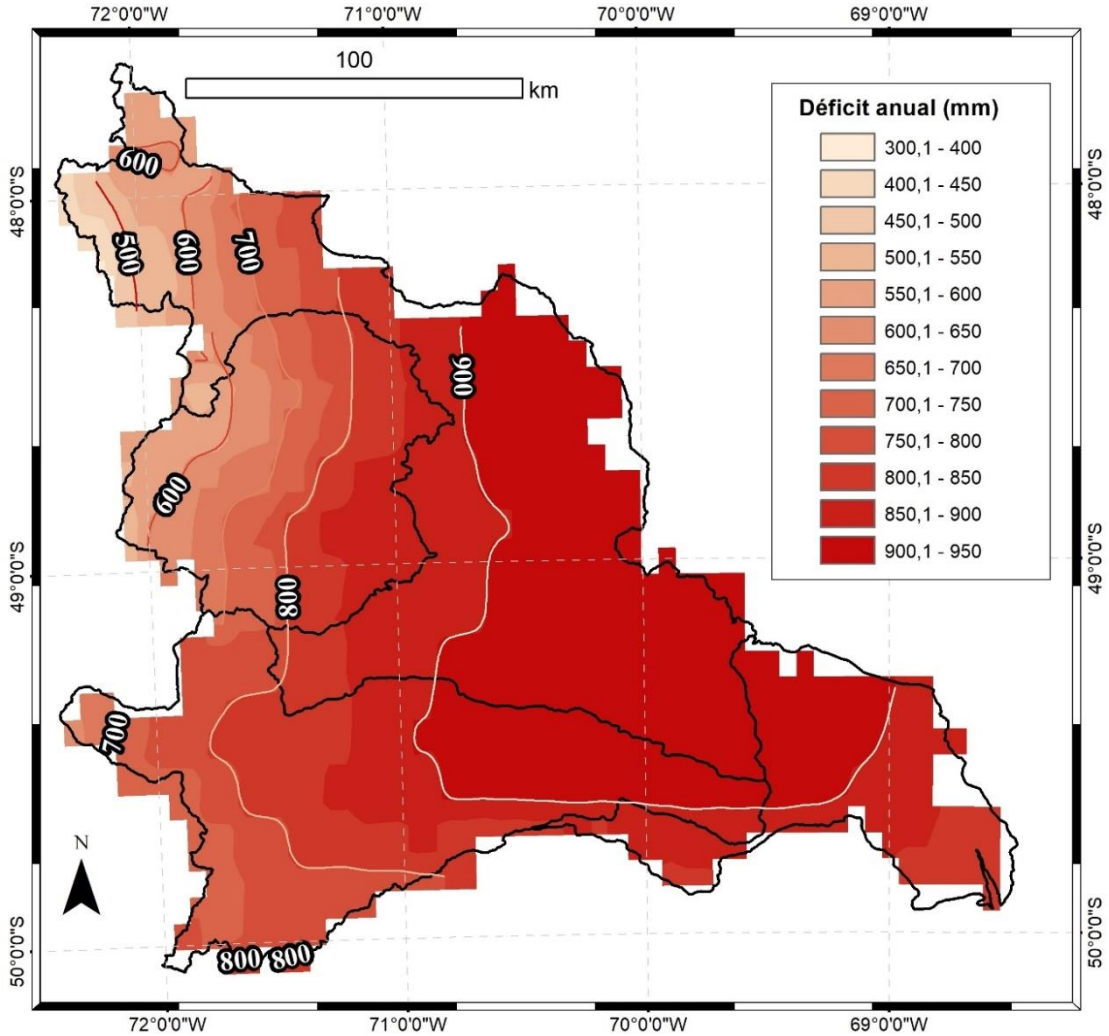


Figura 11. Distribución espacial del balance hídrico modelizado a escala completa en la RH14, a partir de registros de precipitación para el período normal propuesto por Almonacid y otros (2021) y evapotranspiración de referencia (ETo) extraído de modelos globales para el período 1983 – 2006 (Zhang y otros, 2010). En todos los casos se trata de valores deficitarios de lámina anual, expresada en mm.

4.4. Suelos

Las características físicas y químicas de los suelos que integran una cuenca hidrográfica son importantes dado que definen o condicionan muchas características relacionadas a la infiltración del agua precipitada, su almacenamiento y escorrentía, así como también, entre otros fenómenos, al tipo y cantidad de cationes que pueden ser desplazados desde el suelo cuenca abajo e incorporados a los cursos y cuerpos de agua, determinando en gran medida, sus propias características fisicoquímicas. Conocer las características de los suelos permite, en forma preliminar, explicar la presencia de determinados componentes en las aguas de superficie de una región en particular.

De acuerdo con Salazar Lea Plaza y Godagnone (1990), en la región de interés se presentan tres grandes órdenes de suelos: Aridisoles, Molisoles y Entisoles. El primero representa más del 77% de cobertura de la región, mientras que los Molisoles representan el segundo con un 14 % y los Entisoles menos del 6%.

Los **Aridisoles** son, en general, suelos que presentan 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 escasa 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 más húmedas. Resulta muy común la presencia de “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 la zona de interfluvios de los ríos Chico y Chalía, además de las cuencas endorreicas de los lagos Strobel y Cardiel (Figura 10).

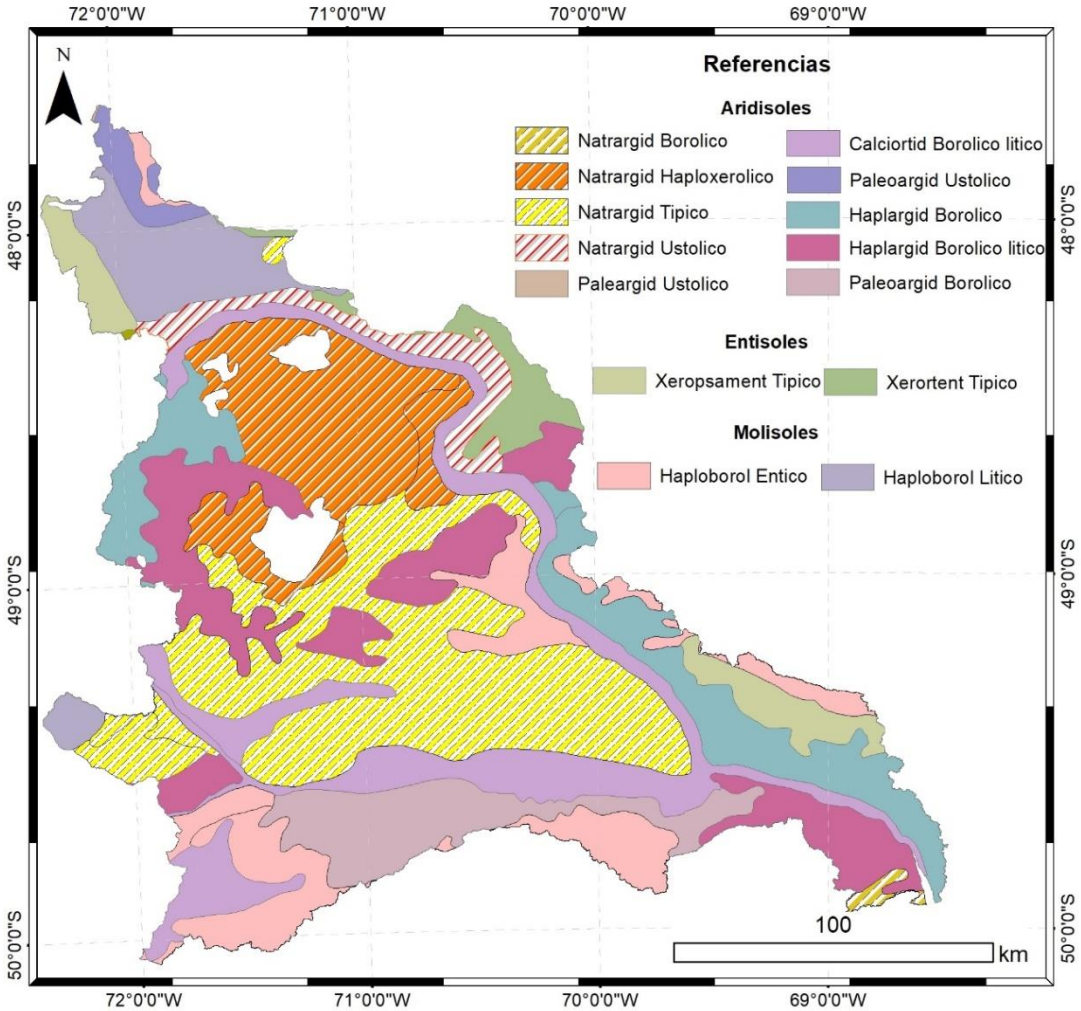


Figura 12. Suelos predominantes en la Región Hidrográfica del Río Chico (RH14), (Diaz y otros, 2021), elaborado por Cruzate y otros (2006) y reeditado por Mata y otros (2013) para su publicación en el Servidor Provincial de Mapas de Santa Cruz (2013).

Dentro de este Orden se encuentran 8 Subgrupos: (1) *Haplargides borólicos*, (2) *Haplargides borólicos líticos*, (3) *Paleargides borólicos,* (4) *Paleargid ustólico,* (5) *Natrargides típicos,* (6) *Natrargides ustólicos,* (7) *Natrargides Haploxerolicos,* (8) *Natrargides borólicos y* (9) *Calciortides borólico lítico.* El primero mencionado (1) se encuentra en la cabecera de los ríos que alimentan al sistema de los lagos Cardiel, Strobel y Quiroga, como también en las terrazas ubicada hacia el norte de la unión de los ríos Chico y Chalía. Se trata de suelos ricos en materia orgánica, de color oscuro y con saturación de bases superior al 50%. Se presenta un horizonte argílico (acumulación de arcilla iluvial) de 22 cm de espesor bien estructurado. Dentro de este mismo gran grupo (*Haplargides*) también se encuentra el subgrupo *Borólico lítico* (2), el cual se distribuye en varios sectores de la región, como por ejemplo al sur de

la desembocadura del rio Chico, así como también al centro y oeste de la región. La principal característica de este tipo de suelos es la irrupción de roca a los 15 cm de profundidad, luego de 10 cm de espesor de un horizonte B2t de textura arcillosa y estructurada en bloques.

Sobre la margen sur del rio Chalía se encuentran suelos del tipo *Paleargides borólicos* (3), caracterizados por la presencia de un horizonte A1, de unos 10 cm de espesor, de textura franco arcillosa muy bien provisto de materia orgánica, con la continuación de un horizonte B2 de textura arcillosa, con un corte a los 30 cm dado por la presencia de roca.

En cabecera del rio Belgrano se encuentra al subgrupo *Paleargid ustólico* (4), caracterizado por presentar un horizonte A1 de colores muy claros y textura franca, bien provisto de materia orgánica, con una saturación de bases muy elevada (90 %). A partir de los 20 cm de profundidad aparece un B2, de textura arcillosa y estructurado en columnas y prismas gruesos y fuertes. A los 55 cm de profundidad se encuentra el B3 que supera los 100 cm de espesor, con textura franca. Dentro del gran grupo *Natrargides*, encontramos a los subgrupos predominantes *Natrargides haploxerólicos* (7) y *Natrargides típicos* (5), ubicados en la porción central de la RH, en donde los primeros se encuentran asociados a la meseta volcánica del lago Strobel y los segundos se encuentran en la región de interfluvio de los ríos Chico y Chalía principalmente. *N. haploxerólicos* son suelos formados principalmente por cuatro horizontes, con una secuencia A1 (textura franco arenosa), B21t, B22t (ambos de textura arcillosa) y B3 (textura franco arenosa), donde todo el perfil presenta abundante gravilla fina y media. Los *N. típicos* también mantienen una secuencia de cuatro horizontes, A2, B21t, B22t, B3x; donde el epipedón ócrico (A2) es de textura franca y su estructura es de tendencia laminar, el B2 argílico (arcillas iluviales) tiene 27 cm de espesor, de textura arcillosa, mientras que el B3 se encuentra muy cementado con carbonato de calcio y forma un conglomerado con los rodados patagónicos. Ocupando el fondo de valles, de los principales ríos de la cuenca hidrográfica, encontramos *Calciortides borólico lítico* (9), el cual presenta tres horizontes claramente diferenciables: A1, AC y C1. El A1, de unos 8 cm de espesor, tiene una textura franco arcillo arenosa, de colores muy claros, muy bien provisto de materia orgánica. El horizonte de transición AC es de textura franca, con estructura en bloques medios y débiles, con abundante carbonato de calcio en la masa y concreciones. A partir de los 25 cm de profundidad y hasta los 43 cm se encuentra un horizonte de textura franca, sin estructura definida y abundante carbonato de calcio. El perfil se encuentra truncado por la presencia de roca a los 43 cm de profundidad. En todos estos casos, la presencia de arcillas, sales y los impedimentos a un buen

drenaje han sido reconocidos en estudios precedentes para buena parte de los suelos mencionados, como limitantes para la irrigación (Cornejo y otros, 2013).

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^{+}. 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 se encuentran en pequeñas porciones a lo largo de toda la cuenca (Figura 10).

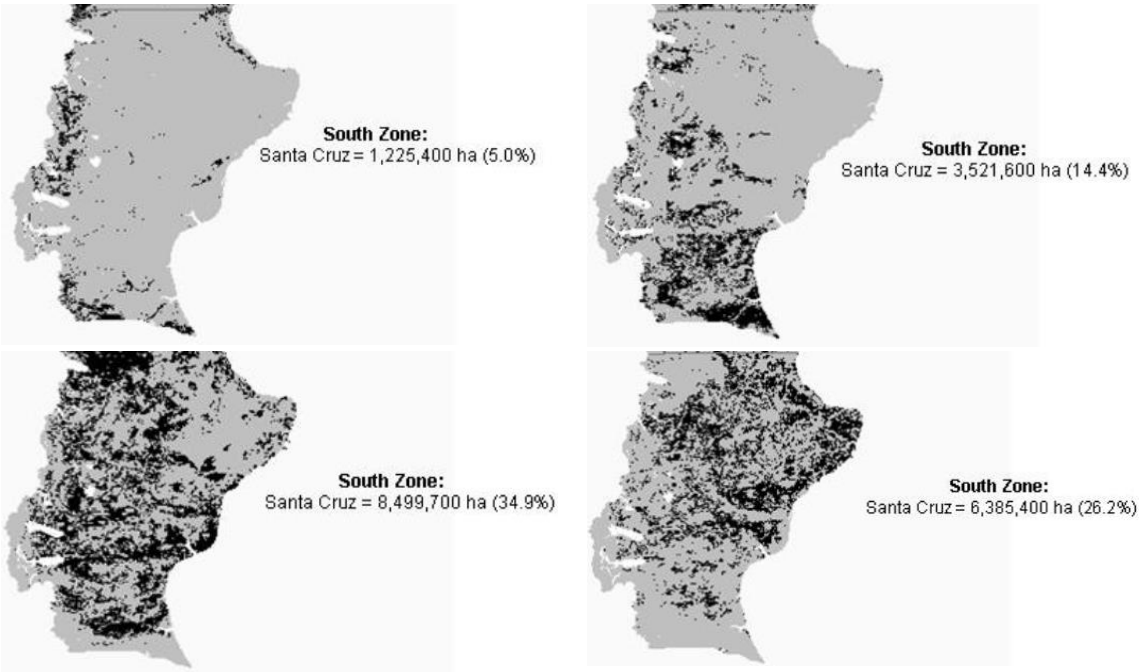
Dentro de este Orden se encuentran dos Subgrupos: (1) *Haploboroles énticos* y (2) *Haploboroles líticos*. Los primeros mencionados (1) son suelos profundos, compuestos por dos horizontes, el primero A1, de ~35 cm, se divide en dos, un A11 de textura franco arenosa, con estructura en bloques finos y débiles y con abundante materia orgánica (5,5%) y un A12 de textura franco arenosa, con estructura en bloques gruesos y débiles. 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 sur de la región, así como también una pequeña porción al noreste de la misma (Figura 10). Los *H. líticos* (2) son suelos con un epipedón mólico de 28 cm de espesor, donde se define un A1, de textura franco arenosa y estructura en bloques medios y débiles, bien provisto de materia orgánica. El horizonte transicional, AC de 16 cm, es de textura franco arenosa, con estructura en bloques medios y débiles. En la base del horizonte aparecen clastos, a mayor profundidad se pon en contacto con la roca. Estos suelos se ubican en las nacientes del rio Belgrano, así como también en las nacientes del rio Chalía.

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.

Dentro de este orden es posible encontrar dos subgrupos; *Xerortentes típicos* y *Xeropsamentes tipicos* (Figura 10). Los primeros, ubicados sobre las

planicies lávicas al norte de la localidad de Gobernador Gregores, se caracterizan por presentar un horizonte transicional AC de 10 cm de espesor, muy claro, sin estructura definida y moderadamente provisto de materia orgánica; inmediatamente por debajo se encuentran sedimentos que tienen más de 100 cm de profundidad. Los segundos mencionados se encuentran asociados a pequeñas áreas al extremo oeste de la región, así como al este de la misma. Estos son suelos desarrollados sobre acumulaciones arenosas, donde se encuentra un horizonte AC de 40 cm de espesor, de textura arenosa y sin estructura definida, a continuación y hasta los 210 cm se separan distintos mantos de arena los cuales tienen moderada cantidad de gravas finas y medias.

La región de trabajo se encuentra sometida a notorios procesos de degradación y pérdida de suelos, evidente, entre otros síntomas, en la reducida receptividad ganadera de sus tierras y el grado de abandono de establecimientos ganaderos, no obstante lo cual por el momento aún son escasos los estudios sobre el tema, en especial cuantitativos, en la Patagonia Austral en general. Del Valle y otros (1998) aproxima para Santa Cruz, un 87,7 % de su superficie afectada por procesos de desertificación con algún nivel de significación, entre los cuales los niveles más severos se encuentran concentrados en el centro y norte de la provincia (Figura 11).



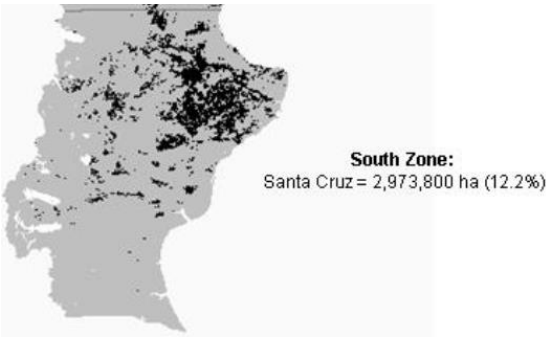


Figura 13. Niveles de desertificación en la provincia de Santa Cruz establecidos por Del Valle y otros (1998): (i) ligeramente (superior izq.), (ii) moderadamente (superior der.), (iii) moderado a severamente (centro izq.), (iv) severamente (centro der.) y (v) muy severamente (inferior izq.).

A partir del modelo de erosión hídrica teórica, propuesto por Gaitán y otros (2017), es posible reconocer que en la RH14 predominan situaciones en las cuales los riesgos actuales son relativamente bajos o leves, representando hasta un 67,1% de la región, con valores esperados de hasta 10 tn/ha*año, equivalente a una lámina promedio (teórica) de 0,4 y 0,8 mm/año dependiendo de las densidades de referencia para los diferentes tipos de suelos de la región (Tabla 6). Estas tierras se encuentran distribuidas en todos los ambientes de la RH14 con un fuerte predominio en zonas bajas y mesetas (Figura 12).

Tabla 6. Distribución de la erosión actual modelizada (teórica) y representatividad porcentual, a partir del método USLE (Ecuación universal de la pérdida de suelo), adaptada de Gaitán y otros (2017), para la RH14.

PERDIDA DE SUELO (tn/ha/año)	Superficie (km^2)	Represent. (%)	Lámina de suelo equivalente (mm)		Categoría *
0 – 0,1	4,7	0,01 %			
0,11 – 0,5	3.610,6	10,58 %	0,0 - 0,0	0,0 - 0,0	
0,51 – 1,0	3.091,4	9,05 %			Leve
1,1 – 5,0	8.578,7	25,13 %	0,1 - 0,1	0,4 - 0,4	
5,1 – 10,0	4.197,6	12,29 %	0,4 - 0,4	0,8 - 0,7	
10,1 – 50,0	9.042,8	26,49 %	0,8 - 0,7	4,1 - 3,5	Moderada
50,1 – 100,0	1.415,7	4,15 %	4,2 - 3,5	8,3 - 6,9	Alta
100,1 – 500,0	739,4	2,17 %	8,3 - 7,0	41,7 – 34,7	
500,1 – 1.000,0	16,9	0,05 %	41,7 - 34,7	83,3 - 69,4	Muy alta
>1.000,1	0,9	0,00 %	83,3 - 69,4	125,0 - 104,1	

Dónde: Láminas de suelo equivalente se han calculado para rangos de mínima y máxima extremos, para un valor específico de tn/ha*año considerando dos densidades aparentes de referencia para suelos de la región: 1,200 tn/m^3 de acuerdo a Gaitán y otros (2017), (columna izq.) y 1,441 tn/m^3 de acuerdo al promedio de suelos regionales propuesto por Drapek y Neilson (2005). * Las categorías son orientativas y se extrajeron de FAO (1980), citado por Gaitán y otros (2015).

Un segundo grupo, con riesgos erosivos moderados, entre 10 y 50 tn/ha*año (láminas equivalentes de suelo de 0,7 a 4,1 mm/año), acompaña al grupo anterior, homogéneamente representado en toda la RH14 cubriendo hasta un 26,5% del territorio. En conjunto, ambas situaciones representan poco más de un 90% de la región con niveles relativamente bajos en términos de riesgo erosivo hídrico. Unas pocas regiones, con riesgos mayores y volúmenes de pérdida de suelo (teóricos) significativamente más elevados, por sobre las 50 tn/ha*año, solo representan proporciones reducidas de territorio restringido a manchones dispersos en el occidente de la RH (Figura 12).

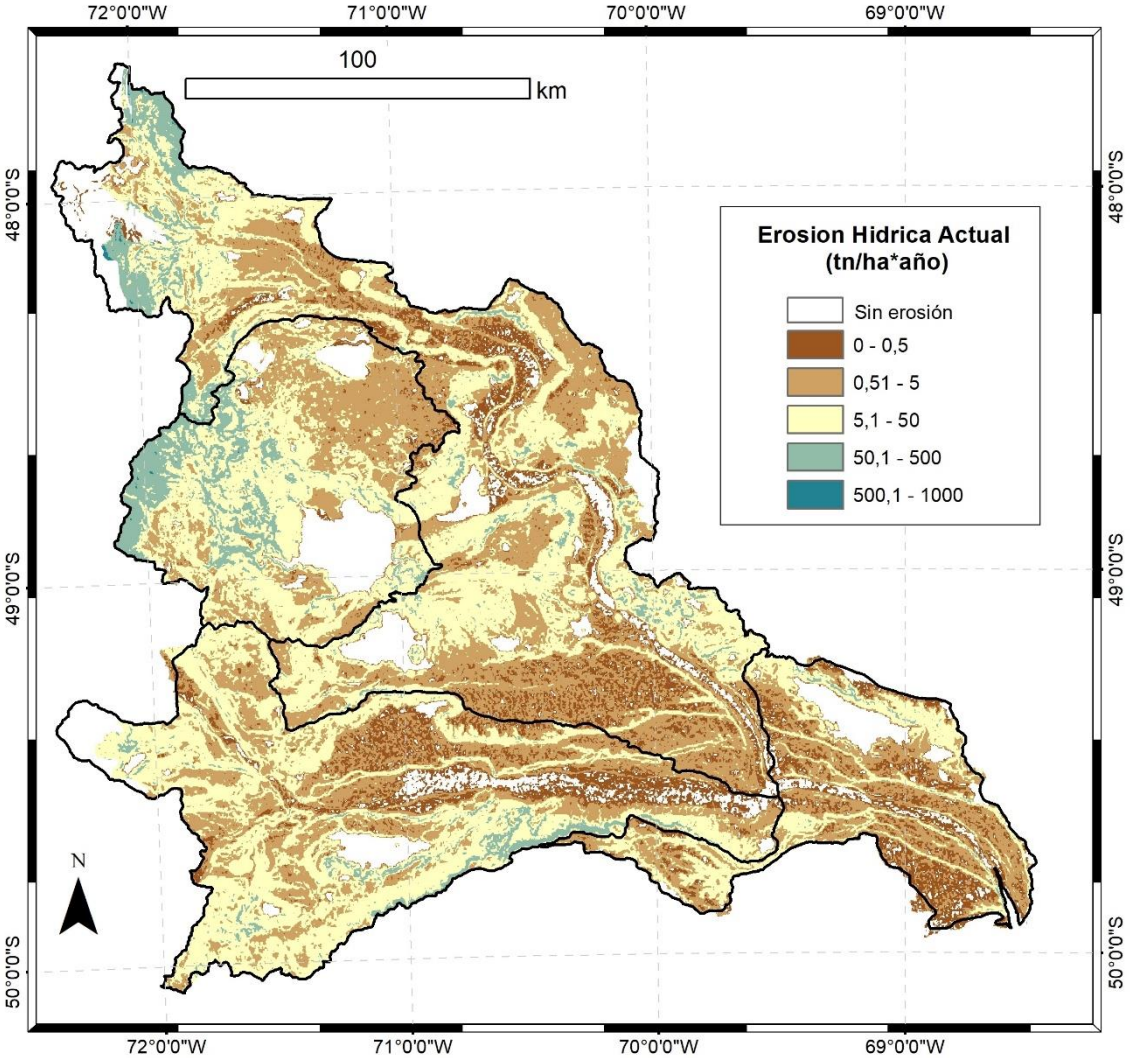


Figura 14. Erosión hídrica actual modelizada (teórica) para la RH14 a partir del modelo USLE, adaptado de Gaitán y otros (2017) mediante una reclasificación en 10 categorías erosivas esperadas para el rango de valores obtenidos en el modelo original (Tabla 6).

Las referencias disponibles resultan aproximaciones genéricas al problema de la erosión hídrica potencial en la región, no obstante lo cual resultan una herramienta valiosa para orientar prácticas específicas de manejo y, en especial, de conservación sobre la base de riesgos y vulnerabilidades del recurso. Desafortunadamente, tal vez sobre uno de los mayores riesgos para los suelos de la RH14 como lo representa la erosión eólica, aún no se dispone de aproximaciones cuantitativas que permitan una descripción del fenómeno.

4.5. Ictiofauna

El lago Cardiel (48° 57´ S, 71° 13´ O) pertenece a una cuenca endorreica ubicada en la estepa patagónica de Santa Cruz, a unos 75 km de la localidad de Gobernador Gregores (Figura 13). Posee una superficie de 460 km^2, una profundidad media de 49 m y una altura sobre el nivel del mar de 300 m. En sus aguas existen poblaciones autosostenidas de trucha arco iris, una especie exótica invasora que fue sembrada en 1943 y, a causa de ello, a partir de 1950 se desarrolló una importante pesquería comercial y recreacional basada en este recurso. Con el tiempo se evidenciaron signos de deterioro en la calidad de la pesca, ya que, si bien en sus orígenes las capturas se caracterizaron por sus tallas, posteriormente hubo una reducción significativa en la calidad de la pesca reflejándose en una marcada disminución en las tallas y los pesos. La condición de los peces, lejos de destacarse como en tiempos pasados, es la más baja registrada entre todas las poblaciones de trucha arco iris de Santa Cruz para las cuales se tienen datos (Pascual y otros, 2001).

Figura 15. Lago Cardiel (año 2022).

Actualmente existe una pequeña concesión manejada por un grupo familiar autorizados a realizar pesca comercial con redes agalleras (Figura 14), en conjunto con un uso como sitio de esparcimiento y pesca recreacional, principalmente de habitantes de Gobernador Gregores, en este último caso basada en la cantidad de ejemplares y no en la calidad de los mismos.

Figura 16. Embarcaciones utilizadas para la pesca comercial con redes agalleras en el lago Cardiel.

El lago Cardiel es sede de uno de los eventos más antiguos de la provincia, ya que desde 1970 tiene lugar la “Fiesta Provincial del Salmón”, festividad que atrae gran cantidad de pescadores de toda la provincia. Adicionalmente se encuentra emplazado en una de las rutas turísticas más importantes del país, formando parte de dos corredores turísticos: el “Corredor Ruta 40” y el “Corredor del Viento”. Dada su ubicación geográfica –el centro de la provincia de Santa Cruz– también comparte corrientes turísticas con la ruta 3 (o “Corredor Ruta Azul”) a la que está conectada por varias arterias provinciales y nacionales. Con respecto a la ruta 40, es necesario destacar la importancia que posee, puesto que lo conecta con importantes destinos y atractivos turísticos, tales como la ruta escénica 41, Perito Moreno, Cueva de las Manos, el Parque Nacional Perito Moreno, y al sur con El Chaltén y El Calafate.

Por las razones mencionadas, y principalmente por demanda del municipio de Gobernador Gregores, desde 2020 se vienen llevando a cabo

reuniones entre varias instituciones del gobierno provincial con el objetivo de evaluar la potencialidad de mejora en la calidad de la pesca, y a su vez poner en valor al lago Cardiel y su ambiente perilago para un uso de tipo multiactividad. La puesta en valor de sus pesquerías recreacionales emerge como uno de los principales atractivos, aunque dada la situación actual se considera que debe implementarse algún tipo de manejo sobre las poblaciones de trucha arco iris, considerando las posibilidades de mejorar la calidad de las capturas, medidas como talla de los ejemplares.

El único estudio disponible sobre la calidad de pesca en el lago fue realizado por Pascual y otros (2001), en el cual se evaluaron 4 hipótesis para explicar el deterioro de la misma:

- *Sobrepesca por tamaño*, debida a una extracción de ejemplares por encima de los adecuados para los estándares de calidad que se desean.
- *Deterioro genético del stock de truchas*, debido a las siembras realizadas durante los años de explotación comercial hasta 1995.
- *Deterioro ambiental*, producido por cambios en las condiciones físicas del lago.
- *Déficit alimentario*, por carga excesiva de truchas.

Luego de analizar los resultados, estos investigadores concluyeron que "*Los datos analizados en este informe sugieren que es poco probable que el deterioro de la pesca se deba primariamente a un problema de sobreexplotación del recurso. Las hipótesis que aparecen como más probables son un deterioro genético o un deterioro de la base alimentaria de los peces. Ambos escenarios sugieren que habría que aplicar un plan de raleo de la población"*, para lo cual se proponen algunos lineamientos. Básicamente, el análisis histórico de las capturas mostró reducciones en las tallas y pesos a lo largo del tiempo, así como de su condición corporal, complementando lo observado en fotos históricas, que muestran tallas hoy desconocidas (Figura 15).

El lago Strobel (71,11^{o} O, 48,26° S, 100 km^{2}) pertenece también a una cuenca endorreica y es mundialmente reconocido por su excelente calidad de pesca, teniendo como especie blanco la trucha arco iris, único pez que habita este ambiente (Figura 16). Este pesquero se destaca, a diferencia del lago Cardiel, por la abundancia de peces de gran tamaño y excelente condición en términos de su robustez. A la vez, el sector cuenta con atractivos paisajísticos únicos, caracterizados por una topografía modelada por eventos volcánicos, una cuenca rodeada por altas paredes basálticas, varias especies autóctonas

carismáticas y un entorno agreste. Tal es así, que a pesar de su remota ubicación y difícil acceso, el lago Strobel se ha convertido en uno de los destinos de pesca recreacional más destacados a nivel mundial. Sin embargo, las hipótesis de deterioro de la calidad de pesca mencionados para el Cardiel, también pueden estar operando en el Strobel, por lo cual es importante estudiar lo que sucede en ambos ambientes a fines comparativos.

Figura 17. Inicios de la pesca en el Lago Cardiel, cerca de la Bahía de los Pescadores, 1951. Tomado de Pascual y otros (2001).

De manera complementaria, otras lagunas existentes sobre la meseta del Strobel fueron sembradas con salmónidos con fines comerciales potenciando el valor pesquero de la región. Por tratarse de sitios que no presentan hábitats adecuados para la reproducción, el manejo de las mismas se trató básicamente en la extracción y resiembras a lo largo del tiempo. De esta forma varios productores han decidido no continuar con la explotación comercial debido a que en muchos casos la actividad resulto inviable económicamente en estos ambientes. Ésta pérdida de interés por parte de los superficiarios motivó a la eliminación de truchas, de manera total o parcial, en algunas lagunas. La disminución de la biomasa de truchas, en las lagunas, favorece a la conservación de las características naturales y especialmente al establecimiento de la avifauna que también constituye un gran potencial para el

desarrollo de la actividad turística. A raíz de estos eventos, en el año 2020 se firmó un convenio marco entre la Secretaría de Estado de Ambiente, la Secretaría de Estado de Pesca, Consejo Agrario Provincial y el Proyecto Maca Tobiano con el objetivo principal de "…establecer pautas para el manejo sustentable de las poblaciones de salmónidos introducidos en cuerpos de agua ubicados en la denominada "Meseta del Lago Strobel", en la Provincia de Santa Cruz…", entre otros (Acuerdo Interinstitucional de Colaboración, 2020).

Figura 18. Lago Strobel.

4.6. Los ambientes naturales

De acuerdo a la clasificación de Oliva y otros (2001), la región hidrográfica de los ríos Chico y Chalía (RH14) se encuentra representada por cuatro grandes áreas ecológicas. Entre éstas, la de mayor distribución es la *Meseta Central*, que ocupa poco más del 80 % de los 34.141,8 km^2 de superficie total (Tabla 7, Figura 17). Se trata de una extensa y diversa región del centro – norte de Santa Cruz, que comprende 14,3 millones de hectáreas en el territorio provincial y cubre un número cercano a los 609 establecimientos ganaderos.

La fisonomía de la *Meseta Central* es una asociación de arbustos bajos y coirones que cubren mesetas y serranías, formando una estepa muy abierta en una matriz de suelo desnudo, mantillo y pavimentos de erosión. Las especies dominantes son *Mulguraea tridens* (mata negra), *Nassauvia glomerulosa* (colapiche), *Pappostipa speciosa*, *Pappostipa humilis* y *Pappostipa chrysophylla* (coirones amargos). La vegetación se presenta, en general, como una estepa de arbustos enanos (Figura 18), rastreros, de muy baja cobertura

vegetal del suelo (20 o 30%), con arbustos de porte mayor que siguen las líneas de escorrentía y grandes áreas cubiertas de pavimento de erosión, en un relieve de planicies aluviales de rodados patagónicos y mesetas sedimentarias.

Tabla 7. Distribución areal de las áreas ecológicas de la cuenca de los ríos Chico y Chalía. Calculado a partir de la propuesta de Oliva y otros (2001).

Área Ecológica	Superficie ocupada (%)
Meseta Central	82,0
Matorral de mata negra	2,5
Pastizal subandino	14,1
Complejo andino	1,4

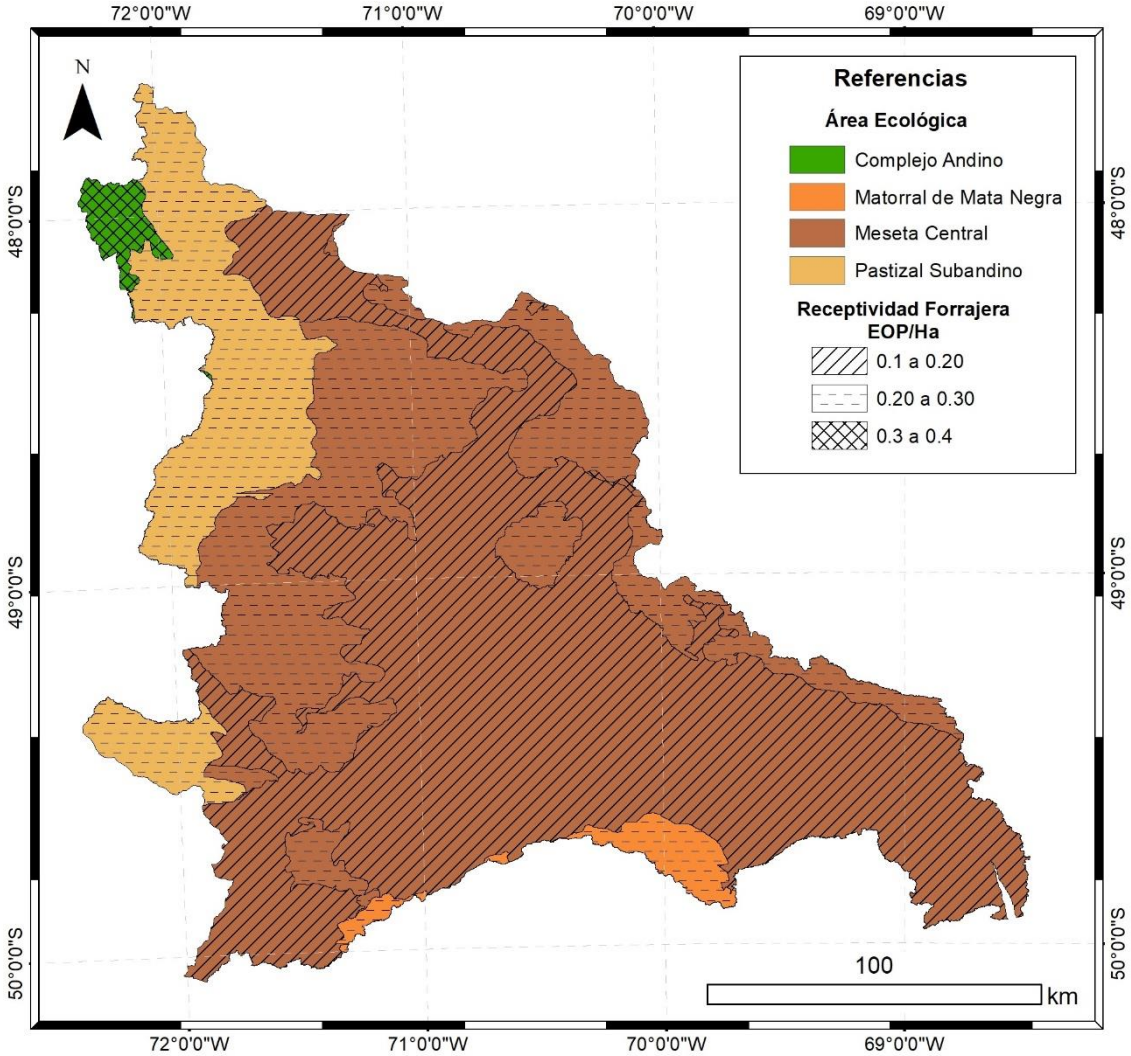


Figura 19. Distribución de áreas ecológicas y receptividad forrajera (EOP/Ha) en la RH14 de los ríos Chico y Chalía (adaptado de Oliva y otros, 2001).

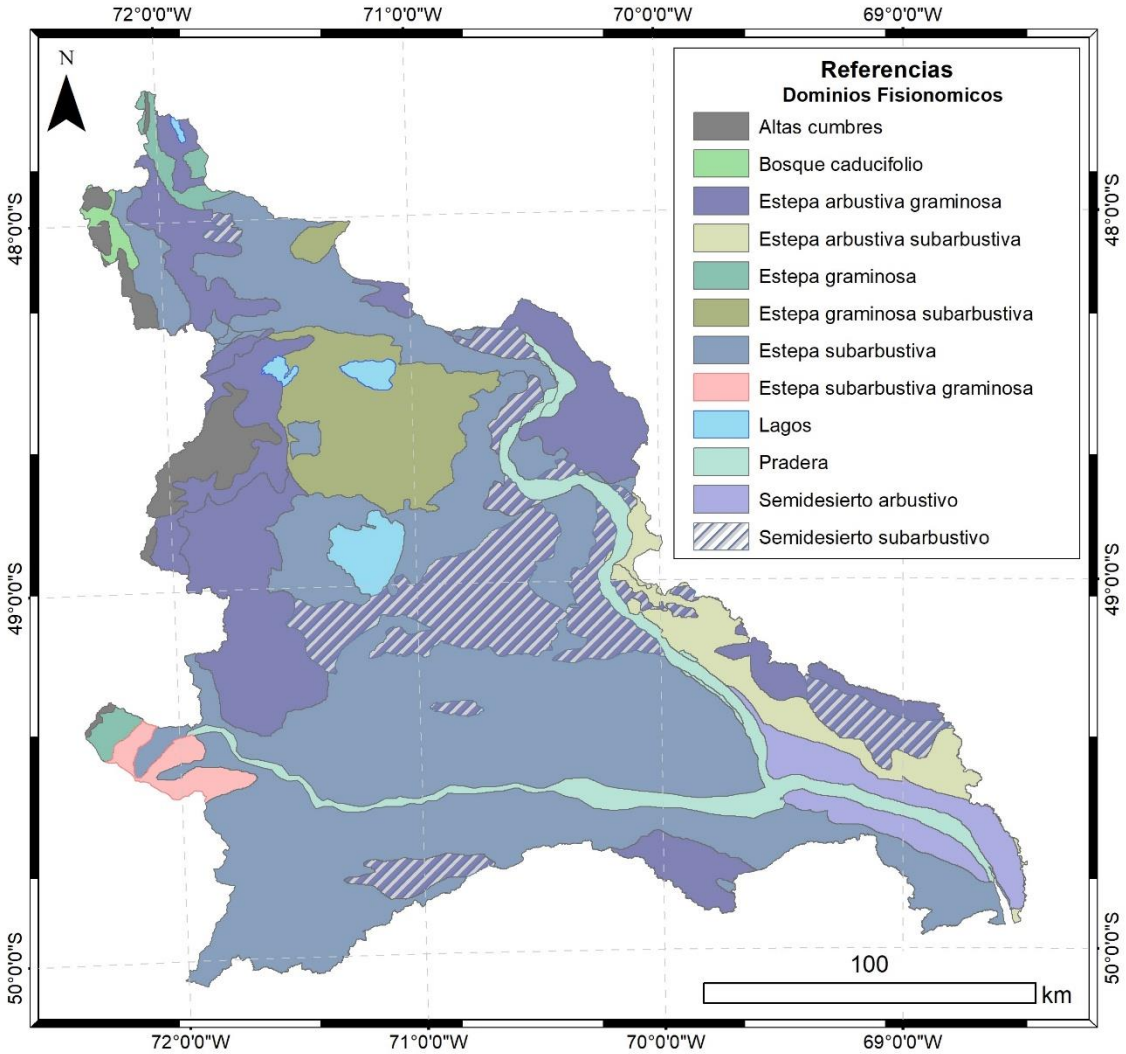


Figura 20. Distribución dominios fisionómicos en la RH14 de los ríos Chico y Chalía (adaptado de Oliva y otros, 2001).

En general, la colapiche (*Nassauvia glomerulosa*), un pequeño arbusto rastrero, es dominante y característico en las estepas subarbustivas que cubren la mayor parte del área. En la etapa final de su degradación (situación común en la RH14) son llamadas “eriales o semidesiertos”. Los coirones amargos de *Pappostipa speciosa* y el coirón pluma (*Jarava neai*) son importantes en áreas poco degradadas. En zonas de acumulación de arenas se intercalan otros coirones amargos, indicadores de degradación (*Pappostipa humilis*, *Pappostipa chrysophylla*) y el coirón enano (*Pappostipa ibari*). El coirón blanco (*Festuca pallescens*) subsiste en mesetas sedimentarias y basálticas altas. El coirón poa (*Poa dusenii*) y *Carex argentina* son especies forrajeras importantes en la RH14. Es también común ver arbustales bajos de mata negra

(*Mulguraea tridens*) en las mesetas basálticas y siguiendo las redes de drenaje subterráneo en las estepas (Figura 18). Los cañadones presentan arbustales de mata amarilla (*Anartrophyllum rigidum*), molle (*Schinus polygamus*) y calafate (*Berberis heterophylla*). Entre los subarbustos, la manca perro (*Nassauvia ulicina*) y la uña de gato (*Chuquiraga aurea*) son comunes en zonas degradadas con suelos arcillosos y abundantes pavimentos de erosión. El neneo enano (*Mulinun microphyllum*) y la *Ephedra frustillata* son también arbustos enanos importantes. La mayor parte de esta área ecológica presenta una muy baja receptividad forrajera, con una carga que oscila entre los 0,1 a 0,2 EOP/ha, con una pequeña porción entre los 0,2 a 0,3 EOP/ha (Figura 17), según las aproximaciones realizadas por INTA hacia 2013.

Ocupando las cabeceras de los ríos Chalía (al suroeste), Belgrano y Lista (al noroeste) encontramos una representación del área ecológica *Pastizal subandino*, una estepa graminosa dominada por el coirón blanco (*Festuca pallescens*) como especie principal y usualmente acompañada por el huecú (*Festuca argentina*). Entre los arbustos se destacan las matas semiesféricas de neneo (*Mulinum spinosum*), mata negra (*Mulguraea tridens*), calafate (*Berberis buxifolia*), mata mora (*Senecio filaginoides*) y mata torcida (*Nardophyllum obtusifolium*). La receptividad forrajera para esta área ecológica se presenta entre 0,2 a 0,3 EOP[1]/ha (Figura 17), según las aproximaciones realizadas por INTA hacia 2013.

Al sur de la RH14, se extiende una franja representada por el área ecológica *Matorral de mata negra* ocupando un poco más del 2% de la superficie (Tabla 7). Ésta, es una estepa arbustiva de porte medio, de unos 70 cm de altura, dominada en un 60-70% por la mata negra (*Mulguraea tridens*), en algunos casos en forma continua y en otros en forma de mosaicos de estepa graminosa constituido por *Pappostipa sp, Pappostipa speciosa* (coirón amargo) y *Festuca sp*. Incluye, además, individuos de *Nassauvia darwinii*, *Acaena poeppigiana* y *Azorella caespitosa*.

Finalmente, en una pequeña porción al noroeste de la RH14, en la zona del lago Burmeister, es posible encontrar el área ecológica *Complejo andino,* caracterizado por la presencia de bosques caducifolios de especies del genero *Nothofagus* ocupando laderas y valles con praderas y semidesiertos de altura. En esta zona prevalece la lenga (*Nothofagus pumilio*), la que ocupa un total de 10.700 Hectáreas (Peri y otros, 2018). Esta es una de las áreas más productivas desde el punto de vista forrajero, con una receptividad entre 0,3 a 0,4 EOP/ha (Figura 17), según las aproximaciones realizadas por INTA hacia

[1] EOP (Equivalente Ovino Patagónico): Promedio de los requerimientos de una oveja Corriedale de 49 kg de peso vivo al servicio, esquilada en septiembre, que gesta y desteta un cordero de 20 kg vivo a los 100 días de lactancia.

2013, si bien representando un 1,4% de la superficie total de la RH14. El 98,6% restante de la superficie presenta EOP/ha por debajo o equivalente a 0,3.

4.7. Paisajes

Cerca del 20% de la superficie de la cuenca está representada por una planicie aluvial antigua y pedimentos, ubicados entre los ríos Chico y Chalía (Figura 19, Tabla 8). Este paisaje se corresponde con un relieve de lomadas suaves y redondeadas, que en ocasiones se encuentran aisladas y no presentan gran extensión areal.

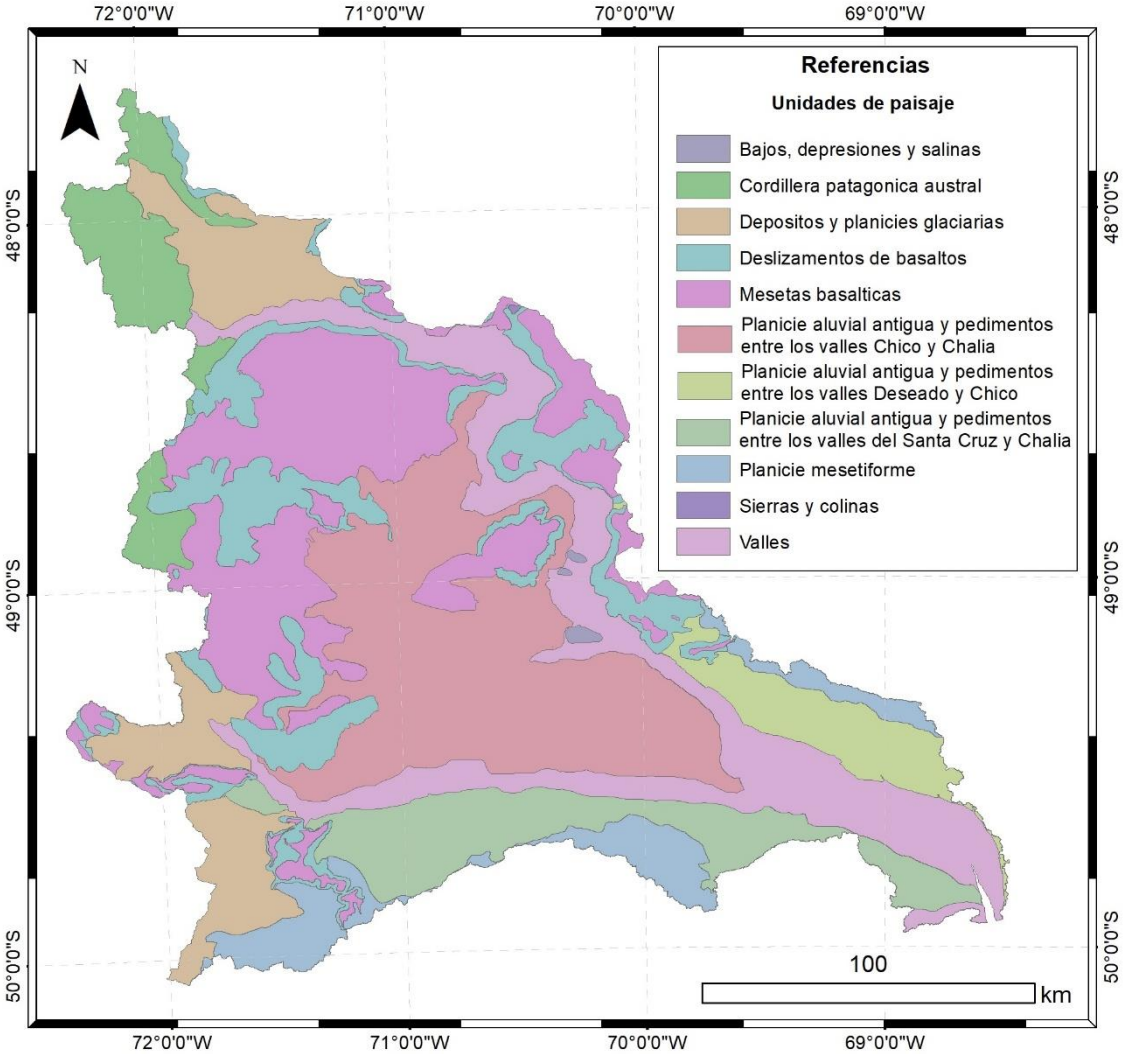


Figura 21. Unidades de paisaje predominantes en la Región Hidrográficas del río Chico Central (RH14), (adaptado de Oliva y otros, 2001).

Tabla 8. Distribución areal de las principales unidades de paisaje de la cuenca de los ríos Chico y Chalía (calculado sobre la propuesta de Oliva y otros, 2001).

Unidad de paisaje	Superficie ocupada (%)
Planicie aluvial antigua y pedimentos entre los valles Chico y Chalía	20,6
Mesetas basálticas	19,2
Valles	15,2
Planicie mesetiforme	12,8
Deslizamientos de basaltos	11,5
Planicie aluvial antigua y pedimentos entre los valles del Santa Cruz y	8,4
Depósitos y planicies glaciarias	6,3
Planicie aluvial antigua y pedimentos entre los valles Deseado y	4,3
Sierras y colinas	<1
Bajos, depresiones y salinas	<1
Cordillera patagónica austral	<1

Otro de los paisajes dominantes en la región son las mesetas basálticas y los deslizamientos asociados (Tabla 8), asociado principalmente a la meseta del lago Strobel (Figura 19), y condicionado por la presencia de bancos duros de naturaleza basáltica en forma de mantos, rodeados de fuertes pendientes producidas por el proceso de remoción en masa de grandes fragmentos caídos por gravitación. Estas estructuras varían sus altitudes entre 640 a 1.600 msnm. Los valles representan otro de los paisajes dominantes en la región, ocupando más del 15% de la superficie total de la Rh14 (Tabla 8). La amplitud de los mismos denota el material homogéneo sobre el cual fue labrado. Las terrazas asociadas están compuestas por materiales de edad terciaria y solo los niveles más bajos están compuestos en su totalidad por material de acarreo.

4.8. Geomorfología

Es posible identificar diferentes unidades geomorfológicas dentro del área de interés, siendo las más destacadas las originadas por procesos glaciarios, volcánicos y fluviales (Figura 20). En el sector extraandino, el volcanismo constituye uno de los procesos endógenos más importantes, el cual ha dado origen a extensas planicies estructurales lávicas a partir de la erosión de coladas basálticas (Pereyra y otros, 2002). En el sector central se destaca la Meseta del Strobel por su gran extensión, la que aloja diversos bajos sin salida, algunos de los cuales presentan grandes dimensiones en los que se emplazan lagos como el Quiroga, Quiroga Chico y el Strobel.

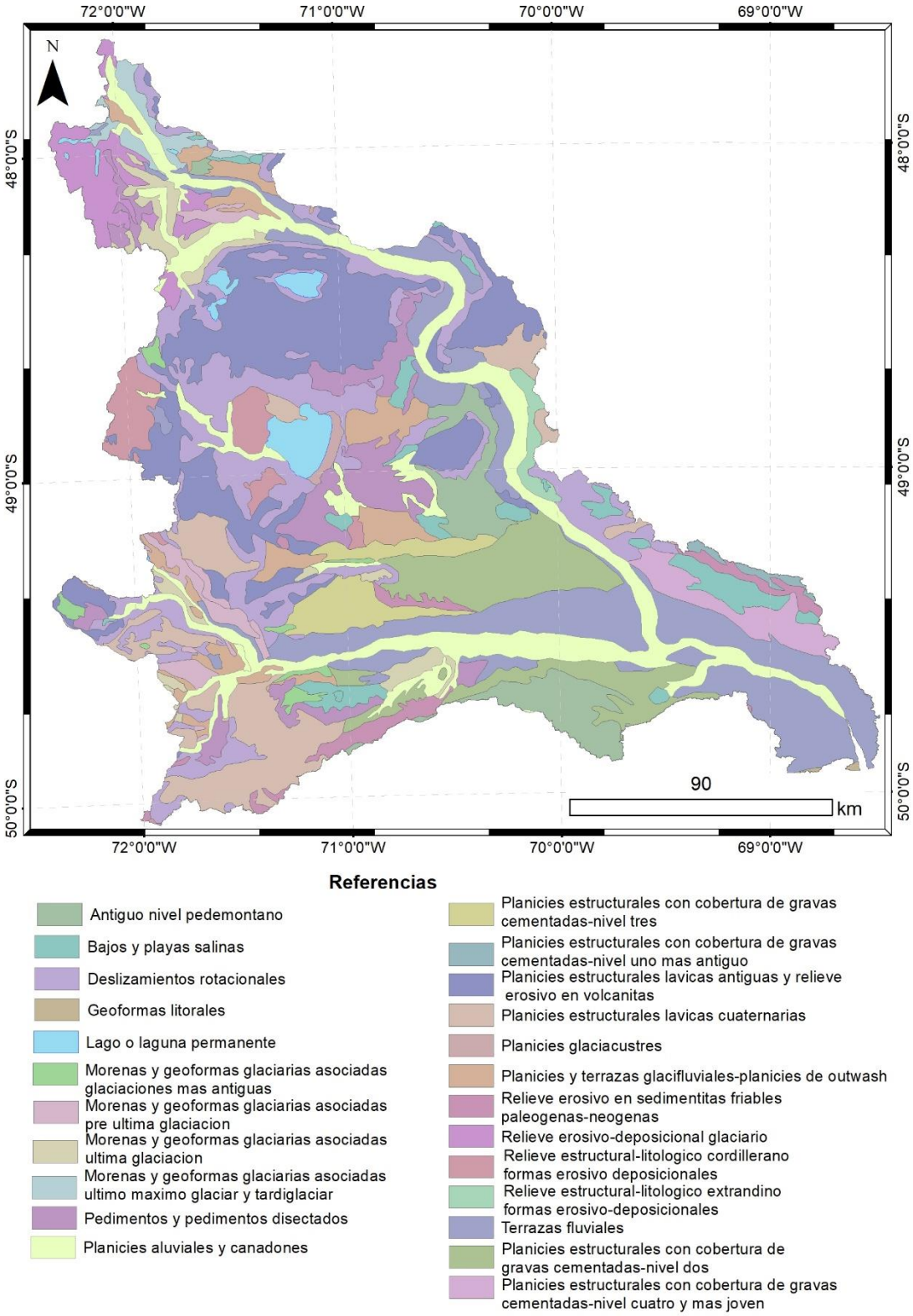


Figura 22. Geoformas predominantes en la Región Hidrográficas del río Chico Central (RH14). Elaborado por Cabral y otros (2010) y Mata y otros (2013) a partir de información original de Pereyra y otros (2002) y SEGEMAR (2003).

El lago Strobel es el cuerpo de agua más importante dentro de la meseta homónima. Este lago constituye, como otros cuerpos de la meseta, una cuenca endorreica de aguas permanentes que en su perímetro presenta altas barrancas basálticas y deslizamientos rotacionales. Se cree que estas cuencas labradas en los basaltos se originan a partir de la combinación de efectos de la meteorización, acción hídrica, remoción en masa y deflación.

A la meseta del Strobel se le confieren diferentes topónimos en diferentes porciones de la comarca, sin el predominio de uno en particular. Hacia el norte, se la denomina “Meseta del Viento”, al suroeste “Meseta Cascajosa”, “Negra” o “de la Muerte”, si bien genéricamente en la región se conoce como “Meseta Alta del Strobel”. En este extremo occidental, las elevaciones superan los 1.400 m encontrándose allí numerosos conos volcánicos y de escorias, siendo el más prominente el Cerro Dos Cuernos (1.728 m).

Otras estructuras volcánicas hacia el oeste de lago Cardiel, son chimeneas o necks destacables por sus formas puntiagudas y algunos diques verticales que se registran como abruptos crestones. Hacia el norte y oeste del lago se encuentran los basaltos de Las Tunas y La Angelita, constituidos por extensos mantos que oscilan entre los 2 a 20 m de potencia. Al noroeste del lago Strobel se destaca la “Meseta de Tamel Aike” originada por el basalto Gregores, cuya emisión se confiere a los cerros Tamel Aike y El Sillón. Estas bocas de emisión constituyen conos volcánicos con alturas de unos 100 m sobre la planicie estructural basáltica.

La elevación actual de las planicies estructurales con cubiertas de gravas y/o basaltos radica principalmente en la resistencia diferencial a los agentes erosivos de las rocas sedimentarias (en los valles) con respecto a los basaltos y a la alta permeabilidad de las gravas. La topografía constituida por rocas sedimentarias se fue erosionando con mayor facilidad produciendo una inversión del relieve. Asociado a las planicies estructurales lávicas se observan deslizamientos rotacionales (asentamientos o slumps), que generan un relieve escalonado en sus bordes producto de procesos gravitacionales. Esto se ve favorecido por la presencia de sedimentita o piroclastitas friables, infrayacentes a las coladas basálticas (Pereyra y otros, 2002).

La acción glacial se encuentra registrada mayormente en el sector noroeste del área objeto de estudio. Pueden identificarse geoformas que registran el avance y retroceso de frentes glaciales. Las condiciones climáticas extremadamente áridas y frías generaron que los procesos erosivos actúen de manera muy lenta, favoreciendo la buena conservación de la morfología glacial hasta el presente (Panza y otros, 2018). Existen registros de un ingreso parcial

de los glaciares en los valles de los ríos Chico, Belgrano y Lista y en aquellos que actualmente ocupan los lagos Beltza y Klementek.

En el margen norte del río Chico pueden identificarse morenas vinculadas a la Gran Glaciación Patagónica (Estadio Inicioglacial II según Caldenius), representadas como lomadas bajas y redondeadas similares a cordones alargados. En el mismo valle se observan morenas que datan del estadío Daniglaciar, con morfologías similares a las anteriormente descriptas. En inmediaciones de las estancias Leubuco, Los Faldeos y Río Capitán (en el valle superior del río Chico, antes de su confluencia con el Belgrano) se registran arcos morénicos bien definidos. Las morenas más externas presentan depósitos de outwash desarrollados en su frente. En el margen oriental del valle del río Lista y en cercanías a la laguna Rosada, se encuentran morenas frontales y laterales. A lo largo del valle del río Belgrano se observa una larga y angosta planicie constituida por acumulaciones fluvioglaciales. Entre las estancias La Perseverancia y el paraje Las Horquetas, el paisaje de lomadas originado por arcos morenicos gradualmente cambia su relieve a una superficie levemente ondulada a llana.

Referido a la acción de agentes fluviales, alrededor de los ríos Chico y Chalía pueden identificarse distintos niveles de terrazas fluviales. En primera instancia pueden identificarse tres niveles de antiguas terrazas: (i) el nivel I, el más antiguo, está constituido por una planicie mesetiforme de gran extensión, la cual se desarrolla en la margen norte de los ríos Chico y Chalía. Presenta disecciones por afluentes del río principal y una cobertura parcial de depósitos aluviales; (ii) la terraza nivel II se encuentra separada del nivel anterior por una escarpa de falla y se encuentra en el margen norte del río Chalía. Constituye una franja que se extiende desde Tres Lagos hasta el meridiano de 69°00'. En el margen austral del río Chico se extiende desde el arroyo Corpen también hasta el citado meridiano; (iii) la terraza nivel III presenta un desarrollo notablemente más limitado, aflorando en un reducido sector del río Chico. Posteriormente, el tramo superior del río Chico captura un tributario del río Chalía originándose dos niveles de terrazas fluviales separados por pequeñas escarpas y son similares morfológicamente (Panza y otros, 2005).

Asociado al accionar del proceso fluvial en zonas pedemontanas, se identifican niveles de pedimentos desarrollados en sedimentitas continentales, las cuales presentan características litológicas y estructurales que les confieren una rápida erosión. Hacia el sur del río Chalía se registra una amplia planicie de pedimentación que se extiende 130 km en sentido O-E, superando los 900 metros de altitud (Pereyra y otros, 2002). Se pueden diferenciar aquí, dos ciclos

de pedimentación: (i) superior o más antiguo, (ii) intermedio e inferior o más moderno (Panza y otros, 2005).

4.9. Litología

A lo largo de la RH14, desde el sector costero hasta la cordillera, se observan paisajes originados por la acción de diferentes agentes, en los cuales la acción fluvial resultó una de los principales modeladores del paisaje. Sin embargo, también son importantes las formas y efectos producidos por la actividad volcánica, la remoción en masa y la acción glaciaria en algunos sectores durante el Pleistoceno (Panza y otros, 2018). Hacia el oeste del lago Cardiel se observan afloramientos del Grupo Pueyrredón, constituido por las Formaciones Springhill, Río Mayer y Río Belgrano (Figura 21), las cuales se vinculan a la primera ingresión marina de la Cuenca Austral durante el Cretácico inferior (±145 Ma). En el caso de la Formación Springhill, se encuentra formada por areniscas finas a gruesas predominantemente cuarzosas que constituyen una sección inferior continental y una superior marina. Por encima se depositan las pelitas negras marinas de la Formación Río Mayer, correspondientes a facies de plataforma marina estable de baja energía, las cuales presentan afloramientos más extensos y de mayor espesor.

En la región, las mesetas basálticas constituyen una de las geoformas más notables, elevándose en el terreno. Hacia el norte del lago Cardiel, las coladas del Basalto Strobel, datadas en el Mioceno Superior (±8 Ma) dieron origen a extensas zonas mesetiformes de gran altura, de las cuales se destaca la Meseta Strobel. Los pulsos basálticos también dieron origen a la Meseta Molinari, ubicada hacia el este del Lago Cardiel. Es posible reconocer los centros de emisión al noroeste de la Meseta de la Muerte y se caracterizan por ser basaltos de plateau, levemente alcalinas. Estas planicies presentan una altura superior a los 1.000-1.300 msnm, hacia el oeste, y descienden a 750-800 m, hacia el este (Panza y otros, 2018; Ramos, 1982).

En la región se reconocen otros episodios efusivos posteriores vinculados a lavas post-plateau, originados por el Basalto Las Tunas, que originaron la Pampa de las Tunas hacia el norte del lago Cardiel y la presencia de pequeños campos lávicos situados sobre la meseta del Strobel. Además, pueden identificarse coladas en ambas márgenes del río del Medio, que constituyen la divisoria de aguas entre los ríos del Medio y Cardiel Chico. El cerro Negro compone la boca de emisión de estos episodios efusivos de edad pliocena inferior (±5 Ma).

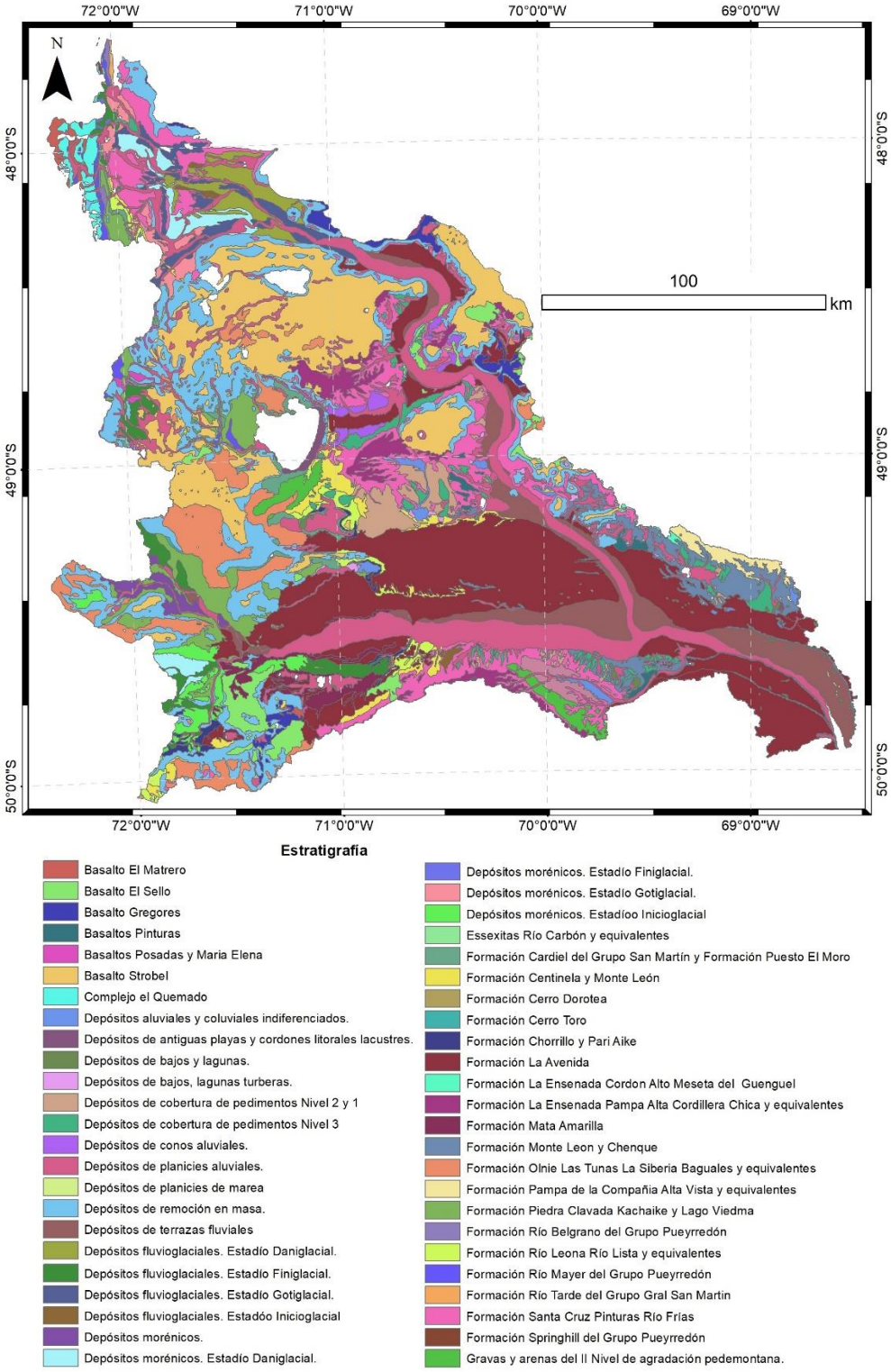


Figura 23. Principales formaciones geológicos de la región de los ríos Chico y Chalía (SEGEMAR, 2003).

Los basaltos de post-plateau se caracterizan por ser más alcalinos que los de plateau y se encontrarían asociados a la colisión de la dorsal de Chile. (Panza y otros, 2018; Ramos, 1982).

En los alrededores de las mesetas basálticas, se encuentran extensos depósitos de remoción en masa, constituidos por acumulaciones de material suelto que cubren la mayor parte de los faldeos (Giacossa y otros, 2001; Panza y otros, 2018). También se identifican depósitos sedimentarios de origen glaciar que evidencian el desarrollo de una extensa glaciación que tuvo lugar durante el Plioceno medio, la cual sería producida por oscilaciones climáticas que acontecieron en la región en el Mioceno tardío generando diferentes estadios glaciales e interglaciales. Esto sería consecuencia de cambios ambientales a nivel global, la presencia de la corriente Circumpolar Antártica y elevación de la cordillera Patagónica (Giacossa y otros, 2001; Nullo y otros, 2002).

Así como en la mayoría de la Provincia de Santa Cruz, los principales ejes de englazamiento se encuentran vinculados a cuerpos lacustres o senos marinos transversales a la cordillera, resultantes de la sobre excavación glacial. En la región se reconocen cuatro estadíos glaciales postulados por Caldenius, quien realizó una correlación entre depósitos morénicos de la Patagonia con los localizados en la península Escandinava. Estos corresponden a registros del sucesivo retroceso glacial durante el Pleistoceno. La secuencia inicia con el estadío Inicioglacial asociado a la Gran Glaciación Patagónica (GGP) desarrollada durante el Pleistoceno (±1.005 Ma). Le siguen los estadíos Daniglacial, Gotiglacial y Finiglacial, este último representa la última gran glaciación pleistocena (Caldenius, 1932; Escosteguy y otros, 2003; Pereyra y otros, 2002; Rabassa y Coronato, 2002).

El mayor avance de las masas de hielo puede identificarse hacia el este, a lo largo de los valles de los ríos Chico, Lista y Belgrano, alejándose del frente montañoso. Pequeñas masas de hielo que ingresaron parcialmente en los valles dieron origen a los depósitos glaciales más antiguos registrados en la zona. El mayor desarrollo de till inicioglacial se observa en el valle del río Chico, en inmediaciones de la estancia Leubuco por el oeste hasta cercanías de la estancia Rio Belgrano por el este. También, puede identificarse en el sector de la estancia Río Capitán, en donde se encuentran morenas redondeadas con cotas cercanas a los 900 m y numerosos bloques erráticos en las cumbres (Nullo y otros, 2002; Panza y otros, 2018).

Hacia el oeste de la localidad de Tres Lagos se identifican depósitos de origen glacial que se disponen cubriendo unidades cretácicas y terciarias. Vinculados a la cuenca del lago Viedma, éstos se disponen concéntricamente alcanzando el área de estudio. En este sector se identifican depósitos de los

períodos Inicioglacial y Daniglacial correspondientes a morenas. Los depósitos inicioglaciales constituidos por till y gravas arenosas se observan paralelos al arroyo los Paisanos, en ambos márgenes, en inmediaciones del cerro Índice Bandera y hacia el norte de la Ruta Nacional N°40 (RN40). Otros depósitos de notables dimensiones se identifican en los márgenes del río Chalía en las inmediaciones de la meseta Campo las Piedras y hacia el sureste de Tres Lagos, paralela al margen sur del valle del mismo río.

Los depósitos Daniglaciales se encuentran hacia el oeste de los inicioglaciales, presentado un mayor desarrollo hacia el norte de la RN40. Además, se identifican depósitos de origen glacifluvial vinculados a ambos estadios, producidos por la acción combinada y sucesiva de hielo y agua de fusión, en ambas márgenes del río Chalía en cercanías de Tres Lagos y al norte del cerro Índice.

La presencia de los ríos Chico y Chalía ha generado un aporte de depósitos de origen fluvial que se identifican como 5 niveles de terrazas. Este sistema fue evolucionando desde el Mioceno superior/Plioceno hasta el Cuaternario. En un principio se encontraba un amplio valle fluvial con orientación oeste-este en el que transcurrían los ríos Chalía y el curso inferior del río Chico, desde la estancia la Julia hacia el este, hasta la desembocadura en el estuario del río Santa Cruz. Al mismo tiempo, un paleo río constituido por el curso superior del río Chico, hacia el oeste de Gobernador Gregores desembocaba en el Océano Atlántico al norte de la actual localidad de Puerto San Julián. Posteriormente, este paleo río modificó su curso cuando fue interceptado y decapitado por un afluente de la margen izquierda del río Chalía, al sur de lo que actualmente es la ciudad de Gobernador Gregores. Un probable relicto de ese antiguo cauce que desaguaba hacia el océano seria el valle del río Seco. Con la integración de los sistemas fluviales de ambos ríos, se formaron los niveles IV y V de terrazas durante el Pleistoceno/Holoceno. Están constituidas por acumulaciones psefiticas con abundante matriz arenosa, pobremente consolidadas (Panza y otros, 2005).

4.10. Hidrogeología

El único estudio de alcance regional disponible sobre la hidrogeología consiste en el Mapa Hidrogeológico de la República Argentina (E 1:2.500.000), desarrollado en 1989 por el entonces Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas (INCYTH), actualmente el Instituto Nacional del Agua (INA). De éste se desprende la descripción regional que se ofrece a continuación (Figura 22).

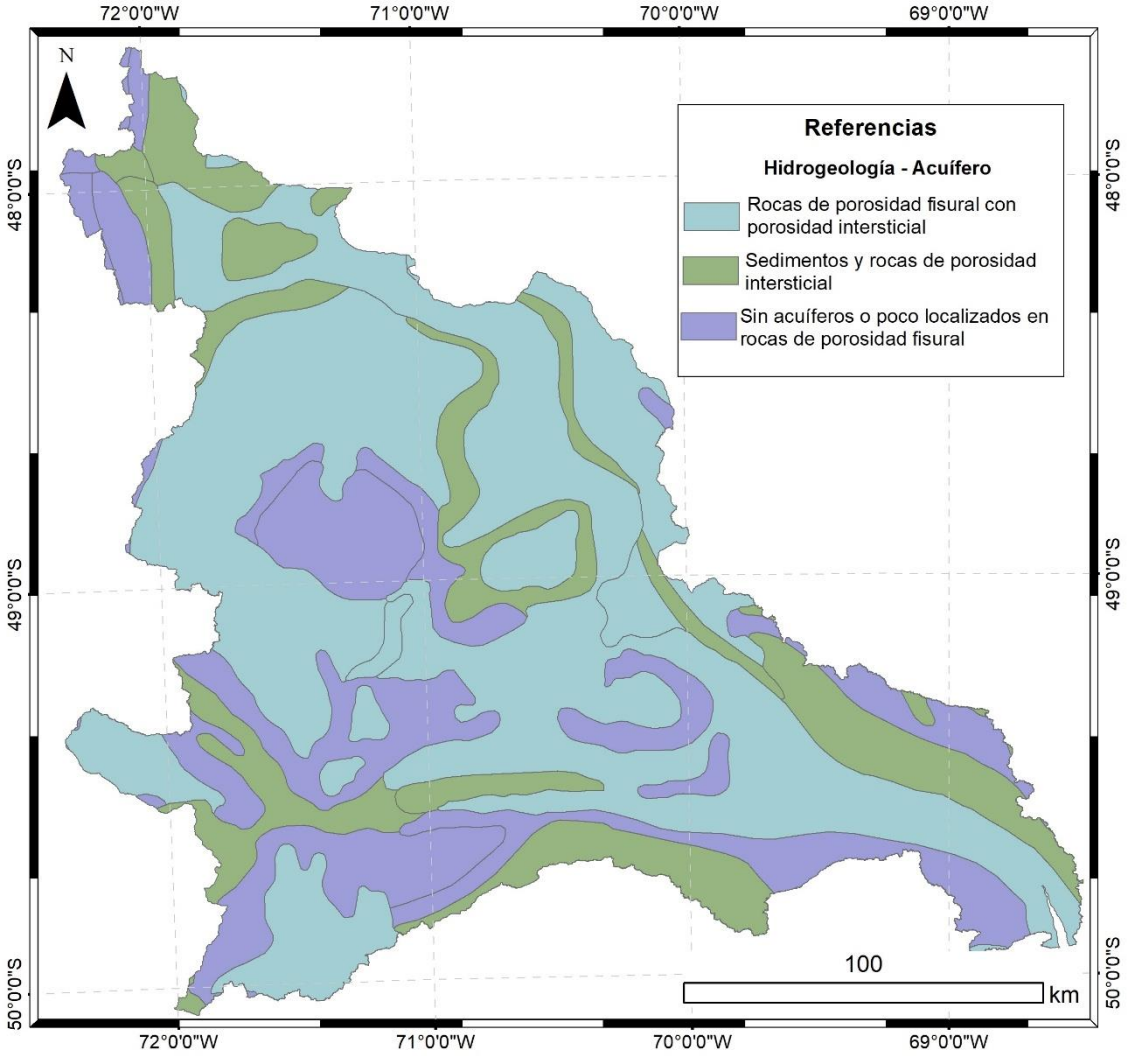


Figura 24. Hidrogeología regional, adaptado de INCYTH (1989).

La región presenta depósitos con litologías y orígenes diversos, producto de una serie de procesos geológicos los cuales junto a las condiciones climáticas determinaron la presencia de acuíferos con permeabilidades y características variables. Es así, que pueden distinguirse una pluralidad de sistemas acuíferos basados en el tipo de roca y su edad.

El Sistema Acuífero Basáltico es uno de los más destacados, vinculado a las múltiples mesetas de origen volcánico presentes a lo largo de la comarca, como las mesetas Strobel, Molinari, Pampa de las Tunas, del Viento y de la Muerte. Éstas constituyen acuíferos desarrollados en rocas de edad Terciaria con porosidad fisural y porosidad intersitical asociada cuya permeabilidad puede variar entre alta a baja. Los depósitos volcánicos presentes, de gran

extensión regional, se caracterizan por estar constituidos por la superposición de distintos materiales volcánicos como ser coladas de lava fluida, piroclastos, cenizas, flujos de barro, entre otros. Esto genera una marcada heterogeneidad y de ello resulta un rasgo hidrogeológico característico de los depósitos volcánicos: la presencia de barreras impermeables o poco permeables que producen la compartimentación de una formación geológica en un conjunto de unidades hidrogeológicas prácticamente aisladas desde el punto de vista hidráulico. El movimiento del agua subterránea dentro de estos materiales volcánicos puede estar muy influenciado por accidentes menores dentro de los mismos, tales como intercalaciones y diques.

Los diques son estructuras volcánicas originadas por lava que se inyecta a lo largo de grietas o fracturas, atraviesan materiales volcánicos u otras rocas previamente depositadas con disposición casi vertical. Ocasionalmente, y a nivel local, pueden presentar muy baja permeabilidad. Sin embargo, existen ocasiones en las que pueden alcanzar buena permeabilidad debido a que su inyección favorece la formación de grietas verticales (Custodio y Llamas, 1983). Los almagres, bajo las coladas volcánicas, también configuran una discontinuidad vertical. Son suelos con contenido arcilloso formados en el lapsus entre erupciones sucesivas que al ser cubiertos por una colada volcánica caliente son recocidos y dan origen a una capa rojiza que constituyen niveles poco permeables. En depresiones topográficas pueden encontrarse asociados a manantiales colgados. Su espesor varía en función a la topografía y el clima.

El comportamiento geológico de los materiales se encuentra muy influenciado por la edad de los depósitos. Generalmente, las formaciones más jóvenes presentan muy buena permeabilidad y porosidad característica vinculada a las escorias que conforman la base y techo de las coladas, a los depósitos piroclásticos de caída poco consolidados y a las grietas de retracción. Con el paso del tiempo, las cavidades de mayor tamaño ubicadas en las coladas se cierran por colapso, mientras que los fluidos circulantes generan relleno químico en las de menor tamaño (Santamarta Cerezal y otros, 2013). Se considera que las coladas de basaltos dan origen a acuíferos de origen secundario a raíz de la presencia de fracturas y diaclasas que permiten el ingreso y la circulación de aguas. Cuando se encuentran rellenos o carecen de fisuras, las coladas pueden comportarse como acuífugos.

A nivel local, las coladas del Basalto Strobel pueden diferenciarse en tres secciones, una inferior lajosa producto del diaclasamiento subhorizontal, otra central con marcada disyunción vertical y la sección superior con vesículas cuyas cavidades varían desde los 0,3 hasta 3 cm. En el caso del Basalto

Pampa las Tunas, se destaca el diaclasamiento columnar a subhorizontal que producto de la erosión se configuran como bloques prismáticos angulosos, o lajas irregulares. (Panza y otros, 2018).

El Sistema Acuífero Aluvial es uno de los que se encuentran más ampliamente desarrollado en la región. Se vinculan a los sedimentos cuaternarios asociados a los depósitos aluviales de los cauces de los ríos Chico y Chalía. Desde el punto de vista de la hidrogeología, las variaciones que generan cambios morfológicos superficiales no representan tanta importancia como aquellos asociados a variaciones climáticas o movimientos epirogénicos acontecidos durante el Cuaternario. Estos fenómenos han generado encajonamientos sucesivos de los ríos, reflejados en las terrazas escalonadas características de los valles fluviales. Es común que se encuentren aisladas unas de otras, no obstante, cuando los procesos erosivos no consiguen erosionar los aluviones vinculados a la terraza anterior se produce una terraza encajada. Esta situación que suele ser la menos frecuente le otorga un mayor espesor a la zona saturada. La planicie aluvial correspondiente al río Chico presenta un ancho de 3.000 a 4.000 m mientras que la del río Shehuen varía entre 7,5 a 9 km, siendo más amplia. Los depósitos presentes allí están constituidos por materiales sueltos, arenosos, de grano fino a grueso. Además, en sectores de la planicie se encuentra una fina capa de material limo-arcilloso (Panza y otros, 2005).

Hacia el sur de la cuenca del río Chico, se ubica el Sistema Acuífero Patagonia, de edad Terciaria y caracterizado por presentar una permeabilidad baja a muy baja. Se trata de áreas en las que no se encuentran acuíferos o, en caso de existir, se encuentran muy delimitados en rocas de porosidad fisural o insterticial. Dentro de este sistema se encuentran sedimentitas marinas epiclásticas correspondientes a la Formación Monte León, conformadas por arcilitas, limolitas tobáceas, areniscas muy finas, chonitas (piroclastitas de grano muy fino), tufitas, y cineritas. El origen de esta formación está vinculado a una transgresión marina atlántica que cubrió gran parte del sector suroriental del Macizo del Deseado. La presencia de material piroclástico sería indicador de episodios volcánicos coetáneos acontecidos en el sector cordillerano cuyas cenizas fueron transportadas hasta la cuenca de sedimentación (Panza y otros, 2005). Por convención, a este tipo de materiales de granulometría muy fina se los considera como confinantes o impermeables (Custodio y Llamas, 1983).

En el extremo sur de la región en estudio y hacia el noroeste de la confluencia de los ríos Chico y Chalía, se encuentra representado el Sistema Acuífero Rodados Patagónicos, correspondiente al Cuaternario. Se encuentra clasificado dentro de los acuíferos situados en sedimentos y rocas de

porosidad intersticial con permeabilidades altas a bajas. Los Rodados Patagónicos están constituidos por distintas unidades de depósitos de gravas aterrazadas de gran extensión, producto de la agradación pedemontanta, asociada a sedimentación fluvial. En general se presentan como un manto subhorizontal continuo de depósitos agregados poco consolidados de gravas muy gruesas hasta guijarros. Estos depósitos juegan un papel muy importante en la Patagonia extraandina ya que la alta permeabilidad de la cobertura de gravas sumadas a las características climáticas que favorecen la concentración de agua en invierno y la horizontalidad del relieve, permiten renovar las fuentes subterráneas situadas bajo estos niveles aterrazados (Arzac y Diaz, 1990).

En las inmediaciones de la localidad de Tres Lagos, se reconocen Sistemas Acuíferos asociados a sedimentitas Mesozoicas que se caracterizan por presentar permeabilidades bajas a muy bajas, motivo por el cual es frecuente que no existan acuíferos o que se encuentren algunos muy localizados en rocas de porosidad fisural o intersticial. Las sedimentitas vinculadas a este sistema acuífero corresponden a las Formaciones Piedra Clavada y Mata Amarilla. La primera se encuentra constituida principalmente por bancos de areniscas con granulometría mediana a gruesa, con intercalaciones de acilitas, mientras que, en la segunda predominan areniscas arcillosas asociadas a limolitas. Por otro lado, se destacan los Sistemas Acuíferos asociados a depósitos morénicos, distribuidos hacia el suroeste de la localidad de Tres lagos, constituidos por till, gravas, arenas y limos. Según las descripciones del INCITH (1989), se caracterizan hidrogeológicamente como depósitos de alta permeabilidad que se desarrollan en sedimentos y rocas de porosidad intersticial.

La permeabilidad de los depósitos glaciales estaría sujeta a factores como la proporción de limos y arcillas en su matriz o en el proceso que haya tenido lugar en la depositación del material. También, se han realizado estudios en morenas que muestran la variación de la permeabilidad en función de la litología de la roca madre. De su observación surge que aquellos depósitos morénicos cuyos materiales corresponden a un origen volcánico presentan bajas permeabilidades. En cambio, las morenas constituidas por litologías ricas en cuarzo indicaron permeabilidades más altas (Espinosa, 2010; Arévalo Ortiz y Vásquez Peña, 2016). En el caso de los depósitos morénicos situados dentro del área de estudio, de desarrollan morenas constituidas por till y gravas arenosas con escasas proporción de arcillas y otras conformadas por una gran variedad litológica en la que predominan clastos graníticos (Cobos y otros, 2009).

4.11. Hidrología de superficie

La Región hidrográfica de los ríos Chico y Chalía (RH14) se compone de 4 grandes subregiones hidrográficas (SH), según la propuesta de Diaz y otros (2021), todas con un escurrimiento predominantemente exorreico y de vertiente atlántica a través redes de drenaje mayormente desarrolladas hacia el oeste de su distribución, con la excepción de pequeñas porciones de territorio, de carácter endorreico, en la zona central entorno a los lagos Cardiel y Strobel (Figura 23). Las SH integrantes tienen un desarrollo superficial bastante equilibrado entre poco más de 4.000 y hasta 13.000 km^2, en el conjunto de las cuales las subdivisiones propuestas para la gestión integrada de los recursos de superficie (GIRH) han permitido lograr 20 unidades hidrográficas de nivel 3 denominadas “cuencas hidrográficas”, 123 unidades de niel 4, denominadas “subcuencas hidrográficas” y 666 unidades de nivel 5 o “microcuencas hidrográficas (Tabla 9). Todas las mencionadas de valor para el planteo de diferentes jerarquías en la toma de decisión en el marco de la GIRH y escalas territoriales de alcance (Diaz y otros, 2021).

Tabla 9. Zonificación y codificación de unidades hidrográficas en la RH, propuestas por Diaz y otros (2021) para la planificación de los recursos hídricos de superficie.

SH	CODIGO	SUP (km^2)	U N3	U N4	U N5
Río Chalía	1403	8.644,95	5	30	139
Chico Bajo	1404	4.525,19	3	14	83
Lagos Strobel Cardiel	1401	7.711,95	4	35	203
Chico Alto	1402	13.259,78	8	44	241

Dónde: SH, subunidad Hidrográfica, correspondiente al 2do. Nivel de agregación hidrográfica propuesto; U N3, número de unidades hidrográficas involucradas en el nivel 3 (cuenca); U N4, número correspondiente al nivel 4 (subcuenca); U N5, número correspondiente al nivel 5 (microcuencas).

El agua en la región de interés ha sido escasamente estudiada, principalmente entre las décadas de 1940 y 1970 (CFI, 1961; CEA, 1970ª; 1970b; Agua y Energía, 1978) a través de unos pocos estudios orientados a establecer la potencialidad de colonización de sus tierras con fines agrícolas. Sin embargo, con la sola excepción de unas pocas publicaciones aisladas que aún persisten sobre el tema, se carece de información descriptiva, en cantidad y calidad, sobre los recursos hídricos en la región. Entre 2014 y 2015 INTA EEA Santa Cruz realizó una serie de campañas para aproximar un balance hídrico preliminar, de superficie y a escala de cuenca (Diaz y Seeber, 2015) y,

en ese último año, el Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH – SPIH) instaló las primeras estaciones fluviométricas – telemétricas en la región (Diaz, 2019).

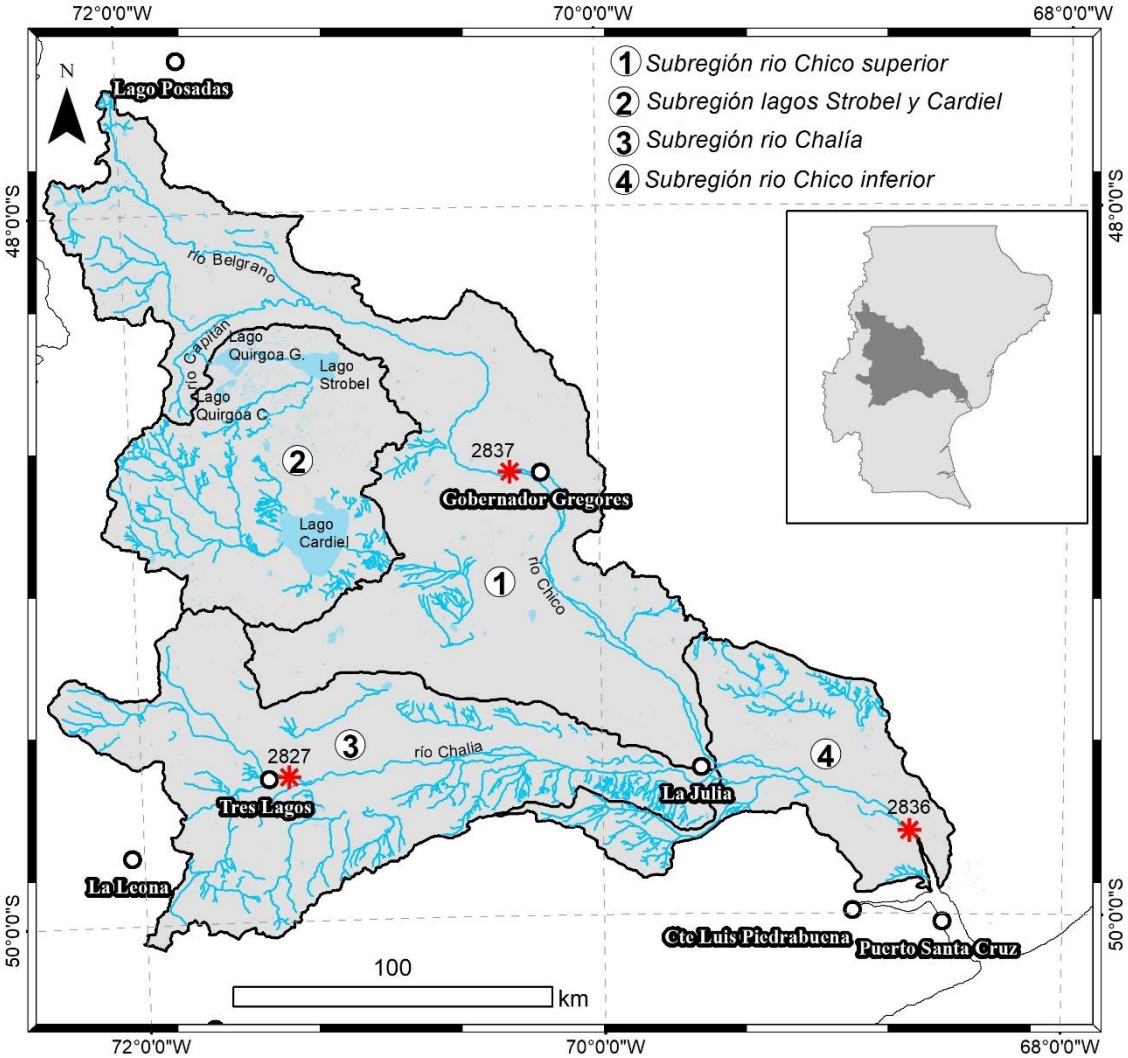


Figura 25. Hidrografía regional y subdivisión hidrográfica propuesta en el nivel 2 (Subregiones Hidrográficas) por Diaz y otros (2021). Ubicación de estaciones (asterisco rojo) hidrométricas del Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH), dependiente de la Secretaria de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación.

La Subsecretaría de Minería de la Nación (2015), a partir de datos del proyecto PASMA II (1991), menciona rangos de referencia para el río Chico de entre 16,7 m^3/s a 31,3 m^3/s para los meses de mayo y noviembre de 1948 respectivamente, con un módulo anual esperado en torno a 25,0 m^3/s, todos datos determinados aguas abajo de la confluencia con el río Chalía. En similar sección, Morales (1984) menciona un módulo anual de 30,0 m^3/s. En enero de

1960, mediciones puntuales realizadas sobre el río Chico en la localidad de Gobernador Gregores, por técnicos de Agua y Energía de la Nación arrojaron valores entre los 18,0 y 20,0 m^3/s (CEA, 1970). Todos los registros citados carecen de documentación metodológica no obstante lo cual resultan consistentes con las observaciones realizadas a partir de 2014 como parte de trabajos conducidos por INTA EEA Santa Cruz. A partir de registros de la estación SNIH 2837, instalada en 2015, es posible establecer el módulo anual del río Chico (Norte) en la sección Gobernador Gregores (tramo medio de la cuenca), en 25,4 m^3/s ($\sigma \pm 6,8$ m^3/s), equivalente a 800,8 hm^3/año con una importante variabilidad interanual ($\sigma \pm 214,0$ hm^3/año).

Estos valores resultan importantes referencias si bien no pueden tomarse como la producción natural total de la RH dado que existen numerosas captaciones y derivaciones particulares de agua, destinadas a inundación de campos y riego a lo largo del recorrido del curso principal de la cuenca, sobre los cuales no se dispone de aforos, documentación sobre diseños hidráulicos aprobados, dotaciones anuales autorizadas y/o manejo particular de las obras a lo largo de la estación de riego y, por tanto, se desconoce su impacto final sobre el hidrograma anual del río en esta sección.

El río Chico (norte) tiene modestas nacientes en la misma zona que el río Capitán, en las mesetas altas del Viento y del Strobel. Su fuente de alimentación principal es la fusión de nieves estacionales, que en la región pueden mantenerse desde mediados de otoño hasta bien entrada la primavera. El único registro de caudal disponible del río Capitán, procedente de setiembre de 2015 con unos 2,69 m^3/s, similar al registrado en las nacientes del río Chico (2,30 m^3/s) con el cual comparten la misma divisoria de aguas en el macizo del cerro Dos Cuernos. En una sección aguas debajo de la confluencia de ambos y previo a los aportes del río Lista, se han documentado caudales de entre 4,99 m^3/s durante el estiaje en el mes de setiembre y hasta 11,7 m^3/s durante la primavera tardía (Diaz y Seeber, 2015).

En su recorrido aguas debajo de esta primera confluencia, se incorporan aguas del río Lista. Diversos afluentes procedentes de porciones altas del Macizo de las Vacas, en el W de la subregión hidrográfica del río Chico como los ríos Papá, Pescado, Carbón y Las Conchas, contribuyen a la formación de éste. El macizo mencionado determina la divisoria entre esta subregión de la del río Mayer, perteneciente a un sistema de drenaje Pacífico. El río Lista, así como sus afluentes, consisten en ríos propios de zonas montañosas, con pendientes en promedio altas, importantes planicies de inundación y lechos rocosos de variada granulometría, en general gruesa. Su alimentación es

fundamentalmente por fusión de nieves permanentes lo que le asigna una marcada regularidad a los caudales esperables, aunque con un importante pico del hidrograma anual hacia la salida del invierno/primavera. Los caudales tienden a ser en promedio bajos y regulares en el verano, ligeramente más elevados y regulares entre otoño e invierno si bien en función de cómo se presenten las precipitaciones anuales en la estación y con crecientes importantes aunque de pulsos cortos, quizás unas pocas semanas, entre la primavera media y tardía, entre octubre y noviembre principalmente, según como se presente el régimen de temperaturas en la estación. Una parte de los caudales, en especial tributados por los ríos Lista y Robles poseen alimentación glaciaria aunque no se dispone por el momento de cuantificaciones.

Entre los meses de setiembre y diciembre se han registrado caudales de entre 6,6 y 11,1 m^3/s en el río Lista los que podrían encontrarse en torno al promedio anual si bien se carece por completo de antecedentes históricos o más registros actuales para éste. No se dispone aún de referencias sobre los umbrales mínimo y máximo si bien en este último caso podría llegar a esperarse crecientes de entre 2-3 veces el promedio tomando en consideración comentarios de pobladores y evidencias geomorfológicas a lo largo de su trazado (Diaz y Seeber, 2015).

Finalmente, antes de conformarse un trazado único para el curso del río Chico (norte), el conjunto Chico – Capitán – Lista, recibe los aportes del río Belgrano. Éste, producto de los aportes del propio río Belgrano y el río Roble, contribuye con una parte sustancial de los caudales estacionales y anuales del sistema del río Chico. El Roble tiene sus nacientes en el lago Burmeister, en el NW de RH14 dentro de los límites del PN Perito Moreno. El Belgrano tiene sus nacientes un poco más al norte, entre los cordones del Belgrano y Macizo del San Lorenzo en la divisoria de aguas con el sistema de los lagos Posadas y Pueyrredón. Ambos cursos se unen a la altura de laguna El Potrillo en el casco de la Estancia Los Manantiales y continúa con la denominación de río Belgrano a través de la amplia Pampa del Asador hasta su confluencia con el río Chico.

El río Roble es uno de los que aporta anualmente grandes caudales en el sistema con registros de entre 3,6 y 12,7 m^3/s para épocas de estiaje y deshielo respectivamente (2014 – 2015). La principal fuente de alimentación del río es la lluvia y la fusión de nieves estacionales y permanentes en su cabecera lo que le asegura una cierta regularidad en los caudales anuales con los picos esperados hacia mediados y finales de primavera. El río Belgrano solo tiene alimentación de nieves estacionales y lluvia, si bien por la ubicación en altura de su recarga, los picos de caudal esperado también suelen

registrarse entre mediados y finales de primavera los valores registrados son marcadamente más bajos a los esperados para el Roble, entre 1,6 y 2,3 m^3/s. En ambos casos, Roble y Belgrano, podrían esperarse valores de caudal instantáneos bastante más elevados en los momentos en que comienza el pico de la fusión estacional si bien en estos ríos así como en otros de la región (río Lista por ejemplo), los picos de avenida suelen rondar estimativamente (si bien aún no existen registros documentados al respecto) 2 ó 3 veces los caudales máximos medios estacionales aunque por unas pocas semanas (Diaz y Seeber, 2015).

En el tramo de río Chico comprendido entre su confluencia con el Belgrano y la propia con el Chalía, existe una significativa cantidad de obras hidráulicas de derivación de caudales del río, principalmente utilizadas para inundación de campos. Al momento, no se dispone de documentación relacionada con dotaciones asignadas y fechas autorizadas para su derivación con lo cual no resulta posible establecer el impacto de estos caudales en los hidrogramas observados en las secciones SNIH 2837 y SNIH 2836 (sobre la RN3), en la desembocadura del río en el estuario del río Santa Cruz.

La RH hasta su tramo medio (SNIH 2837) produce dos picos anuales de hidrograma, uno más importante entre mediados y finales de primavera, período coincidente con la fusión de nieves estacionales en diferentes partes de la región, primero zonas bajas y orientales (primavera temprana), porciones bajas de zonas medias y altas de la RH (primavera media) y mesetas altas y precordillera (durante la primavera tardía). Este pico puede alcanzar entre 35,0 y 50,0 m3/s en los meses de noviembre y diciembre si bien con una notoria variabilidad interanual (Figura 24). El segundo pico ocurre entre mediados y final del otoño (abril y mayo), mayormente dependiendo de la oferta estacional de lluvias, lo cual entre años puede presentar, también, una notable variabilidad.

El 75% de los registros (cuartil 3) se ubica en 31,3 m^3/s, mientras que el cuartil 1 (25% de la frecuencia de registros disponibles) evidencia caudales mensuales medios de hasta 15,9 m^3/s. El año 2021 mostró caudales ligeramente más elevados en relación a la situación promedio de la corta secuencia temporal disponible durante otoño e invierno, aunque próximos a la normalidad en el resto de las estaciones, mientras que el inicio de 2022 lo evidencia como un año particularmente más productivo en términos de caudales (Figura 25). De todas maneras, aún se dispone de series de registros cortas como para que estos cálculos puedan resultar concluyentes sobre la dinámica de largo plazo del río, en esta sección.

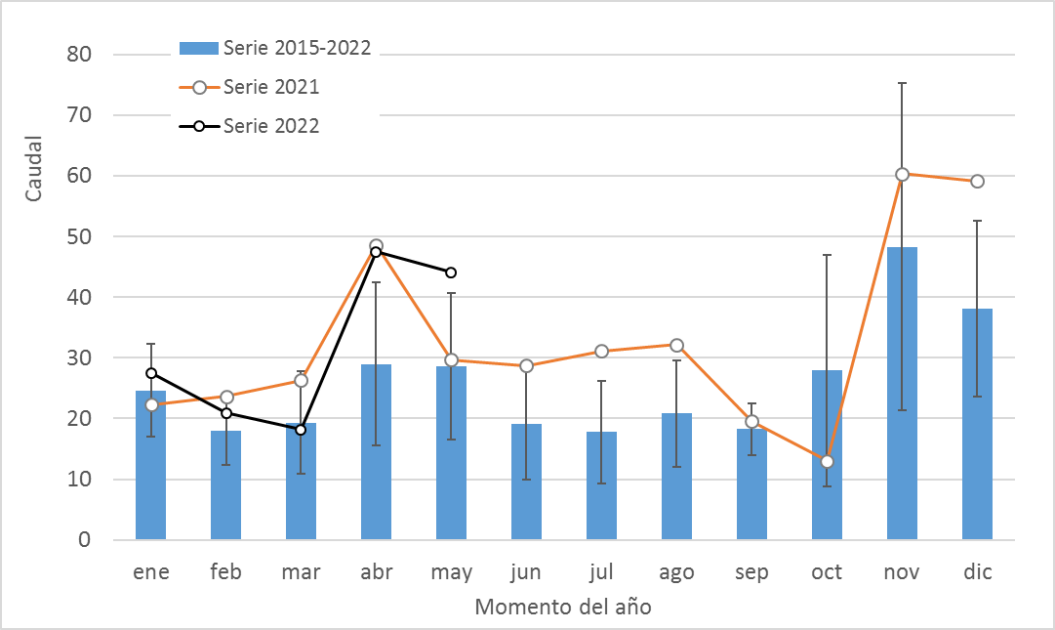


Figura 26. Distribución mensual de la producción de caudales promedio en el río Chico (Norte) determinados en la sección SNIH 2837, en la serie temporal disponible 2015-2022. Actualizado de Diaz (2019), a partir de estadísticos recientes disponibles en web de SNIH SPRH (2022).

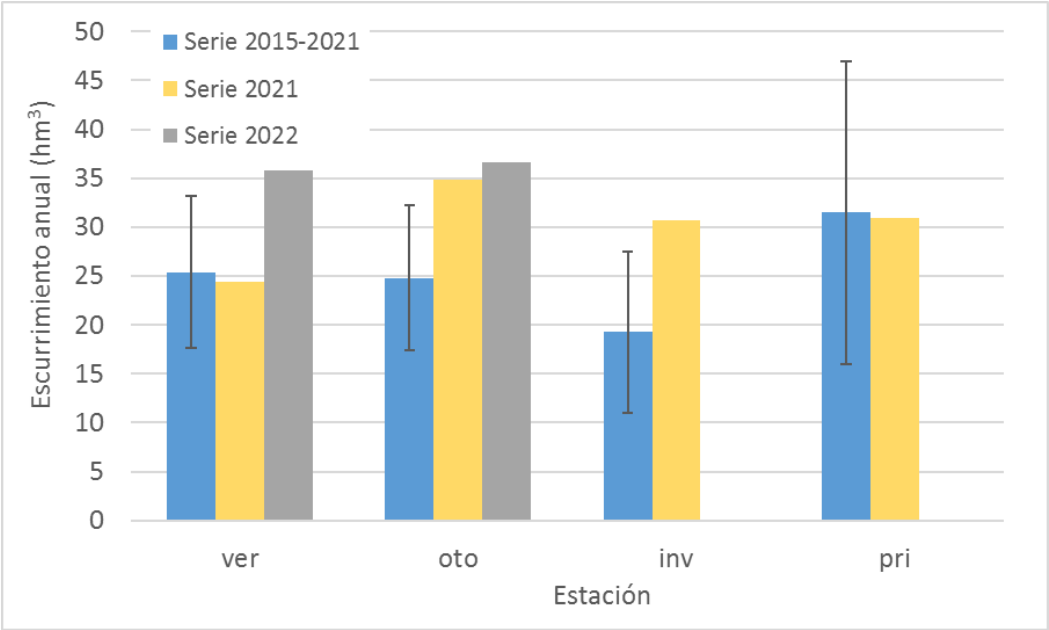


Figura 27. Distribución estacional de caudales en el río Chico (Norte) medidos en la sección SNIH 2837, promedio de la serie temporal disponible 2015-2022 (azul) y relación con la situación de 2021 (amarillo) y 2022 (gris). Actualizado de Diaz (2019) a partir de estadísticos recientes disponibles en web de SNIH (2022). Las barras representan un desvío estándar con la corta secuencia de registros estacionales disponibles (2015-2021).

El río Chalía o Shehuen nace en la Meseta Campo de las Piedras, en la porción occidental del área de influencia, sobre la divisoria de aguas con la cuenca del lago Tar que discurre entre las mesetas de San Adolfo (N) y del Viento (S). Desde estas nacientes, la cartografía oficial del Instituto Geográfico Nacional denomina al curso principal como Chalía o Shehuen, si bien figura en cartografía de CFI (1961) como arroyo Potranca tras su confluencia con diversos arroyos procedentes de la Vega del Barón de Soria (NW) y del arroyo Los Paisanos o Chaita (SW), según la fuente, el río adquiere un caudal significativo y permanente a la altura de la localidad de Tres Lagos y con la toponimia de Chalía. Con la excepción de este río el resto de sus cursos tributarios son de régimen temporal, como el arroyo Pari Aike, cañadón del Puesto y cañadón Mank Aike, entre los más importantes (Diaz y Seeber, 2015).

El Chalía carece de aportes glaciarios por lo que su alimentación reside exclusivamente en la fusión de nieves estacionales y la precipitación, encontrándose los mayores caudales entorno a los meses de la primavera tardía y comienzos del verano, habitualmente en noviembre y diciembre, momentos en los que también se encuentra la mayor variabilidad interanual en las aguas producidas (Figura 26). El módulo medio anual es de 1,75 m^3/s, con una importante variabilidad interanual del orden de ± 1,05 (desvío estándar), en especial durante los meses de junio y de octubre a diciembre. En estos últimos mencionados (finales de primavera y comienzos de verano) sucede el pico de hidrograma anual, con adelantamientos o retrasos en función de cómo se presenta cada año en particular. Durante 2021, el año ha resultado particularmente seco en buena parte de la provincia, con una producción de escurrimientos notablemente por debajo de la media y un comienzo retrasado en su recarga estacional.

La serie disponible de registros es aún muy corta como para realizar análisis exhaustivos sobre ésta, si bien resultan de utilidad para establecer una caracterización preliminar de la dinámica del curso. Una caracterización publicada por la Secretaría de Minería de la Nación procedente del proyecto PASMA II (1991), menciona un caudal medio anual registrado en el período 1949–1970, obtenido por Agua y Energía de la Nación, en torno a 2,53 m^3/s con crecidas máximas anuales promedio de 30 a 40 m^3/s. Si bien el primer dato, aunque mayor a los registros medios actuales no se encuentra fuera del rango esperado para la misma sección de aforo actual en la RN40, los valores máximos resultan un tanto sobredimensionados y difícilmente comprobables en la actualidad. Las características geomorfológicas actuales del valle, en particular cerca de la desembocadura del Chalía en el río Chico tampoco permiten corroborar que se hubieran registrado tales caudales. El máximo valor

citado para el curso se registró en febrero de 1970 y alcanzó los 10 m^3/s cerca de la confluencia con el río Chico (CEA, 1970). Valores medios mensuales extremos documentados en la serie disponible alcanzan a 12,6 y 14,4 m^3/s entre noviembre y diciembre de 2017.

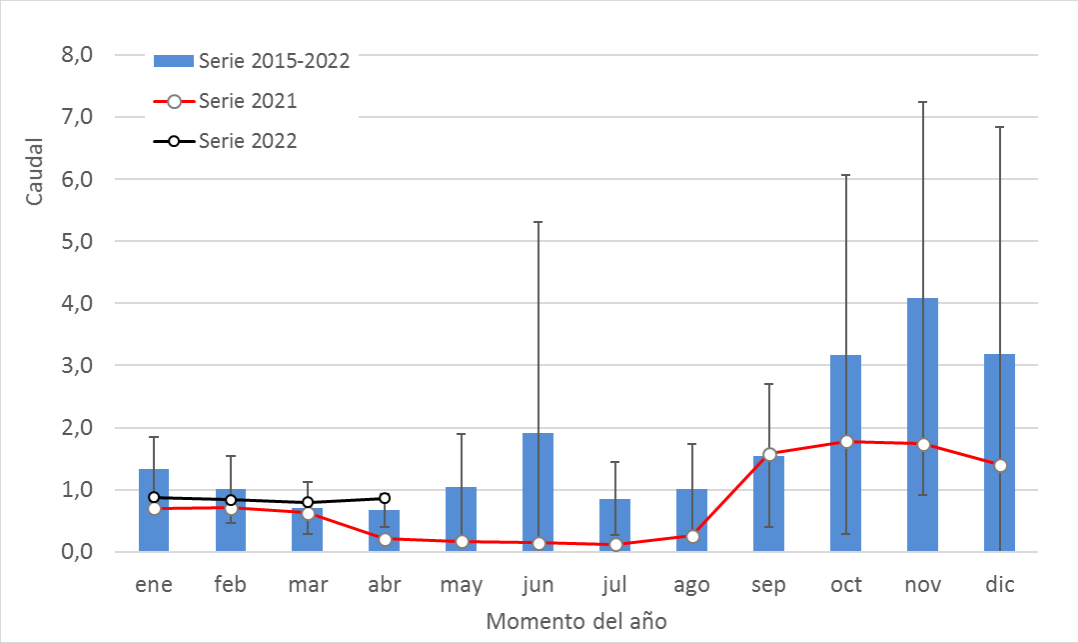


Figura 28. Distribución anual de los caudales mensuales promedio del rio Chalía (barras azules) y una aproximación a su dispersión (desvío estándar) para el período 2010 – 2022 (barras) y la observada durante los años 2021 (curva roja) y 2022 (curva negra). Adoptado de Diaz y Seeber (2015) con registros y funciones HQ actualizadas publicadas en web de SNIH (2022).

El estiaje se produce entre los meses de otoño e invierno, entre marzo y hasta agosto, en general en torno a una media de 1,03 m^3/s. Este valor es corroborado por los pocos antecedentes disponibles, en torno a 0,30–0,50 m^3/s (CEA, 1970; Agua y Energía, 1978) si bien éstos son escasos y dispersos, sin información metodológica que permita juzgar su confiabilidad. En el mes de junio (otoño) suelen presentarse, en algunos años, caudales medios mensuales ligeramente mayores, entorno a 1,52 m^3/s si bien con registros máximos extremos de hasta 12,96 m^3/s. Estas crecidas determinan un segundo pico del hidrograma anual aunque con una importante variabilidad interanual (Figura 26). Los caudales en estiaje (otoño e invierno) resultan notablemente bajos en relación a las restantes estaciones, en especial la primavera, en la cual el carácter de la alimentación nivo–pluvial determina escurrimientos del orden promedio de poco más de 3,0 m^3/s (Figura 27).

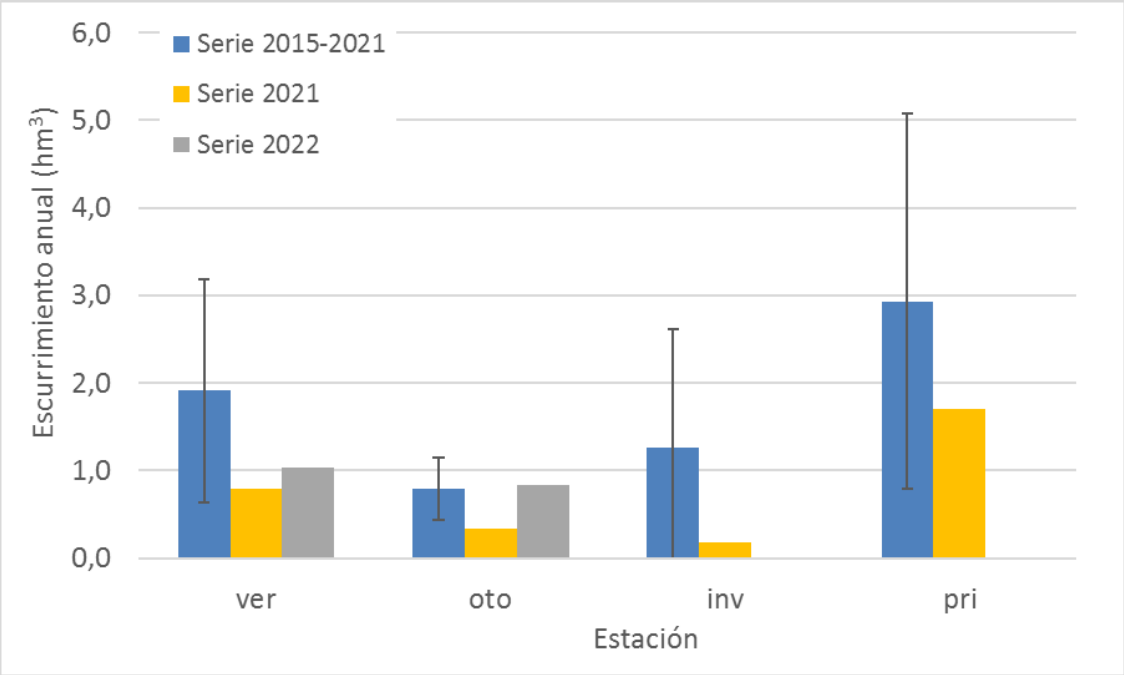


Figura 29. Distribución estacional de caudales promedio del rio Chalía y una aproximación a su dispersión (desvío estándar) para el período 2010 – 2022. Adaptado de Diaz y Seeber (2015) con registros y funciones HQ actualizadas publicadas en web de SNIH (2022).

Durante los meses del invierno y primavera temprana, las bajas temperaturas y escasas precipitaciones líquidas determinan bajos caudales, habiéndose observado un registro mínimo diario de tan solo 70 lt/s en 2015 en la desembocadura del Chalía en el río Chico. La serie 2010-2021 acusa mínimos instantáneos en torno a 180 y 200 lt/s medidos en la sección Tres Lagos. De todas formas, hacia comienzos de la primavera con la elevación progresiva de las temperaturas y la acumulación de algunas pocas tormentas se provocan oscilaciones importantes en los caudales diarios, si bien con valores absolutos bajos, similar a lo que se puede observar en todos los ríos de la subregión del río Chico.

5. FINALIDAD Y OBJETIVOS

En la presente, se propone la continuidad de los estudios antecedentes mencionados en el extremo sur de la provincia entre 2013 y 2019. En este caso los trabajos estarán orientados a la ampliación y actualización de los objetivos y productos generados hacia los recursos hídricos y biológicos a escala de Subregión Hidrográfica. Esto implica la continuidad de los estudios de calidad y producción de aguas de superficie que permitan lograr una caracterización completa del recurso provincial y a la vez lograr continuidad en los monitoreos de parámetros de utilidad para apoyar procesos de toma de decisión en materia de la planificación del uso y conservación.

El presente proyecto tiene como objetivos generales:

- Generar, analizar y discutir conocimientos técnicos sobre la dinámica de las aguas de superficie en la región de interés, su producción y calidad y la relación con ecosistemas fluviales y ribereños asociados.
- Generar, analizar y discutir conocimientos técnicos sobre la dinámica de las poblaciones de salmónidos en relación a la puesta en valor de sus pesquerías.
- Contribuir a la toma de decisiones públicas en materia ambiental, de conservación, pesquera e hídrica por parte de las autoridades competentes mediante la generación de geoinformación actualizada de los recursos 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, tanto pública como privada, orientada al uso y conservación de los recursos hídricos de superficie, sus bienes y servicios ecosistémicos asociados.

6. 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 ésta provee se trata de un proceso complejo dado que no existen parámetros comunes generalizables o universales, 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. Incluso, las interacciones entre componentes pueden 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).

La composición química de un agua es la consecuencia directa del medio en el que se encuentra almacenada y por el cual circula, en consecuencia no solo por las características naturales del entorno sino también, y muy especialmente, por los impactos asociados a las actividades humanas.

6.1. Aptitud para el consumo animal (ACA)

El agua es el nutriente más importante para el sostenimiento de la vida animal, representando, en sus diferentes formas, entre un 50 a 70 % de la masa total corporal de las diferentes especies (Pallas, 1986; Alberta Agriculture and Food, 2005). La aptitud para su consumo no es tan solo una consecuencia de sus características físicas, químicas y microbiológicas sino que también consiste en un concepto fuertemente asociado a (i) la especie y grupo animal en cuestión, (ii) su condición física, vigor y salud, (iii) su entorno y (iv) su alimentación. Incluso, aún en su composición intrínseca, el efecto de un agua particular en términos de aptitud para un grupo animal es más compleja que el efecto de la suma de sus componentes por separado, pudiendo potenciar o interferir en la respuesta fisiológica del consumidor a partir de su interacción, como así también con la del alimento y de los tiempos de exposición a una fuente de bebida de una calidad determinada (Alberta Agriculture and Food, 2005).

El apropiado conocimiento de los factores que determinan la calidad del agua, en relación con los requerimientos nutricionales de los animales para la producción, permiten evaluar su aptitud con fines productivos, no solo por sus

características intrínsecas sino también por su interacción con la metabolización del alimento (Cirelli y otros, 2010). El agua no es considerada habitualmente como fuente de minerales, aunque en el caso de los bovinos puede aportar proporciones considerables de algunos elementos como Calcio, Magnesio, Sodio y Azufre requeridos en la dieta y, en tal sentido para este grupo, adquiere más importancia que como solo bebida (Bavera, 2011).

Con la excepción de situaciones extremas de toxicidad, los síntomas asociados a una inadecuada ACA pueden no ser inmediatos, sino extendidos en el tiempo y en ocasiones no asociables directamente a elementos específicos en el agua sino a la susceptibilidad que una inapropiada ACA pueda haber ocasionado para una afectación de patógenos o parásitos (Alberta Agriculture and Food, 2005).

Es importante considerar, durante la evaluación de una ACA en particular, la dinámica natural de las aguas (diaria, mensual, estacional, anual), en especial de superficie, dado que su composición puede ser altamente variable, más en ambientes lénticos poco profundos (lagunas, aguadas) que en lóticos (ríos y arroyos).

6.2. Calidad ambiental del agua (CAA)

La calidad de agua es determinante en actividades socioeconómicas no tradicionales en auge en años recientes en la región patagónica, como la pesca deportiva y recreativa y cuyas alteraciones pueden condicionar no solo una disminución sino también, en condiciones extremas, la desaparición de fauna de valor comercial (Cirelli y otros, 2010). Algunos contaminantes incluso, como los metales, no solo resultan una amenaza para los integrantes de los ecosistemas acuáticos sino también para la cadena trófica incluyendo al humano, a través de su bioacumulación en tejidos de peces (Cirelli y otros, 2010).

La calidad del agua desde un enfoque ambiental consiste en un concepto complejo y extremadamente diverso en términos de los parámetros (físicos, químicos, microbiológicos) que pueden definirlo, aunque en términos sencillos (y sin pensar específicamente en un uso particular) consiste en los valores – umbrales que podrían asumir un conjunto de éstos que no ocasione riesgos de daño al humano o a cualquier elemento o proceso del ecosistema. Así, diferentes estándares de calidad pueden definirse dependiendo de la situación y objetivos (demandas) naturales, sociales, económicas o culturales de una región en particular, incluso también como una consecuencia del grado de conocimiento y tecnología disponibles (Magara, 2009).

En el caso particular de la calidad ambiental, ésta resulta altamente variable dependiendo de los ecosistemas por los cuales circula un agua, con lo cual incluso los valores de referencia posibles en regiones con un gran conocimiento de los elementos naturales existentes y sus interrelaciones, no suele resultar una guía fácilmente extrapolable a otras regiones incluso con ecosistemas parecidos. Allí, solamente un gran desarrollo de conocimiento local a través de la ciencia puede contribuir a la determinación de valores – umbrales de calidad en los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos propios de cada caso y, con ello, la determinación de en qué momento puede estar hablándose de contaminación (UNESCO/WHO/UNEP, 1996). Una práctica habitual para la evaluación de la calidad, en estos términos, resulta en la comparación de los valores observados durante campañas específicas de monitoreo de los recursos hídricos, con valores guías para ambientes similares publicados en diferentes sitios del mundo, en ausencia de estándares propios, como es el caso de la República Argentina.

6.3. Calidad para el consumo humano (ACH)

La calidad de las aguas para consumo humano, también denominada como 'agua potable de suministro público' o 'agua potable de uso domiciliario' en la normativa vigente que rige su aplicación en la República Argentina (Código Alimentario Argentino –CAA–, Ley No.18.284) se define como aquella que es '*apta para la alimentación y uso doméstico; que no deberá contener substancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud. Deberá presentar sabor agradable y ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente'*. Esta calidad queda definida a partir de valores/umbrales de tolerancia para un conjunto de parámetros físico – químicos documentados en el Capítulo XII del CAA y, si bien debe resultar el estándar de base para las aguas tratadas a nivel urbano para su distribución pública a través de redes o bien comercializadas a través de servicios de aguas envasadas, suele ser el resultado de aguas tratadas en planta y difícilmente hallables en condición natural en cursos o cuerpos libres de agua. Sin embargo, suele ser frecuente la utilización de estos valores como una referencia para analizar comparativamente aguas naturales, aún incluso cuando las normas pueden no contener referencias para absolutamente todo parámetro (o contaminante) esperable de hallar circulando en aguas destinadas a consumo, por ejemplo a partir de contaminantes emergentes. Éstos, representan un grupo de elementos de reciente y continuo descubrimiento gracias a los avances

tecnológicos, en general a nivel de traza, y sobre los que por el momento se presentan importantes incertidumbres sobre sus impactos posibles en humanos y ambiente, por lo cual su aparición en estándares aún no resulta del todo claro, en muchos lugares del mundo (Wells y otros, 2010; Boxall, 2012; Stefanakis y Becker, 2015; Escobar, 2019).

6.4. Calidad para la irrigación (AIR)

La calidad de las aguas utilizadas en la irrigación, junto con los atributos propios de los suelos en los cuales se las aplica, condicionan notablemente la productividad de los cultivos y pastizales. En particular, en regiones áridas y semiáridas del mundo, el más preciso conocimiento de esta calidad resulta fundamental para el adecuado planteo del manejo de la agricultura bajo riego, en especial desde el enfoque de los riesgos más significativos asociados a su calidad: la salinidad, la sodicidad, la toxicidad específica de ciertos iones y la contaminación (Zaman y otros, 2018). Los atributos mencionados son una consecuencia directa de los sustratos por los cuales las aguas atraviesan o son almacenadas y, de un apropiado conocimiento de éstos, no solo resultan las pautas recomendables de uso sino la anticipación de los efectos, positivos o negativos, que podrán tener sobre la vegetación (Wilcox, 1955).

6.5. pH

El 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 y Morgan, 1996; Weiner, 2008; USGS, 2018). La disponibilidad de una gran proporción de elementos nutrientes en los suelos para su incorporación en las plantas, su ‘fertilidad’, resulta en gran medida una función del pH (Jackson y Meetei, 2018).

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 y Wolf, 1963), (Figura 28). 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 y Lloyd, 1982). 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 y Lloyd, 1982).

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, 2018). 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.

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 y Wolf, 1963; USEPA, 1976; FAO, 1987; EPA, 1994; EPA 2016) tendiendo a mantenerse, en cualquier caso particular, en valores relativamente constantes (Stumm y Morgan, 1996). Ambientes lacustres productivos presentan en general rangos de pH de entre 6,7 a 8,2 (USGS, 2018). 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 y otros, 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 y 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 y Nebeker, 1969; Jellyman y 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 y Harding, 2011).

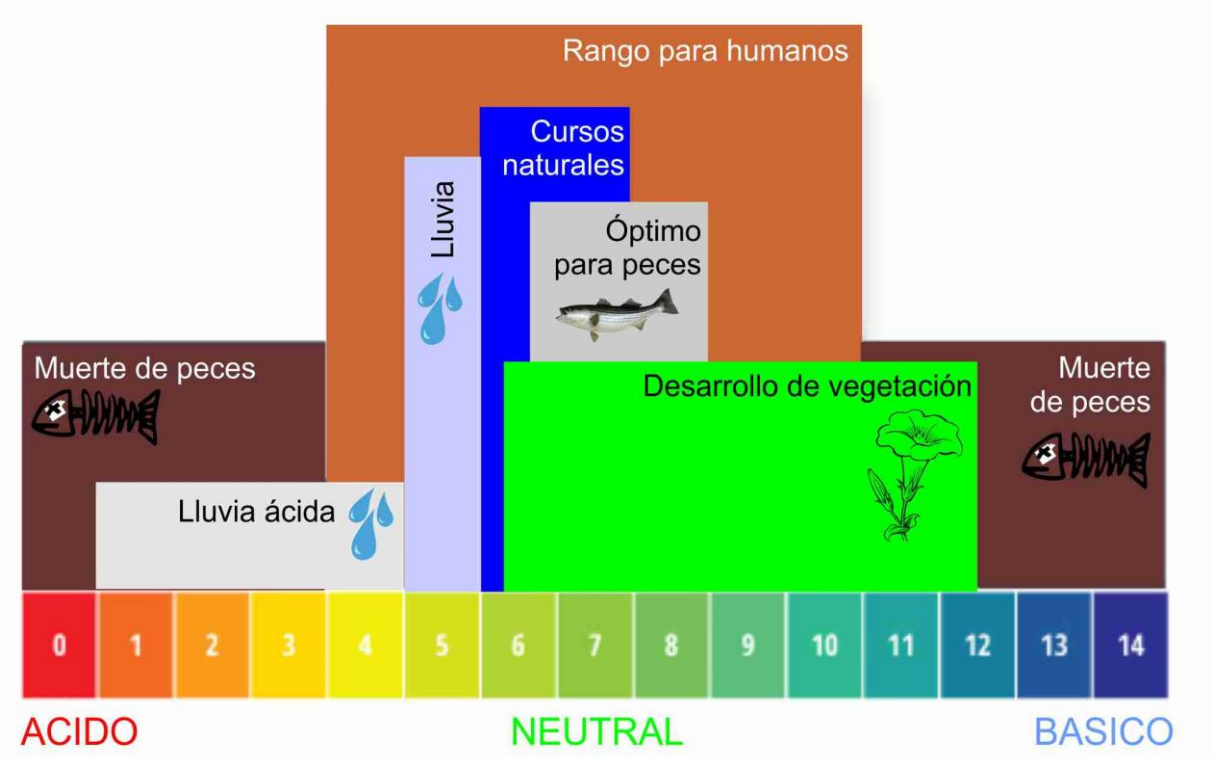


Figura 30. Distribución de formas de vida según rangos de pH en medios acuáticos. Adaptado de Fondriest Environmental (2016), http://www.fondriest.com.

6.6. 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 y otros, 1988; McCutcheon y otros, 1993; Radtke y otros, 2005; Allan y 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 y 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 y otros, 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 10).

Tabla 10. 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 y otros, 1991; Allan y Castillo, 2007), las cuales en general se presentan en pequeñas aunque significativas cantidades (Ayers y 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.

6.7. Sólidos suspendidos y sólidos en disolución

Los sólidos totales en suspensión, micromoléculas de >1-2 µm (SST), que se mantienen indefinidamente suspendidas en una solución, y los sólidos totales 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). Los STD representan la suma de concentraciones de los iones mayoritarios disueltos en el agua (Allan y 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, 1996a; Caux y otros, 1997; Weber–Scannell y Duffy, 2007; Bilotta y Brazier, 2008).

La presencia de STD en cursos naturales de agua puede 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, condicionar la solubilidad del oxígeno, incrementar la toxicidad de determinados compuestos químicos cuando éstos pudieran presentarse asociados a los coloides, e incluso afectar estéticamente (McCutcheon y otros, 1993; EPA, 2003; Weber–Scannell y Duffy, 2007; Bilotta y Brazier, 2008; Verma y otros, 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 y otros, 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 y otros, 2012). Esto es particularmente importante en algunas aplicaciones como el consumo humano, el abrevado animal, la irrigación y algunos usos industriales (McCutcheon y otros, 1993). En el caso de la bebida animal, por ejemplo, los nutrientes pueden transportarse en fases diluída o suspendida y su impacto final para diferentes grupos y especies (benéfico nutricional o tóxico) no solo será una cuestión de las formas de asimilación, en cada caso, sino de las cargas transportadas y concentraciones (Alberta Agriculture and Food, 2005).

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, 1996a). 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 y Duffy, 2007; Bilotta y Brazier, 2008).

6.8. 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 y otros, 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 y 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 y otros, 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.

6.9. 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 y otros, 1993; Weiner, 2008; Sullivan y otros, 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 y Castillo, 2007) y en el caso de cuerpos de agua también su profundidad, entre otros factores (Sullivan y otros, 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 y otros, 1993) con un óptimo estimado, para peces, en el orden de 8–10 mg/l (Svobodoba y otros, 1993). Resultan esperables las variaciones en su presencia a lo largo de las estaciones del año e incluso de los días (Allan y 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 y 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 29).

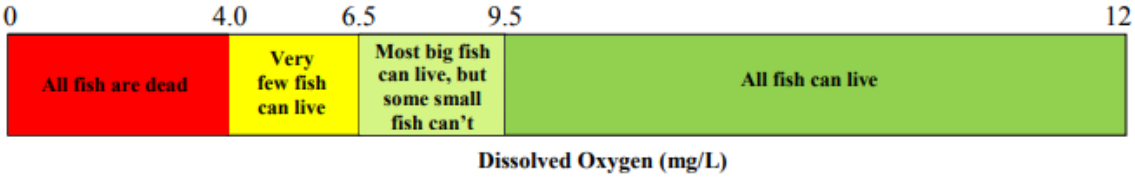


Figura 31. Rangos de concentración de oxígeno disuelto y su impacto en poblaciones de peces.

6.10. 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 los que escurren las 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 y Castillo, 2007; Panno y otros, 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. 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 y otros, 1991; Burger, 2003). Un indicador habitual de su presencia en agua y 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 y otros, 1991), (Figura 30). Ésta, 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).

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 y 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 y Lloyd, 1982).

6.11. 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 (Mostofa y otros, 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). 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 y otros, 2013).

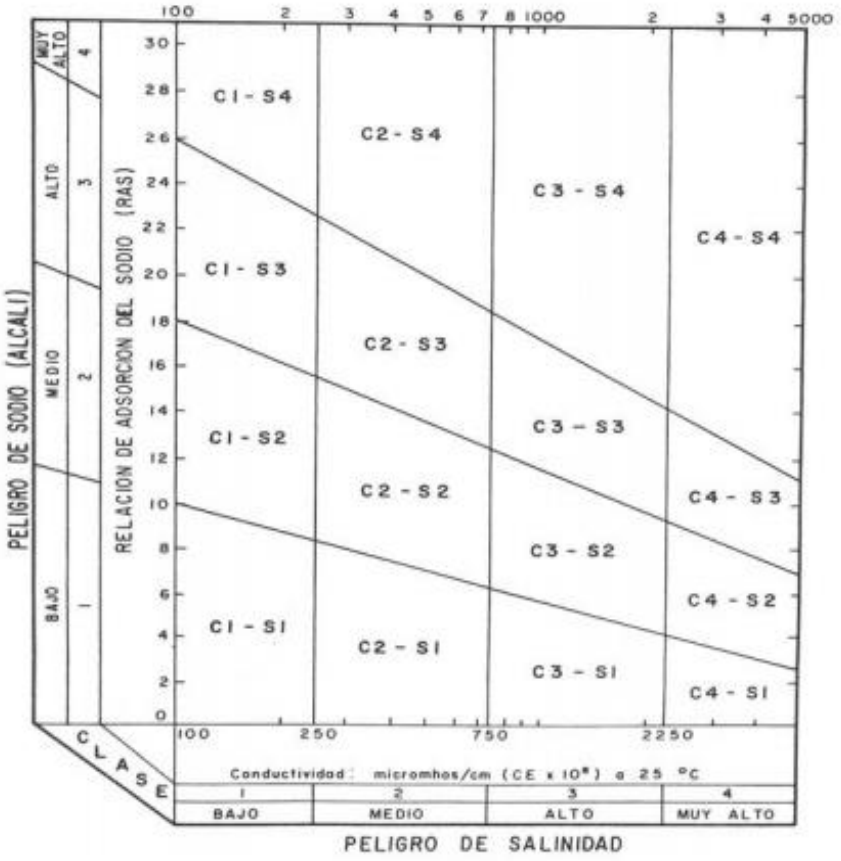


Figura 32. Clasificaciones de aguas según la potencialidad de uso en irrigación a partir de su conductividad eléctrica y la RAS. Adaptado de USDA (1969).

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 y otros, 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 y 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 y otros, 1993; Denzel y McKenzie, 2003; Lecca y Ruiz, 2014; Yingrong y otros, 2017).

Junto a la DBO, la demanda química de oxígeno (DQO) resulta un indicador complementario de la contaminación de aguas de ríos (Lee y 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 y 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 y otros, 2013).

6.12. 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 y otros, 2003; WHO, 2004b; 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).

6.13. 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 y otros, 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 y otros, 1993; LEAD FAO, 2006; Lazzari y Baldisserotto, 2008; Xue y otros, 2016; Puijenbroek y otros, 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 y otros, 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, un 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 y 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 y otros, 2016).

La toxicidad para los seres humanos y animales 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 y 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 y 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 admisibles 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 y otros, 1993). Valores por encima de 0,5 mg/l podrían comenzar a significar toxicidad para algunas especies de peces (McCutcheon y otros, 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).

6.14. 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 y otros, 1993; Shock y Pratt, 2003; EPA y 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 y otros, 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 y 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 y Pratt, 2003; EPA y HSE, 2010; Mylavarapu, 2011; Puijenbroek y otros, 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 y otros, 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 y Pratt, 2003).

6.15. 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, 1993a) 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 y otros, 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 y otros, 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 y otros, 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 y otros, 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 y otros, 2015) como así también la capacidad de colonizar múltiples ambientes entre los cuales se encuentran las aguas superficiales (Freitas y otros, 2008; Ullah y otros, 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 y otros, 2008). En tal sentido también representa un importante bioindicador de la calidad de las aguas (Arcos Pulido y otros, 2015).

6.16. 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, 2005b; 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, 1999a).

Su presencia en aguas naturales se trata de uno de los principales problemas ambientales de la industria petroquímica y extractiva (Al-Baldawi y otros, 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 y otros, 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 y otros, 2017) debido a la elevada toxicidad que significan para cualquier organismo vivo (Ikpe y otros, 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 y otros, 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 y otros, 2016; Adeniji y otros, 2017), lo que puede afectar a peces y a otros organismos que se alimentan en el mismo.

6.17. Metales pesados

Los vertidos industriales, agropecuarios, mineros, el uso excesivo de diversos agroquímicos, entre otras tantas acciones antrópicas sobre el suelo explican una de las mayores presencias de metales pesados en el ambiente, 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 y otros, 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 y otros, 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 g/cm^3 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 y otros, 2016; Rafati Rahimzadeh y otros, 2017).

El Arsénico (As), un elemento metaloide o semi-metálico (IARC, 2018a), 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 y otros, 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, 2018a). 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 y otros, 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, 2018a). 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 y otros, 1990; WHO, 2003a). 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, 2003a). El significado final de su concentración en un ecosistema es altamente variable dependiendo de los organismos incluidos en éste (Rosseland y otros, 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 y otros, 1999; WHO, 2003a).

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, 2003a). 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 y otros, 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, 2019a). Su presencia en ambientes acuáticos se asocia mayormente a la intemperización de rocas ígneas (principalmente micas y feldespatos) y sedimentarias (Fischer y Pulchet, 1978; Liguori y otros, 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 y Pulchet, 1978; CDC, 2017; ATSDR, 2019a). 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, 2019a; PubChem, 2019).

Las formas químicas naturales del Ba son insolubles en agua y, por lo tanto, no se trata de una fuente contaminante si bien su durabilidad en estas condiciones es larga (ATSDR, 2019a). 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, 2019a). 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, 2019a).

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 y otros, 2016; Rafati Rahimzadeh y otros, 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 y otros, 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 encuentra 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 y otros, 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 y otros, 2007; López de Romaña y otros, 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).

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 y 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 y otros, 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, 2004a). Representa un micronutriente esencial para plantas, animales e incluso el ser humano, interviniendo en numerosos procesos metabólicos (Hill y 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 y 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, 2004a). 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 y Delbeke, 2014). En el caso de aguas superficiales las concentraciones habituales citadas para sitios sin contaminaciones específicas, rondan los 0,01 mg/l (WHO, 2004a).

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 y otros, 1999; WHO, 2003b; Gorny y otros, 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 y 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 y otros, 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 y otros, 1999; WHO, 2003b).

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 y otros, 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, 2003b). 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, 1999b). 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, 1999b), 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, 1999b).

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 y otros, 2007; Kallithrakas-Kontos y Fonteinis, 2016; Krabbenhoft y otros, 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 y otros, 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 y otros, 2007). Las fuentes naturales de Hg se asocian al vulcanismo, los incendios forestales y la degradación de rocas que lo contienen (Kallithrakas-Kontos y Fonteinis, 2016), si bien una proporción importante también puede provenir de la lluvia arrastrando el Hg de emisiones atmosféricas (Krabbenhoft y otros, 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, 2005a). 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, 2005a) 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, 2005a; Sharma y otros, 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 y otros, 2011; Sharma y otros, 2017; Shahzad y otros, 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 y otros, 2011; Bhalerao y otros, 2015). Sin embargo también se trata de un importante microelemento que participa de procesos metabólicos críticos en los vegetales, en muy bajas concentraciones (Shahzad y otros, 2018) de igual forma que en la producción animal (Samal y 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 y otros, 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, 2003c). Estos valores de referencia pueden ser notablemente alterados en proximidad de puntos concretos de vertidos urbanos o industriales (Howe y 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 y otros, 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 y Dobson, 2002; WHO, 2003c; Panyala y otros, 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 y 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 y 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 y otros, 2015), el cual en formas naturales se encuentra en concentraciones muy bajas y no representa un riesgo particular (Lima y otros, 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 y otros, 2009; Makridis y otros, 2012; Bates y 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, 2019b). 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 y Payne, 2017; NSW Government, 2017; ATSDR, 2019b). 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 y otros, 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 y Payne, 2017; ATSDR, 2019b).

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, 2019b). 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 y otros, 2015; ATSDR, 2019b).

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, 2011c). 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, 2011c). 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 y otros, 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, 2011c; Mora y otros, 2015; Lopes y otros, 2017). También en plantas y cultivos se ha demostrado en años recientes su relevancia en múltiples procesos metabólicos (Mora y otros, 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, 2011c).

6.18. Ictiofauna

Poco es lo que se conoce de la ictiofauna en la zona de estudio, salvo por la existencia de operaciones comerciales de pesca recreacional en la meseta alta santacruceña. En algunos lagos como el Strobel, dicha actividad ha estado basada principalmente en la captura de ejemplares de gran porte de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*), o la pesca comercial y recreacional en otros como los lagos Cardiel y Olnie. El resto de los ambientes no han sido relevados extensivamente tanto en su composición ictiofaunística como en relación a su uso como recurso. En los sitios de referencia mencionados se encuentran las especies citadas en la tabla 11, se describen brevemente a continuación.

Tabla 11. Especies de peces de probable presencia en el área de estudio. E: exótica; A: autóctona.

Especie	Familia	Tipo
*Galaxias maculatus (*Puyen chico*)*	Galaxiidae	A
*Galaxias platei (*Puyen grande*)*	Galaxiidae	A
*Percichthys trucha (*Perca*)*	Percichthyidae	A
Geotria macrostoma (Lamprea)	Geotriidae	A
*Oncorhynchus mykiss (*Trucha arco iris*)*	Salmonidae	E
*Salmo trutta (*Trucha marrón*)*	Salmonidae	E
*Salvelinus fontinalis (*Trucha de arroyo*)*	Salmonidae	

6.18.1. Puyen chico. Especie nativa de la fauna íctica de agua dulce de Sudamérica, donde se distribuye desde los 32° LS en Chile y 39° LS en Argentina hasta Tierra del Fuego (Campos, 1970; Cussac y otros, 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 31. Presenta poblaciones dulceacuícolas y poblaciones diádromas. Maduran sexualmente al cumplir su primer año de vida, y viven entre 2 y 3 años.

Figura 33. Puyen chico adulto (superior) y juvenil “cristalino” (inferior). Las fotos no están a escala. Fotos D. Aureliano (CADIC-CONICET).

En América del Sur, 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 y otros, 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. Luego regresan al río como juveniles llamados “cristalinos” (Figura 31). Las poblaciones dulceacuícolas que habitan lagos de Patagonia continental desovan en la zona litoral (Barriga y otros, 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).

6.18.2. 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 beige aunque varía según el ambiente (Figura 32).

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 y otros, 2014).

Figura 34. Puyen grande adulto. Foto L. Devetac (Gobierno de Santa Cruz).

6.18.3. Perca. También conocida como “trucha criolla”, es un pez de cabeza voluminosa, cuerpo corto y robusto, endémica de Argentina y Chile, que habita el sur y centro de estos países. Tiene escamas grandes, y espinas punzantes en opérculos y aletas. Su boca es relativamente grande y protráctil. La coloración varía con el hábitat, pudiendo ser el cuerpo gris, verdoso, naranja o amarillento, mientras la región ventral del cuerpo puede ser blanca, amarilla o naranja con numerosas motas negras en la cabeza, cuerpo y aletas (Figura 33). Los hábitats característicos de esta especie son los lagos o zonas bajas de los ríos. Se distribuye cerca de los fondos pedregosos con poco fango, y en las cercanías de las corrientes. Prefiriere aguas relativamente lentas y remansos. Tienen un ciclo de vida indirecto, dado que sus larvas tienen estructuras particulares y distintas a las de los adultos (Barriga, 2018).

Los juveniles presentan comportamiento gregario, y a medida que crecen se convierten en individuos solitarios. Son animales predominantemente ictiófagos aunque tienen una dieta amplia que incluye insectos y crustáceos, no desdeñando presas terrestres si están a su alcance. Se reproducen en primavera en los lagos y ríos. Si bien se consideraba que existían varias especies, los últimos datos moleculares dan cuenta de una sola con una importante variación fenotípica (Ruzzante y otros, 2006; 2011). Alcanza tallas mayores a 600 mm y posee valor deportivo, muchas veces subestimado por los pescadores de salmónidos (Casalinuovo y otros, 2014).

Figura 35. Perca adulta (superior) y juvenil (inferior). Las fotos no están a escala. Fotos M. Casalinuovo.

6.18.4. Lamprea. Son vertebrados marinos que carecen de mandíbulas, opérculos, hendiduras branquiales y aletas pares (Figura 34). El cuerpo carece además de escamas y es cilíndrico, pudiendo en el adulto superar los 50 cm de longitud. Tienen aletas dorsales y/o aleta caudal. Presentan una única abertura nasal mediana y siete pares de orificios branquiales. Poseen boca redondeada que forma un disco suctor con dientes o placas córneas con los que se fija al hospedador del que obtendrá restos de tejidos y sangre, ya que son parásitos de otros peces marinos. Las lampreas migran a ambientes continentales a desovar donde mueren luego de reproducirse. Los juveniles viven de 2 a 5 años en el agua dulce y se alimentan de organismos unicelulares, algas y detritos. Luego se convierten en adultos y migran al mar, donde continúa su crecimiento por algunos años más hasta la madurez reproductiva. Son organismos considerados erróneamente nocivos por los pescadores deportivos, y por ende estos suelen matarlas en caso de encuentro. A pesar de que muchas veces usan sustratos diferentes para sus nidos, los mismos son frecuentemente confundidos con los de salmónidos a pesar de usar muchas veces sustratos diferentes (Casalinuovo et al., 2014).

Figura 36. Izquierda, ejemplar de lamprea en estado larval (macroftalmia); y derecha, ejemplar de lamprea en estado adulto.

6.18.5. Trucha marrón. Es originaria de Europa y de las áreas costeras mediterráneas del norte de África y oeste de Asia (Del Valle y Núñez, 1990; Jonsson y 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 (Figura 35). 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 37. Trucha marrón. Foto M. Casalinuovo.

Los ejemplares maduran sexualmente entre los 1 – 8 años de edad, aunque la mayoría lo hace entre el 3 y 5 (McFadden y otros, 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 13 años en residentes y hasta 18 en anádromas (Raleigh y otros, 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 (Figura 36). 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 38. Trucha marrón anádroma capturada en el Río Grande de Tierra del Fuego. Foto A. Hemmingsen.

6.18.6. Trucha arco iris. 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 y otros, 2018). En Argentina se la puede encontrar en 16 de las 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 (Figura 37). 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 otros, 2001; Figura 38), y se sospecha la anadromía en ejemplares de Tierra del Fuego. 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. La forma anádroma del río Santa Cruz es uno de los pocos casos en que se encuentra esta variedad fuera de su rango nativo (García Asorey y otros, 2018) y forman parte del mismo stock con los ejemplares residentes, si bien se ha detectado el efecto materno en la esmoltificación (Riva Rossi y otros, 2018), que ocurre a los 2 – 3 años de residencia en agua dulce. A diferencia de la variedad en otros ambientes, una característica de las truchas anádromas del río Santa Cruz es su corta estadía marina y su alta tasa de iteroparidad (hasta 8 desoves).

Figura 39. Trucha arco iris adulta (superior) y juvenil (inferior). Las fotos no están a escala. Fotos M. Casalinuovo.

Figura 40. Trucha arco iris anádroma. Foto M. Casalinuovo.

6.18.7. Trucha de arroyo. 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 (Figura 39). 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 41. Trucha de arroyo. Foto Casalinuovo.

7. METODOLOGIA

7.1. Estudios en aguas de superficie

Durante los meses de septiembre – octubre del año 2021 y febrero – marzo, se realizaron las campañas de campo orientadas a la toma de muestras y caracterización in situ de aguas de superficie, correspondientes a los momentos de (i) salida de invierno y comienzo de primavera y (ii) verano tardío, respectivamente. El principal trabajo en estos momentos consistió en la recorrida de hasta un máximo de 68 sitios potenciales de estudio, dentro de los límites de la RH14, de los ríos Chico y Chalía, representativos de cada momento del año, en cuerpos y cursos de agua. Estos momentos mencionados resultan representativos del pico de hidrograma anual (máxima y mínima ofertas de caudales en ríos así como volúmenes en cuerpos permanentes y transitorios) para ríos y arroyos de alimentación nival y pluvial, así como de estiaje para ríos de alimentación predominantemente glacial y lagunas. En cursos con regímenes de alimentación mixta, las fechas seleccionadas representan a uno de los picos anuales de hidrograma esperados.

En ambas campañas se recorrieron poco menos de 20.000 km durante 60 días netos de trabajo en el terreno, accediendo a 33 establecimientos agropecuarios y chacras en el ámbito urbano de Gobernador Gregores (Tabla 12), dentro de la región de interés, para obtener finalmente 55 muestras estacionales (Figura 40).

En cada sitio se practicaron determinaciones de caudal en cursos, implementando métodos descriptos en el apartado 7.4, se realizaron determinaciones de calidad in situ siguiendo el método detallado en el apartado 7.5 y se colectaron muestras de agua destinadas a análisis exhaustivos en laboratorio siguiendo protocolos detallados en el apartado 7.6 del presente informe.

7.2. Representatividad de la estacionalidad de los muestreos de aguas

La primavera representa la estación de mayor producción de escurrimientos en el río Chico, medidos en su tramo medio (SNIH 2837), un indicador de la situación promedio de toda la región hidrográfica (Figura 41). El año 2021 se presentó ligeramente apartado del comportamiento promedio, habiéndose producido caudales más elevados hasta el mes de septiembre, incluso en ocasiones por sobre los desvíos estándares (Figura 41). Sin

embargo, hacia inicios de la campaña de muestreos, en octubre de ese año, los caudales se presentaron extraordinariamente bajos, incluso en relación a los mínimos absolutos documentados hasta el momento en la sección (Figura 41).

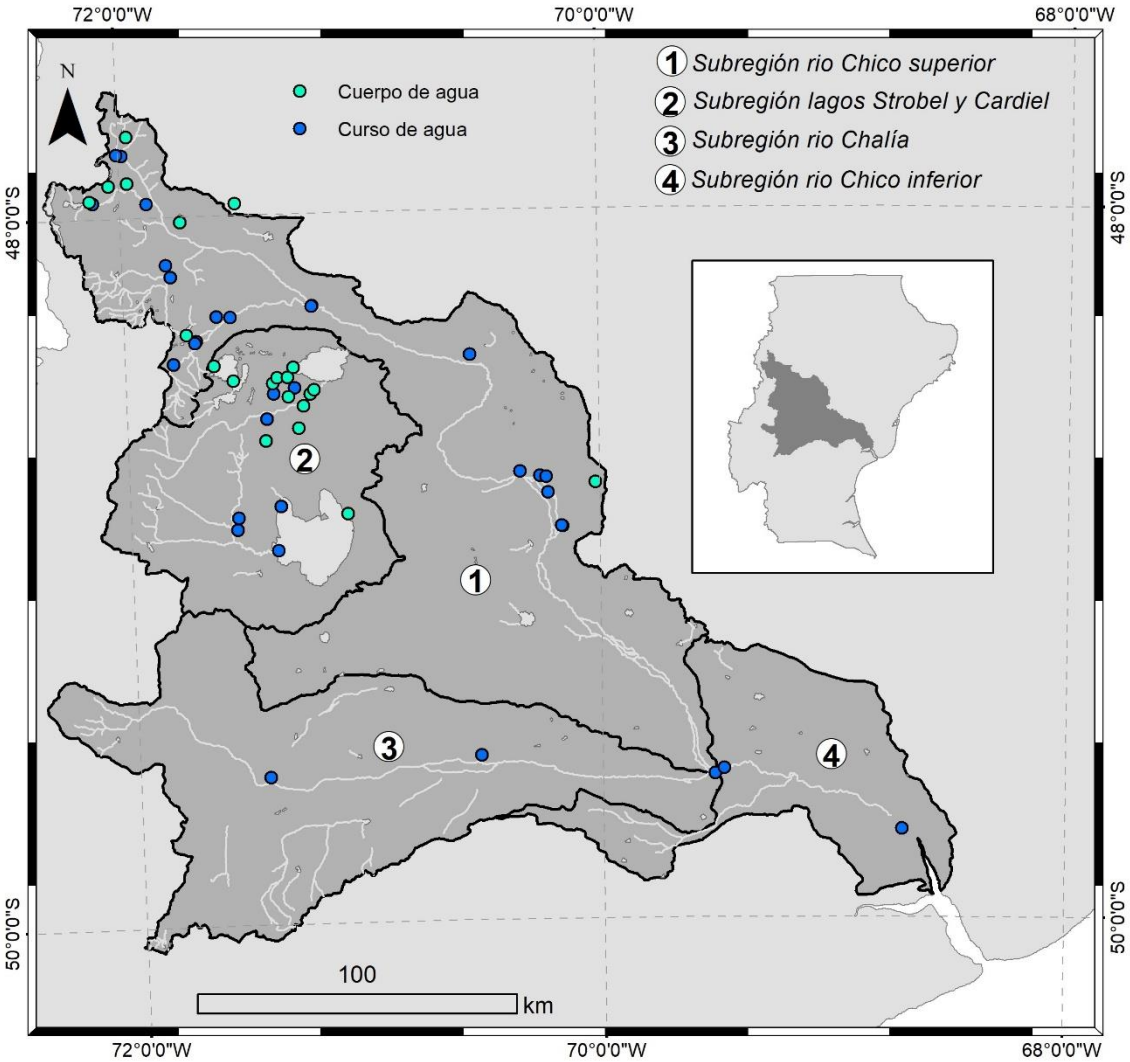


Figura 42. Área de trabajo y ubicación general de los sitios de muestreo de aguas en la región bajo estudio, durante campañas de muestreo de invierno-primavera (de 2021) y verano tardío (de 2022). La zonificación representa el nivel de Región Hidrográfica RH14 (propuesto por Diaz y otros, 2021).

Desafortunadamente se carece de registros nivométricos para la región, situación que no permite cuantificar el aporte de su fusión a los escurrimientos estacionales y con ello establecer el grado de anomalía que 2021 puede haber representado respecto a los años precedentes en términos de la producción de escurrimientos. En décadas recientes, y muy especialmente en los más

recientes años, la nieve se ha vuelto un evento cada vez menos frecuente, cuyas láminas acumuladas son progresivamente menores y de menor duración dentro de la estación fría, en especial en la zona central y oriental de la RH14. Igual situación se percibe por pobladores rurales en el sector occidental de la región, si bien la nieve parece estar siendo progresivamente reemplazada por lluvias que permiten una mayor generación de caudales en estas estaciones (otoño e invierno), (Figura 41).

Tabla 12. Ubicación de los sitios de muestreo definitivos en la RH14 ríos Chalía – Chico Central, bajo estudio durante las campañas de muestreo, en 2021 y 2022.

Num.	Codigo*	Fuente	Lat.	Long.
1	CHA-BAJ	CURSO	-49,5944°	-69,5160°
2	CAN-NOR	CURSO	-48,7524°	-70,2545°
3	PRE-CAN	CURSO	-48,7402°	-70,3383°
4	CHA-SUP	CURSO	-49,5850°	-71,4384°
5	CHA-TAP	CURSO	-49,5364°	-70,5255°
6	CHI-JUL	CURSO	-49,5806°	-69,4765°
7	ROB-SUP	CURSO	-47,9556°	-72,1114°
8	BURMEI	CUERPO	-47,9500°	-72,1260°
9	AGUI-NO	CURSO	-48,8953°	-70,1604°
10	AGUI-SU	CURSO	-48,8947°	-70,1645°
11	CHA-NO	CURSO	-48,7564°	-70,2280°
12	CHAN-SU	CURSO	-48,7997°	-70,2218°
13	CHI-FIN	CURSO	-49,7524°	-68,7068°
14	2HERMAN	CURSO	-48,9472°	-71,3748°
15	LAG-MIE	CUERPO	-47,9080°	-72,0439°
16	GLORIA-FINAL	CUERPO	-47,7709°	-71,9619°
17	SPSE	CURSO	-48,7562°	-70,2283°
18	AERO-GG	CUERPO	-48,7726°	-70,0189°
19	CHI-RN40	CURSO	-48,4091°	-70,5439°
20	LAG-CHAN	CUERPO	-48,5430°	-71,2514°
21	BARR-FIN	CURSO	-48,4908°	-71,2870°
22	BARR-SUP	CURSO	-48,5062°	-71,3774°
23	LAG-OCHO	CUERPO	-48,5100°	-71,2229°
24	LAG-POTR	CUERPO	-48,4976°	-71,2047°
25	LAG-CARD	CUERPO	-48,5153°	-71,3157°
26	LAG-JUST	CUERPO	-48,6048°	-71,2744°
27	AGUILA	CURSO	-47,8239°	-71,9847°
28	LAG-ROD9	CUERPO	-48,4767°	-71,3796°
29	LAG-ESPA	CUERPO	-48,4608°	-71,3612°
30	LAG-ROD2	CUERPO	-48,4608°	-71,3165°
31	LAG-ISLO	CUERPO	-48,6383°	-71,4152°
32	LAG-STRO	CUERPO	-48,4340°	-71,2904°
33	MORO-VILCHES	CURSO	-48,5766°	-71,4084°
34	QUIR-CHI	CUERPO	-48,4674°	-71,5467°
35	CARDIEL	CUERPO	-48,8496°	-71,0749°
36	INFANTE	CURSO	-48,8532°	-71,5420°

Num.	Codigo*	Fuente	Lat.	Long.
37	CERRBAY	CURSO	-48,8239°	-71,3595°
38	CABAÑA	CURSO	-48,8867°	-71,5477°
39	BELG-SUP	CURSO	-47,8211°	-72,0067°
40	QUIROGA	CUERPO	-48,4232°	-71,6260°
41	CHICO-2	CURSO	-48,3518°	-71,6959°
42	CAPITAN	CURSO	-48,3573°	-71,7030°
43	CHICO-1	CURSO	-48,4162°	-71,7965°
44	LIST-BAJ	CURSO	-48,2843°	-71,6091°
45	LISTA-TRIBU	CURSO	-48,1699°	-71,7974°
46	CUERVO	CUERPO	-48,3345°	-71,7381°
47	CHICO-3	CURSO	-48,2872°	-71,5509°
48	LISTA-0	CURSO	-48,1359°	-71,8155°
49	BELG-INF	CURSO	-48,2615°	-71,2043°
50	CHIC-INF	CURSO	-48,2630°	-71,2073°
51	CLEMENTEK	CUERPO	-48,0159°	-71,7481°
52	ANDIA-2	CUERPO	-47,9678°	-71,5167°
53	BELG-MED	CURSO	-47,9610°	-71,8867°
54	ROBLES	CURSO	-47,9615°	-71,8873°
55	MENELIK	CUERPO	-47,9016°	-71,9649°

La situación de los caudales medios en esta sección, para la primera campaña, si bien bajos de acuerdo a lo esperado para el momento de muestreo, resultaron de muy corta duración, sin apartarse significativamente del comportamiento medio estacional. No se espera que la situación hubiera podido significar un impacto en los resultados de calidad analizados en el proyecto, no obstante lo cual podría resultar de interés la previsión de futuros proyectos que aseguren continuidad en los muestreos y monitoreos de calidad, a fin de establecer el rango de variabilidad posible en los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las aguas de la región.

La situación durante el muestreo de marzo, en términos de los caudales esperados para la época, resultaron en torno al promedio histórico (Figura 41), con lo cual puede asumirse a este muestreo estacional como apropiadamente representativo de la estación.

7.3. Muestreos de peces

Se realizaron tres campañas de muestreo de peces. La primera entre los días 26 y 27 de septiembre de 2021 (primavera), la segunda entre el 23 y el 27 de enero de 2022 (verano) y la tercera entre el 12 y 19 de marzo de 2022 (verano tardío). En cada caso, se prospectaron mediante pesca eléctrica 9 sitios (primavera de 2021), 15 sitios (verano de 2022) y 41 sitios (verano tardío). Las coordenadas geográficas en todos éstos fueron tomadas por medio

de un GPS Garmin Oregón 650® con cámara georreferenciada en modo DGPS. Las fotos de referencia se tomaron río arriba y río debajo de cada punto de muestreo desde el centro del cauce.

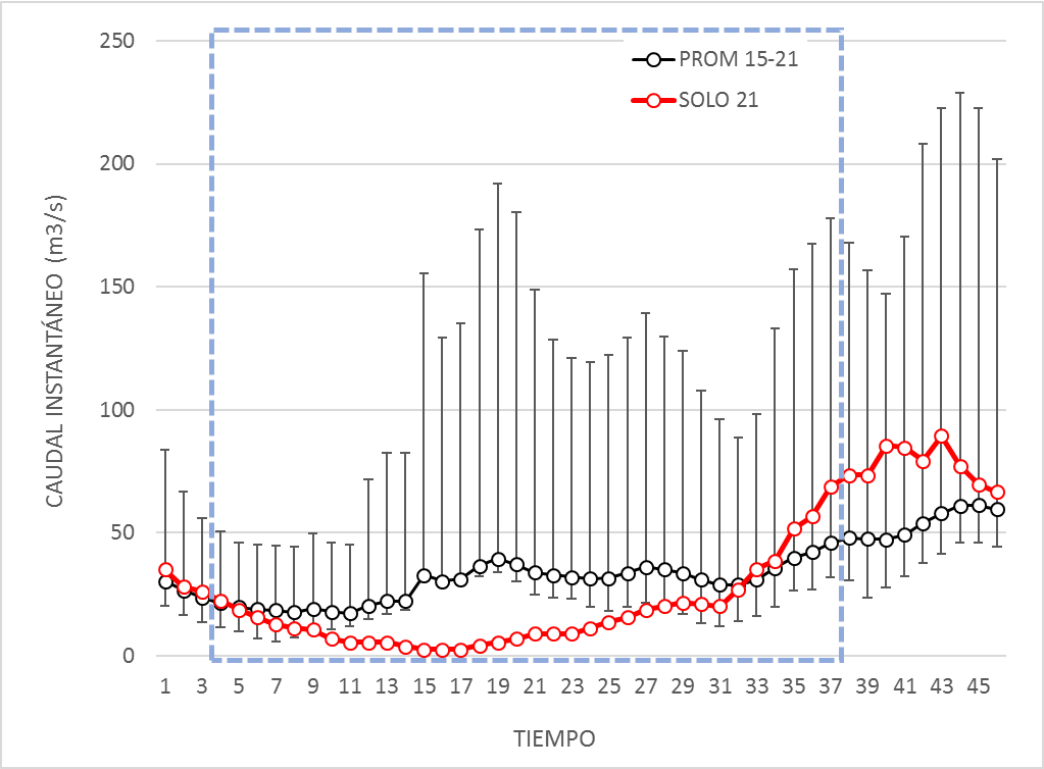


Figura 43. Comportamiento diario de los caudales en la sección SNIH 2837 y distribución de máximos y mínimos absolutos (barras) registrados entre el 1° de octubre (día 1 de la serie) y el 15 de noviembre (día 45), promedio entre 2015 – 2020 y situación específica del 2021. En azul se representa la ventana de muestreos de la campaña de primavera del presente proyecto.

7.3.1. Estaciones de muestreo.

La primera campaña se llevó a cabo con exclusividad en el río Cardiel (Tabla 13). Si bien en la planificación original se consideró el muestreo de las capturas de la operación comercial, los concesionarios no acudieron al lago en los días establecidos debido a los fuertes vientos y, posteriormente, por razones sanitarias de CoVid19.

La segunda campaña se realizó en los ríos Barrancoso y Cardiel hacia el final de enero de 2022 (Tabla 14). La tercera campaña de muestreo de peces se llevó a cabo en los ríos Chalía, Cardiel, Chico, Belgrano, Lista, Quiroga, Capitán, y Spring Creek (Tabla 15). Los sitios relevados presentaron valores

medios de profundidad de unos 50 cm, con una mínima en el río Barrancoso (20 - 50 cm) y una máxima en el río Chico (35 - 75 cm).

Tabla 13. Estaciones de muestreo de ictiofauna en el río Cardiel. Septiembre de 2021.

Es.	Fecha	Código	Latitud	Longitud	Pr.
EP-1	26/9/2021	RCAR-1-P21	-48,9389°	-71,3633°	50
EP-2	26/9/2021	RCAR-2-P21	-48,9380°	-71,3634°	40
EP-3	26/9/2021	RCAR-3-P21	-48,9373°	-71,3638°	40
EP-4	26/9/2021	RCAR-4-P21	-48,9385°	-71,3670°	50
EP-5	27/9/2021	RCAR-5-P21	-48,9522°	-71,3970°	50
EP-6	27/9/2021	RCAR-6-P21	-48,9522°	-71,3978°	40
EP-7	27/9/2021	RCAR-7-P21	-48,9520°	-71,3983°	40
EP-8	27/9/2021	RCAR-8-P21	-48,9523°	-71,3997°	50
EP-9	27/9/2021	RCAR-9-P21	-48,9524°	-71,4010°	60

Es. Estación; Pr. Profundidad (cm)

Tabla 14. Estaciones de muestreo de ictiofauna. Enero 2022.

Es.	Fecha	Código	Ambiente	Latitud	Longitud	Pr.
EP-1	23/1/2022	RCAR-1-V22	R. Cardiel	- 48,9555°	-71,4808°	40
EP-2	23/1/2022	RCAR-2-V22	R. Cardiel	-48,9546°	-71,4819°	40
EP-3	23/1/2022	RCAR-3-V22	R. Cardiel	-48,9540°	-71,4823°	30
EP-4	24/1/2022	RCAR-4-V22	R. Cardiel	-48,9534°	-71,4841°	30
EP-5	24/1/2022	RCAR-5-V22	R. Cardiel	-48.9540°	-71.4872°	40
EP-6	25/1/2022	RCAR-6-V22	R. Cardiel	-48,9543°	-71,4886°	40
EP-7	25/1/2022	RCAR-7-V22	R. Cardiel	-48,9378°	-71,3642°	40
EP-8	26/1/2022	RCAR-8-V22	R. Cardiel	-48,9380°	-48,9380°	30
EP-9	26/1/2022	RCAR-9-V22	R. Cardiel	-48,9379°	-71,3659°	30
EP-1	28/1/2022	RBARR-1-V22	Barrancoso	-48,4704°	-71,2127°	40
EP-2	28/1/2022	RBARR-2-V22	Barrancoso	-48,4689°	-71,2121°	40
EP-3	29/1/2022	RBARR-3-V22	Barrancoso	-48,4843°	-71,2814°	40
EP-4	29/1/2022	RBARR-4-V22	Barrancoso	-48,4818°	-71,2783°	50
EP-5	30/1/2022	RBARR-5-V22	Barrancoso	-48,5049°	-71,3546°	20
EP-6	30/1/2022	RBARR-6-V22	Barrancoso	-48,5041°	-71,3563°	50

Es. Estación; Pr. Profundidad (cm)

Tabla 15. Estaciones de muestreo de ictiofauna. Marzo 2022.

Es.	Fecha	Código	Ambiente	Latitud	Longitud	Pr.
EP-1	12/3/2022	RCHA-1-V22	Chalía	-49,5964°	-71,4469°	50
EP-2	12/3/2022	RCHA-2-V22	Chalía	-49,5966°	-71,4470°	60
EP-3	12/3/2022	RCHA-3-V22	Chalía	-49,5852°	-71,3998°	70
EP-1	13/3/2022	RCAR-10-V22	Cardiel	-48,9521°	-71,3969°	50
EP-2	13/3/2022	RCAR-11-V22	Cardiel	-48,9520°	-71,3994°	60
EP-3	13/3/2022	RCAR-12-V22	Cardiel	-48,9395°	-71,3694°	70
EP-4	13/3/2022	RCAR-13-V22	Cardiel	-48,9396°	-71,3689°	45
EP-1	14/3/2022	RCHI-1-V22	Chico	-48,4083°	-70,5424°	60
EP-2	14/3/2022	RCHI-2-V22	Chico	-48,4088°	-70,5433°	60
EP-3	14/3/2022	RCHI-3-V22	Chico	-48,4097°	-70,5445°	40
EP-4	14/3/2022	RCHI-4-V22	Chico	-48,4103°	-70,5460°	50
EP-5	14/3/2022	RCHI-5-V22	Chico	-48,7537°	-70,3141°	40
EP-6	14/3/2022	RCHI-6-V22	Chico	-48,7548°	-70,3142°	40
EP-7	14/3/2022	RCHI-7-V22	Chico	-48,7537°	-70,3164°	50
EP-8	14/3/2022	RCHI-8-V22	Chico	-48,7401°	-70,3393°	35
EP-9	14/3/2022	RCHI-9-V22	Chico	-48,7401°	-70,3392°	40
EP-10	14/3/2022	RCHI-10-V22	Chico	-48,7397°	-70,3407°	40
EP-1	15/3/2022	RBE-1-V22	Belgrano	-47,9430°	-71,8823°	35
EP-2	15/3/2022	RBE-2-V22	Belgrano	-47,9428°	-71,8821°	45
EP-3	15/3/2022	RBE-3-V22	Belgrano	-47,9420°	-71,8812°	50
EP-4	15/3/2022	RBE-4-V22	Belgrano	-48,1187°	-71,4791°	40
EP-5	15/3/2022	RBE-5-V22	Belgrano	-48,1164°	-71,4804°	40
EP-6	15/3/2022	RBE-6-V22	Belgrano	-48,1170°	-71,4821°	60
EP-7	15/3/2022	RBE-7-V22	Belgrano	-48,2384°	-71,2378°	60
EP-8	15/3/2022	RBE-8-V22	Belgrano	-48,2385°	-71,2382°	70
EP-1	16/3/2022	RCHI-11-V22	Chico	-48,8481°	-70,1830°	50
EP-2	16/3/2022	RCHI-12-V22	Chico	-48,8488°	-70,1813°	60
EP-3	16/3/2022	RCHI-13-V22	Chico	-48,8484°	-70,1828°	50
EP-1	17/3/2022	RLI-1-V22	Lista	-48,3085°	-71,6640°	60
EP-2	17/3/2022	RLI-2-V22	Lista	-48,3082°	-71,6620°	60
EP-1	17/3/2022	RCHI-11-V22	Chico	-48,3998°	-71,7837°	50
EP-2	17/3/2022	RCHI-12-V22	Chico	-48,4007	-71,7842°	35
EP-3	17/3/2022	RCHI-13-V22	Chico	-48,4013°	-71,7855°	70
EP-1	18/3/2022	LQUI-1-V22	Quiroga	-48,4163°	-71,6321°	60
EP-2	18/3/2022	LQUI-2-V22	Quiroga	-48,4164°	-71,6324°	55
EP-1	18/3/2022	RCAP-1-V22	Capitán	-48,4208°	-71,6445°	60
EP-2	18/3/2022	RCAP-2-V22	Capitán	-48,4208°	-71,6455°	65
EP-3	18/3/2022	RCAP-3-V22	Capitán	-48,3761°	-71,6834°	50

Es.	Fecha	Código	Ambiente	Latitud	Longitud	Pr.
EP-1	18/3/2022	RSPRI-1-V22	Spring Creek	-48,3708°	-71,6952°	60
EP-1	19/3/2022	RCHI-14-V22	Chico	-49,3606°	-69,6677°	35
EP-2	19/3/2022	RCHI-15-V22	Chico	-49,3602°	-69,6677°	75

Es. Estación; Pr. Profundidad (cm)

7.3.2. Artes de pesca.

Para las capturas de peces en el río se usó exclusivamente un dispositivo de pesca eléctrica Smith-Root LR-24 (450 V; 75 Hz; 25 m/s), en una sola pasada río arriba con 2 copos y sin bloqueo (Figura 42). El método se aplicó durante un tiempo de 20 minutos y se registró la superficie abarcada durante el relevamiento a fin de calcular el esfuerzo pesquero por estación de muestreo (EP/m^2). La distancia recorrida estuvo en función de la unidad de hábitat considerada. La profundidad media en los puntos de pesca eléctrica fue determinada como la resultante de una serie de mediciones verticales a lo largo de la sección para lo que se empleó una varilla rígida graduada con una precisión de 1 centímetro. En muchas ocasiones la efectividad de las capturas se ve afectada por las condiciones ambientales como la turbidez, la profundidad, la corriente del cuerpo de agua, y ciertos factores de las condiciones climáticas como el viento, lluvia, entre otros.

Cada ejemplar capturado fue identificado a nivel de especie, medido, pesado y liberado. Una submuestra de las capturas fue eutanasiada según normas internacionales con anestésico MS-222, e inmediatamente refrigerada y destinadas a determinar el estadio gonadal (EG) y el grado de repleción estomacal (GRE).

Figura 44. Captura de peces con equipos de pesca eléctrica. Río Cardiel, septiembre de 2021.

7.3.3. Caracterización de las comunidades de peces y variables ambientales.

A los efectos de caracterizar cada ejemplar capturado, se registraron en etiquetas individuales de identificación (Id) las siguientes variables: (a) **especie biológica,** cuya identificación se basó en el reconocimiento y observación macroscópica de cada ejemplar. Asimismo, se registró la abundancia como número de ejemplares (n); (b) **Talla (mm)**, El largo de cada ejemplar fue medido con cinta métrica; (c) **peso (g)**, total de cada ejemplar medido con balanza; (d) **muestras de escamas**, extraídas a cada individuo en un número de cuando menos cinco correspondientes al área localizada debajo de la parte posterior de la aleta dorsal y ubicada aproximadamente a cinco filas de escamas por encima de la línea lateral. Éstas fueron guardadas en sobres etiquetados para su posterior montaje y análisis de estructura de edades; (e) **sexo**, diferenciando en macho, hembra o indeterminado, basado en el reconocimiento visual de las gónadas o, eventualmente, de los caracteres sexuales secundarios externos. Aquellos ejemplares en los que no fue posible asignar uno de estos sexos, o en el caso de individuos inmaduros, fueron categorizados como “indeterminados”; (f) **estadio gonadal (EG, de 0-7)**, determinando el estadio de madurez de los ejemplares sacrificados (tanto hembras como machos) mediante la observación macroscópica de las

gónadas. A cada individuo se le asignó una de las siete categorías de acuerdo con la escala internacional (Niklitschek y Aedo, 2002), de acuerdo al siguiente detalle:

- *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, oscurecidos o translúcidos.

(g) **alimentación**, medida a través del Grado de Repleción Estomacal (GRE, expresado en %), asignado a los individuos sacrificados según la cantidad de alimento presente en el interior del estómago. A mayor cantidad de alimento, mayor porcentaje de repleción. Se utilizó una escala de valores cuartiles: 0%, 25%, 75%, y 100 %.

(h) **evidencia de parasitosis (presencia/ausencia)**, registrada a partir de síntomas de infestación con parásitos. Los métodos de detección fueron por observación directa, por transparencia tegumentaria, o por disección.

Se tomaron in situ mediciones de diferentes variables ambientales de interés: (a) **conductividad del agua (K)**, medida en forma directa utilizando un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 (± 1 µS); (b) **temperatura del agua (Tº)**, medida en forma directa utilizando un analizador multiparámetro

Hanna® HI 98129 (± 0,1 °C); (c) s**ólidos disueltos totales en el agua (TDS)** medidos en forma directa por medio de un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 (± 1 ppm): (d) **pH del agua**, medido en forma directa utilizando un analizador multiparámetro Hanna® HI 98129 (± 0,01 unidades pH).

7.3.4. Determinaciones en gabinete.

Se realizaron análisis estadísticos sobre el total de datos obtenidos en campo con una significación del 95% o 99% de confianza, utilizando paquetes estadísticos estándar. Las consideraciones particulares sobre el tratamiento de los datos que corresponden a este estudio se listan a continuación: (a) **riqueza específica (S)**, calculada mediante la cuantificación del número de especies relevadas; (b) **esfuerzo pesquero (EP/m^2)**, calculado como la suma de las áreas relevadas en cada ambiente. Asimismo, se calculó el EP promedio de cada estación de muestreo; (c) **captura pesquera por unidad de esfuerzo (CPUE/m^2)**, representando la abundancia relativa de peces, expresado como el número de individuos capturados con equipos de pesca eléctrica en 100 m^2 de superficie. Este indicador es proporcional a la densidad de peces en el río, y se ajusta con muestreos temporales a largo plazo; (d) estructura de tallas. En los casos en que los datos tuvieron una adecuada representatividad de los rangos de talla, se construyeron los histogramas de frecuencias de tallas para cada especie y río. En todos los casos se agrupó a los ejemplares en intervalos de largo total de 20 mm, tal como lo detallan Anderson y 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 hizo siguiendo a Ricker (1975). Asimismo, se desarrolló una caracterización de la distribución de tallas mediante estadística descriptiva. Para estos procedimientos se utilizó el programa INFOSTAT (2018) (Di Rienzo y otros, 2018); (e) crecimiento. En cada caso en que los datos tuvieron una adecuada representatividad, se analizó el crecimiento poblacional mediante la relación largo/peso cuya curva fue graficada y descrita con la ecuación clásica (Ricker, 1975):

$$P = a * L^b \qquad (1)$$

<u>Dónde</u>: P = peso (g); L = largo de furca (mm); a = ordenada al origen; b = exponente de la relación largo – peso. La adecuación se hizo utilizando la rutina Solver de Microsoft Excel ®, y los resultados fueron sometidos a una prueba de isometría mediante T Student. La isometría corresponde a

organismos que crecen de manera proporcional a sus dimensiones corporales (largo y peso). Debido a que la longitud es una magnitud lineal y el peso es igual al cubo de la talla, si un individuo mantiene su forma al crecer, entonces el crecimiento es de tipo isométrico y el parámetro b resulta igual a 3. Ahora bien, cuando b resulta menor que 3 se asume que la población tiene un crecimiento alométrico negativo, los peces son longilíneos, es decir que incrementan proporcionalmente más su longitud que su peso. Por último, cuando b resulta mayor que 3 se asume que la población tiene un crecimiento alométrico positivo; los peces crecen en peso, y posteriormente en longitud (Cifuentes y otros, 2012).

(f) **Factor de condición (K)**. Otro método para analizar la condición de cada individuo, es mediante el índice de Fulton (K), que se interpreta como un indicador de la "salud" de los peces. Este índice relaciona las variables de peso y talla con el crecimiento ideal de los peces. En términos generales, este índice toma valores por debajo de 1 cuando el peso es menor al teóricamente esperado para una talla determinada, los valores superiores a 1 indican pesos por encima de lo esperado para cierta talla en particular. Se determinó el índice de Fulton según la siguiente ecuación (Froese, 2006):

$$K = 100 * P/(L)^3 \qquad (2)$$

Dónde: P= peso (g); y L= largo de furca (cm).

(g) **Estructuras de edades.** Se seleccionaron cinco escamas por ejemplar y se colocaron durante 24 horas en placas de petri con agua y detergente enzimático. Luego, bajo lupa estereoscópica, se limpiaron con un pincel, y se fotografió una submuestra de tres escamas por ejemplar. Éstas se colocaron durante 24 horas en placas de petri con agua y detergente enzimático. Luego, bajo lupa estereoscópica, se limpiaron con un pincel y se fotografiaron. Para la determinación de la estructura de edades, se tomaron imágenes digitales y se asignaron edades mediante el reconocimiento de *annuli* (anillos de crecimiento) de acuerdo con los criterios generales establecidos por Tesch (1971), citado por Wootton (1990), (Figura 43). El método 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. El patrón es registrado en las partes calcificadas del cuerpo del pez (escamas,

otolitos y espinas). En este trabajo, se utilizaron escamas con los siguientes criterios para determinar *annuli*: (a) a*nnulus* formado por la distinta espaciación de los círculos, es decir, una zona de círculos apretados seguida por una zona de círculos espaciados y (b) *annulus* determinado por la cesación del crecimiento que provoca una zona desprovista de círculos o círculos discontinuos.

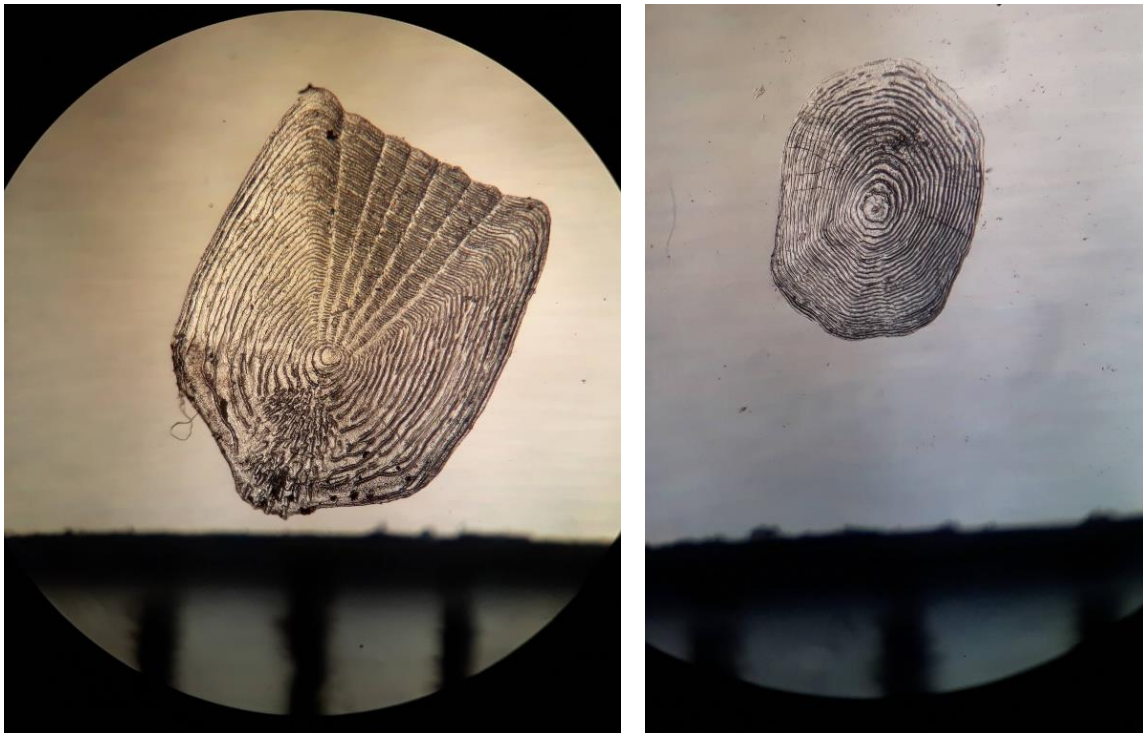


Figura 45. Fotografía de escamas de peces adultos bajo lupa con un aumento de 4X. Izquierda: perca. Derecha: trucha arco iris.

Se graficó la relación largo/edad y se realizaron comparaciones de las tallas por edades entre los ríos estudiados mediante análisis de la varianza (ANOVAs), donde el factor analizado fue el RÍO. Inicialmente, los datos fueron sometidos a la prueba de normalidad a través del histograma de los residuos estandarizados superpuestos a una curva normal (prueba de Shapiro-Wilkins modificada por Rahman y Govindarajulu, 1997) y a la prueba de homogeneidad de varianzas (homocedasticidad) de Levene ($p \leq 0,05$) (Montgomery y Mastrangelo, 1991) a partir del gráfico de dispersión de residuales estandarizados y la linealidad mediante el análisis de regresiones parciales. Siempre que hubo diferencias significativas entre ambientes, la separación de medias se hizo a través de un test de Tukey ($p < 0,05$) para detectar diferencias significativas entre tratamientos.

Por otra parte, en el estudio de la relación largo/edad se utilizó la ecuación clásica de Von Bertalanffy (1938):

$$L_t = L\infty \left[1 - e - k^{(t-t0)}\right] \quad (3)$$

Dónde: L_t = largo en mm a la edad t; $L\infty$ = largo infinito; k = tasa de crecimiento; t_0 = 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 ®.

(h) La **proporción sexual,** se calculó entre las cantidades de machos y hembras capturados para luego determinar mediante la prueba estadística chi-cuadrado, si los resultados difirieron de la razón sexual teórica esperada (1:1). Esta última se plantea como la hipótesis nula (Steel & Torrie, 1988); (i) **reproducción.** La información relacionada a los Estadios gonadales (EG) se presenta como valores porcentuales. El EG fue estimado sólo para los ejemplares sacrificados; (j) En cuanto a la alimentación de los peces se utilizó como indicador el **Grado de Repleción Estomacal** (GRE), el cual fue estimado solo para los ejemplares adultos sacrificados, a partir de cuya información se obtuvieron histogramas; (k) la incidencia de **parasitosis** se calculó como la proporción de individuos con evidencia de parasitismo sobre el total de individuos capturados (%).

Para la caracterización de las **situaciones ambientales** muestreadas, **s**e analizaron y graficaron los valores máximos, mínimos y promedios de cada una de las variables relevadas.

7.4. Hidrometría

En cada sección de muestreos de agua 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 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 telemétricos del Sistema Nacional de Información Hídrica (SNIH) de la Secretaria de Infraestructura y Política Hídrica de la Nación (SIPH) o bien del Instituto de Energía de la provincia de Santa Cruz (IESC), 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.

7.5. Determinaciones físicas y químicas de agua in situ

En cada sitio establecido para la colección de muestras de agua se estableció la posición geográfica y determinaciones físico – químicas complementarias a los análisis de laboratorio (mediante sonda multiparámetro SPER SCIENTIFIC Water Measurement Kit y diferentes sensores específicos). 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. Sensor 840038 (precisión ± 0,1 °C).
- pH. Sensor 840016 (precisión ±0,01 unidades pH).
- Conductividad**.** Sensor 850081 (precisión ± 1,0 µS/cm).
- Salinidad. Sensor 850081 (precisión ± 0,01 %)
- Oxígeno Disuelto. Sensor 850081DO (precisión ± 0,1 mg/L).
- Sólidos Disueltos Totales (STD). Sensor 850081 (precisión ± 0,1 ppm).
- Potencial REDOX (ORP). Sensor 850088 (precisión ±1 mV).

7.6. Toma de muestras y análisis en laboratorio

7.6.1. 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. El diseño de muestreo de aguas 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 (2018), 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, aunque la muestra puntual procede de los primeros 10 cm bajo la superficie.

Los protocolos de colecta de muestras (en este cso de tipo simple) 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, 2018). 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 técnicas de muestreo, los envases utilizados y formas de estabilización dependieron de los parámetros propuestos para los análisis posteriores (Tablas 16 y 17). Siguiendo la propuesta de Casalinuovo y otros (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 analitos 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, según parámetros establecidos en la normativa ambiental de la provincia.

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 plástico con una capacidad de 0,5 L.

Tabla 16. Parámetros seleccionados para la caracterización de aguas de superficie, según grupos de interés.

<table>
<tr><th>Agropecuario</th><th>Ecosistémico</th><th>Base ambiental</th></tr>
<tr><td colspan="3">pH
Conductividad eléctrica (CE)
Sólido Totales Disueltos (TDS)
Sólidos Totales en Suspensión (SST)
Oxígeno Disuelto (DO)</td></tr>
<tr><td>Cloruro (Cl)
Calcio (Ca)
Magnesio (Mg)
Sodio (Na)
RAS
Potasio (K)</td><td>Nitrito (NO_2)
Alcalinidad de $CaCO_3$
Amonio (NH_3)
Nitrógeno Total (N)
Fósforo Total (P)
Turbidez
Dureza de $CaCO_3$</td><td>Potencial Rédox (ORP)
Metales Pesados
Hidrocarburos Totales
Coliformes Totales
Bacterias aerobias
Pseudomonas aeroginosa
Flúor
Aluminio
Coliformes Fecales</td></tr>
<tr><td colspan="2">Sulfato (SO_4)
Nitrato (NO_3)
Materia orgánica (MO)
Fosfato (PO_4)
Carbonato (CO_3)
Bicarbonato (H_2CO_3)</td><td></td></tr>
<tr><td></td><td colspan="2">DBO_5 – DQO</td></tr>
</table>

Tabla 17. Detalle de muestras por sección de interés.

Envase	Destino
Plástico de boca ancha 1 L (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	Materia orgánica + Fisicoquímico
Vidrio transparente 250 mL (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	DBO_5 + DQO
Vidrio transparente esterilizado con tiosulfato de sodio, de 350 mL (envase completo en 80%, con cámara de aire)	Bacteriológico
Vidrio caramelo 1 L (o 0,5 L plástico) (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	Agropecuario Metales pesados
Vidrio caramelo 1 L (enrasados hasta la boca sin provocar desborde)	Hidrocarburos

7.6.2. Análisis en laboratorio. Los diferentes análisis conducidos en laboratorio y las respectivas normas de referencia se sintetizan en la Tabla 18.

Tabla 18. Normas utilizadas para las determinaciones en laboratorio de los diferentes parámetros físicos, químicos y microbiológicos de interés, en muestras de agua.

Parámetro	Norma
Alcalinidad Total (mg $CaCO_3$/l)	SM 2320 B
Aluminio (mg/l)	SM 3500-Al B
Amonio (mg/l)	HACH Method 8038
Bacterias aerobias totales	SM 9215 Conteo en placa [d]
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	COLILERT-18 NMP/100 ml [e]
Coliformes totales	COLILERT-18 NMP/100 ml [e]
Conductividad (µS/cm)	SM 2510 B
DBO_5 (mg/l)	SM 5210 B
DQO (mg/l)	SM 5220
Dureza (mg $CaCO_3$/l)	SM 2340 C
Flúor (mg/l)	SM 4500-F^- D
Fosfato (mg/l)	SM 4500-P E
Hidrocarburos Totales [a]	EPA 418.1
Magnesio (mg/l) [a]	SM 2340 C
Materia Orgánica (mg/l)	HACH Method 8097
Metales pesados [a,b]	EPA 7000; 7061A; 7471; 7741A
N Total (mg/l)	4500 N Org (NTK)
Nitrato (mg/l) [a]	SM 4500-NO_3^- E
Nitrito (mg/l)	SM 4500-NO_2^- B
P Total (mg/l)	4500 PC
pH	SM 4500-H^+ B
Potasio (mg/l) [a]	SM 3500-K B
Pseudomonas aeroginosa	PSEUDALERT [c]
Sodio (mg/l) [a]	SM 3500-Na B
SST (mg/l) [f]	HACH Method 8006
STD (mg/l)	SM 2540 C
Sulfato (mg/l) [a]	SM 4500-SO_4^{-2} E
Turbiedad (mg/l) f	SM 2130 B

[a] Resultados expresados en mg/L; [b] En algunos elementos la unidad es µg/l; [c] Consiste en determinación de presencia/ausencia; [d] En unidades formadoras de colonias (UFC/ml); [e] Las determinaciones microbiológicas se realizaron según los propuesto por el manual EPA600/8-78-017 Microbiological Methods for Monitoring the Environment (1978); [f] 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.

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.

El contenido de hidrocarburos totales en las muestras de agua se determinó por espectrofotometría en el infrarrojo (FTIR) según la norma EPA 418.1. 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 19). Los diferentes análisis mediante espectrofotometría se realizaron con equipo Hach DR 6000.

Tabla 19. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio para los diferentes parámetros fisicoquímicos de interés, en las muestras de agua.

Parámetro	Umbral
Alcalinidad Total $CaCO_3$ (mg/l)	10,0
Aluminio (mg/l) [d]	0,001
Amonio (mg/l)	0,05
Bacterias aerobias (UFC/ml)	1,0
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)	1,0
Coliformes Tot. (NMP/100 ml)	1,0
Conductividad (µS/cm)	0,5
DBO_5 (mg/l)	0,3
DQO (mg/l)	16,0
Dureza de $CaCO_3$ (mg/l)	1,0
Flúor (mg/l)	0,01
Fosfato (mg/l)	0,01
Hidrocarburos Totales [a]	0,5
Magnesio (mg/l) [a]	1,0
Materia Orgánica (%)	1,0
Metales pesados [a,b]	variable [c]
N Total (mg/l)	0,001
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	1,0
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; [b] en algunos elementos con bajas concentraciones la unidad es µg/l; [c] El número de decimales da constancia de la precisión en la determinación del equipamiento utilizado.

7.6.3. 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 20 y el respectivo cálculo porcentual de errores de la concentración de iones más importantes para comprobar la confianza de los análisis logrados (Freeze y Cherry, 1979; Custodio, 2001; Appelo y Postma, 2004; Rice y otros, 2017), [Ec.4; Ec.5]:

$$r\,(CO_3H^- + Cl^- + NO_3{}^- + SO_4{}^{=}) = r\left(Ca_2{}^{2+} + Na^+ + K^+ + Mg^{2+}\right) \quad (4)$$

$$Error\ (\%) = 100 * \frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones} \quad (5)$$

Tabla 20. 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.6]:

$$CE\ (\mu S/cm\ )\ a\ 18°C = Residuo_{seco}\ (mg/l\ ) * 1{,}4 \quad (6)$$

Tabla 21. 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

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 y 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 22. 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 23. Síntesis de parámetros de conductividad y rangos de evaluación según riesgo para la irrigación. Adaptado de Avellaneda y otros (2004).

CE (µS/cm)	USDA (1954)	CCUC (1972)	Thorne-Peterson (1954)	Ayers-Westcot (FAO, 1985)
< 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 precedentes. 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 20. En todos los casos analizados en la presente obra la CE refiere a los datos tomados en campo mediante sonda multiparamétrica, estandarizados a 25 °C.

Tabla 24. 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 y otros (2004). Para el primer caso se aplicó la siguiente ecuación con unidades de concentración expresadas en meq/l, [Ec.7]:

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \tag{7}$$

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.8]:

$$k = \frac{57{,}5}{Cl} \tag{8}$$

Para Na > Cl pero Na < (Cl + SO_4), la [Ec.9]:

$$k = \frac{288{,}0}{(Na+4*Cl)} \tag{9}$$

Finalmente, para Na > (Cl + SO_4), la [Ec.10]:

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

También se aplicó la propuesta de Wilcox (1955) para la determinación del riesgo sódico a partir del porcentaje de sodio soluble (PSS), [Ec.10], (citado en Avellaneda y otros, 2004):

$$PSS = \frac{Na}{\sum cationes} * 100 \tag{11}$$

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 y otros (2005), Cirelli y otros (2010), Luque (2018).

7.7. Sistema de Información Geográfico (SIG)

El SIG desarrollado consiste en una compilación de recursos geográficos de utilidad para las instituciones tomadoras de decisión en la región, relacionadas con los recursos hídricos de superficie. En unos pocos de éstos se trata de desarrollos genuinos en el marco del presente proyecto y en su mayoría, consisten en reprocesamientos o ajustes de recursos geográficos de acceso público compilados y disponibilizados en una sola plataforma, de utilidad para la gestión del agua en la región. El detalle metodológico del SIG, se presenta en extenso en el Tomo II de la presente obra.

8. BIBLIOGRAFIA

Achmad RT, Auerkari B, Auerkari EI. 2017. Effects of chromium on human body. Annual Research & Review in Biology, 13(2): 1-8.

Acuerdo Interinstitucional de Colaboración. 2020. Acuerdo Interinstitucional para el manejo de poblaciones de salmónidos en los cuerpos de agua ubicados en la “Meseta del lago Strobel”. Octubre de 2020. Provincia de Santa Cruz.

Acuña JP. 2009. Abastecimiento de agua para uso agropecuario en las márgenes del río Chico, Tamel Aike – Gobernador Gregores. Consejo Federal de Inversiones, Informe Final. 387p. Anexos.

Adeniji AO, Okoh OO, Okoh AI. 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.

Agua y Energía. 1978. Estudio del Río Santa Cruz en relación con su aprovechamiento hidroeléctrico integral. Agua y Energía Eléctrica.

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

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

Alberta Agriculture and Food. 2005. Water requirements for livestock. Agdex 400/716-1. 9 p.

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

Almodóvar A, Nicola G. 1998. Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications (Salmonidae). Ital. J. Zool., 65. Suppl: 539-543.

Almonacid LR, Pessacg N, Diaz B, Bonfili O, Peri PL. 2021. Nueva base de datos reticulada de precipitación para la provincia de Santa Cruz, Argentina. Revista Meteorologica, Vol. 46 N°2, 27-54 pp.

Almonacid LR, Pessacg N, Diaz B, Bonfili O, Peri PL. 2022. Nueva base de datos reticulada de temperatura para la provincia de Santa Cruz, Argentina. Meteorológica, Vol. 47 N° 1 (2022) 1-19 pp.

Anderson RO, Gutreuter SJ. 1983. Length, Weight, and associated Structural Indices. En Nielsen LA, Johnson DL (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 EJ, 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, Postma D. 2004. Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2nd Edition, CRC Press, London. 683p.

Arcos Pulido MP, Ávila de Navia SL, Estupiñán Torres SM, Gómez Prieto AC. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. NOVA - Publicación Científica 3(4), Julio-Diciembre: 1-116.

Arévalo Ortíz C, Vásquez Peña X. 2016. Comparación de características físicas y geotécnicas de depósitos morrénicos del Perú, para exploración de material de baja permeabilidad. XVIII Congreso Peruano de Geología.

Arlinghaus R, Cooke SJ. 2005. Global impact of recreational fisheries. Science, 307: 1561-1562.

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.

Arzac RG, Diaz JL. 1990. Tres modelos hidrogeológicos de la Patagonia Extrandina , Provincia de Santa Cruz- República Argentina. Águas Subterráneas. https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/issue/view/1195. Pp 174-178.

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

ATSDR. 1999b. Toxicological profile of Mercury. US Dept. of Health and Human Services. 676 p.

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

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

Avellaneda MO, Bermejillo AI, Mastrantonio LE 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 RS, Westcot DW. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No.29 Rev.1. 186p.

Barriga J. 2018. La perca criolla. En Peces y Pesca Deportiva Argentina. Mar y Patagonia. A. Irigoyen (editor). Trobbiani, G.; Casalinuovo, M. y M. Alonso (coeditores.). Remitente Patagonia, 218 pp: 255-257.

Barriga JP, Battini MA, Macchi PJ, Milano D, Cussac VE. 2002. Spatial and temporal distribution of landlocked *Galaxias maculatus* and Galaxias platei (Pisces: Galaxiidae) in a lake in the South American Andes. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 36, 345-359.

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

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

Bavera GA. 2011. Aguas y aguadas para el ganado. Imberti – Bavera Ed., 4ta. Ed., Rio Cuarto, Córdoba. 506p.

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

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

Bell HL, Nebeker AV. 1969. Preliminary studies on the tolerance of aquatic insects to low pH. Journal of the Kansas Entomological Society 42: 230-236.

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

Berelson WL, Caffrey PA, Hamerlinck JD. 2004. Mapping hydrologic units for the National Watershed Boundary Dataset. Journal of the American Water Resources Association (JAWRA), October: p1231-1246.

Bhalerao SA, Sharma AS, Poojari AC. 2015. Toxicity of Nickel in plants. Int. J. of Pure & Applied Bioscience 3(2): 345-355.

Bianchi E, Villalba R, Viale M, Couvreux F, Marticorena R. 2016. New precipitation and temperature grids for northern Patagonia: Advances in relation to global climate grids. Journal of Meteorological Research, 30: 38 – 52.

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

Biro P, Post J. 2008. Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish population. Proceedings of the National Academy of Sciences USA. 2919-2922.

Boxall ABA. 2012. New and emerging water pollutants arising from agriculture. Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD), COM/TAD/CA/ENV/EPOC(2010)17/FINAL, 49p.

Boy CC, Morriconi E, 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 CE. 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, Čelková A. 2003. Salinity and sodicity hazard in water flow processes in the soil. Plant Soil Environ. 49(7): 314-320.

Cabral G, Pérez M, 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.

Caldenius C. 1932. Las glaciaciones cuaternarias en la Patagonia y Tierra del Fuego. Ministerio de Agricultura de la Nación. Dirección General de Minas y Geología, 95 1:148. Buenos Aires.

Camargo JA. 2003. 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, La Mattina D. 2015. Manual de capacitación: Medición del agua de riego. 1er Ed. UCAR, Unidad de Cambio Rural. 13p.

Casalinuovo MA, Luizón C, Sberna C, Vigliano P, Macchi P, Lattuca ME. 2002. Recursos Pesqueros Recreacionales de Tierra del Fuego. Primera Etapa: Las Poblaciones de Salmónidos del Río Ewan Sur. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones: 233 pp.

Casalinuovo MA, Castro F, 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 MA, Diaz Boris G, Acuña A, Chalde T, 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 PY, Moore DRJ, 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

CEA. 1970a. Estudio de colonización de la zona del río Chico – Santa Cruz. Consejo Federal de Inversiones, Informe Final. Consultores Económicos Asociados S.A., Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires. 237p.

CEA. 1970b. Prefactibilidad de la colonización en el valle inferior del río Chalía (Santa Cruz). Consultores Económicos Asociados S.A, Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires. 79p.

CFI. 1961. Recursos Hídricos Superficiales. Consejo Federal de Inversiones, Serie Evaluación de los recursos naturales de la Argentina, Tomo IV, Volumen I. Buenos Aires, 459p.

Chapman D, 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.

Cifuentes R, González J, Montoya G, Jara A, Ortíz N, Piedra P, Habit E. 2012. Relación longitud-peso y factor de condición de los peces nativos del río San Pedro (cuenca del río Valdivia, Chile). Gayana (Concepción), 76, 86-100.

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

Cobos J, Anselmi G, Panza JL, Giacosa R, Escosteguy LD. 2009. Hoja Geológica 4972-IV, Tres Lagos. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Buenos Aires, Boletín 340, 94p.

Coffey M, Dehairs F, Collette O, Luther G, Church T, 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.

Coleman FC, Figueira WF, Ueland JS, Crowder LB, 2004. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. Science, 305: 1958–1960.

Conover D, Munch S. 2002. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. Science 297: 94-96.

Cooke SJ, Cowx IG. 2004. The role of recreational fishing in global fish crisis. BioScience,54: 857-859.

Cooke SJ, Cowx IG. 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. Biological conservation, 128(1), 93-108.

Cornejo JM, Alconada Magliano M, González Andía G, Cabral GA, Elrin M, Jelinski, Berridi M, Rosa R, Smith Kane E, Mionghinelli LF, Pérez MI, Corbellini ME. 2013. Estudio técnico económico de prefactibilidad para el desarrollo de áreas irrigables del río Chalía. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires, 272 p.

Cowx I. 2002. Recreational Fishing. En: Hart, P.J.B. y J.D. Reynolds (Editores). Handbook of Fish Biology and Fisheries Volume 2 Fisheries.: 367-390. Blackwell Publishing. Malden, USA.

Cox SP, Walters CJ. 2002. Maintaining quality in recreational fisheries: how successbreeds failure in the management of open-access fisheries.: 107 – 119. En: Pitcher TJ, Hollingworth C, (Editores). Recreational fisheries: Ecological, Economic, and Social Evaluation. Blackwell Science, Oxford, UK.

Cruzate G, Gómez L, Pizarro MJ, Mercuri P, Banchero S. 2016. 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.

Custodio E, Llamas MR. 1983. Tratado de Hidrología Subterránea. Ed. Omega, T. I y II. (2a Ed.) Barcelona.

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

Del Valle HE, Elissalde NO, Gagliardini DA, Milovich J. 1989. Status of desertification in the Patagonian region: Assessment and mapping from satellite imagery. Arid Soil Research and Rehabilitation, 12(**2**):1-27.

Dempson J, Furey G, Bloom M. 2002. Effects of catch and release angling on Atlantic salmon *Salmo salar* L., of the Cone River, Newfoundland. . Fisheries Management and Ecology 9: 139-147.

Denzel GC, McKenzie SW. 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. 1987. Balance Hídrico de Chile, Dirección General de Aguas, Santiago, Chile. https://snia.mop.gob.cl/sad/SUP1540.pdf

Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. InfoStat. 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. Recuperado de: http://www.infostat.com.ar.

Diaz BG. 2019. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo medio del río Chico (Norte). Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos

2015/05 – 2019/03 de la estación hidrométrica Gregores (BDHI 2837) – Región Hidrográfica del río Santa Cruz. Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz, 13p.

Diaz BG, 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 BG, Seeber G. 2015. Caracterización hidrológica de las subregiones hidrográficas de los ríos Chico y Chalía (Centro de la provincia de Santa Cruz). Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz, 27p.

Diaz BG, Giménez M, Almonacid L, Gaspari F, Bertinat M, Peri PL. 2021. Delineación y codificación de cuencas hidrográficas en la Patagonia Austral. Boletín Geográfico, Año LXIII, N°43 (2), pp. 51-69.

Diaz BG, Almonacid RL, Bonfili O, González J, Colombani E. 2022. Precipitaciones durante 2021 en Santa Cruz y sur de Chubut. Análisis de las lluvias registradas durante el año 2021 y su relación con el período normal 1995-2014. Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz – EEA Chubut. 28p. https://repositorio.inta.gob.ar/bitstream/handle/20.500.12123/12187/INTA_CRPatagoniaSur_EEASantaCruz_DIAZ_B.G_Precipitaiones_2021_Santa_Cruz_Sur_Chubut.pdf?sequence=3

Diaz BG, Almonacid RL, Bonfili O, González J, Colombani E. 2022. Tendencias recientes de precipitación anual y estacional en Santa Cruz y sur de Chubut. Informe Técnico INTA EEA Santa Cruz – EEA Chubut. En elaboración.

Dissanayake CB, Weerasooriya SVR. 1985. A geochemical classification of groundwater of Sri Lanka. J. Natn. Coun. Sri Lanka 13(2): 147-186.

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

Dourojeanni A, Jouravlev A, 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.

Drapek R, Neilson R. 2005. Global Gridded Surfaces of Selected Soil Characteristics. International Geosphere Biosphere Programme, The International Satellite Land Surface Climatology Project. https://databasin.org/datasets/6fa1816931124221b1d55e0dd4a0e7c3/

Driscoll CT, Han YJ, Chen CY, 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 MM. 1937. Detection and measurement of stream pollution. US Dept. Commerce, Bureau of Fisheries, USA. 86p.

EPA y 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.

Escobar AM. 2019. Contaminantes emergentes: origen y destino. Tesis Mg. Sci., universidad de Alcalá – universidad rey Juan Carlos, España. 50p.

Escosteguy L, Dal Molín C, Franchi M, Geuna S, Lapido O, Genini A. 2003. Hoja Geológica 4772- II, Lago Buenos Aires. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín 339, 80 p., Buenos Aires.

Espinoza C. 2010. Formaciones geológicas y sus aspectos hidrogeológicos. CI51J Hidráulica de aguas subterráneas y su aprovechamiento. Universidad de Chile, pp 23-24.

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 JL, Galindo G, Parada MA, Gimeno D, García Vallés M, 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.

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

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

Freeze AR, Cherry JA. 1979. Groundwater. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall. 604p.

Freitas MP, Moreira Laskowski MM, Dalke CR, Dalzoto PR, Pimentel IC. 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.

Froese R. 2000. Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of applied ichthyology, 22(4), 241-253.

Gaitán J, Navarro MF, Tenti Vuegen L, Pizarro MJ, Carfagno P, Rigo S. 2017. Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. INTA Ediciones, Buenos Aires. 72 p.

García Asorey M. 2011. La variación individual en el crecimiento somático de salmónidos y su incorporación en modelos para el manejo de pesquerías recreativas. Trabajo para optar por el título de Doctor en Ciencias Biológicas. CRUB. Universidad del Comahue: 93 pp.

García Asorey M, Liberoff A, Riva Rossi C, Pascual M. 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.

Garreaud RD. 2009. The Andes climate and weather. Advances in Geosciences., 22, 3–11.

Garreaud RD, Lopez P, Minvielle M, Rojas M. 2013. Large-Scale Control on the Patagonian Climate. American Meteorological Society, Vol. 26, 215-230 pp.

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

Georgopoulos PG, Roy A, Yonone-Lioy MJ, Opiekun RE, Lioy PJ. 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.

Giacosa R, Franchi M. 2001. Hojas Geológicas 4772-III y 4772-IV, Lago Belgrano y Lago Posadas. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín 256-68 p. Buenos Aires.

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

Goselink RMA, Jongbloed AW. 2012. Zinc and copper in dairy cattle feeding. Wageningen UR Livestock Research, The Netherlands. Report 519: 31p.

Güler C, Thyne GD, McCray JE, Turner AK. 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. Hydrogeology Journal, 10: p.455-474.

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

Hansen MJ, Beard TD, Hewett SW. 2000. Catch rates and catchability of walleyes in angling and spearing fisheries in northern Wisconsin lakes. North American Journal of Fisheries Management, 20: 109-118.

Hayashi M. 2004. Temperature – electrical conductivity relation of water for environmental monitoring and geophysical data inversion. Environmental Monitoring Assessment 96: 119-128.

Hem JD. 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, 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.

Hernando D, Romana MG. 2015. Development of a soil erosion classification system for cut and fill slopes. Transportation Infrastructure Geotechnology 2, 155-166. DOI: https://doi.org/10.1007/s40515-015-0024-9.

Hickley P. 1994. Stocking and introduction of fish- a syntesis. En I. G. Cowx (ed) The rehabilitation of freshwater fisheries. Oxford. Fishing News Books: 247-254.

Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative Fisheries stock assessment: choice dynamics and uncertainty. Chapman and Hall. New York, USA. 570pp.

Hill GM, Shannon MC. 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 KL, Harding JS. 2011. Consequences of acid mine drainage for the structure and function of benthic stream communities: a review. Freshwater Science 31(1): 108-120.

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

Hristovski M, Cvetkovik A, Dukoska V. 2010. Concept of One Health – A new professional imperative. Macedonian J. of Medical Sciences 3(3), 229-232. DOI: 10.3889/MJMS.1857-5773.2010.0131.

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

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

Ikpe EE, Akpakpan AE, Nsi EW, Ekanem AN. 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.

Instituto Nacional de Ciencia y Técnica Hídricas (INCYTH). 1989. apa Hidrogeológico de la República Argentina (E 1:2.500.000).

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

Jackson K, Meetei TT. 2018. Influence of soil pH on nutrient availability: A review. Journal of Emerging Technologies and Innovative Research, JETIR (December), 5(12): 707-713.

Jellyman PG, Harding JS. 2014. Variable survival across low pH gradients in freshwater fish species. Journal of fish biology 85: 1746-1752.

Jensen AL. 1981. Optimum size limits for trout fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38: 657-661.

Jobbágy EG, Paruelo JM, Leon RJC. 1995. Estimación de la precipitación y su variabilidad interanual a partir de información geográfica en el NW de Patagonia, Argentina. Ecología Austral 5:47-53.

Johnson BM, Carpenter SR. 1994. Functional and numerical responses: a framework for fish-angler interactions? Ecological Applications, 4: 808-821.

Jonsson B, Jonsson N. 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, Fonteinis S. 2016. Recent advances in the analysis of mercury in water – Review. Current Analytical Chemistry 12: 22-36.

Kearney RE. 1999. Evaluating recreational fishing: managing perceptions and/or reality. En: Pitcher, T. (Editor). Evaluating the Benefits of Recreational Fisheries. University Of British Columbia Fisheries Centre Research Reports, 7 (2): 9-14.

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

Krabbenhoft DP, Rickert DA. 2018. Mercury Contamination of Aquatic Ecosystems. US Geological Survey Fact Sheet 216-95: 4p.

Krebs Ch. 1985. Ecology: the experimental analysis. Third edition, Harper Collins. 800p.

Lazzari R, 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.

Leal D, Maharaj V. (Editores). 2009. Evolving approaches to managing marine recreational fisheries . ROWMAN & LIT TLEFIELD PUBLISHERS, INC. New York, USA. 245pp.

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

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

Liguori BTP, De Almeida MG, 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 WA, Da Silva FBV, De Carvalho VGB, Filho MRR. 2009. Lead concentration and allocation in vegetable crops grown in a soil contaminated by battery residues. Horticultura Brasileira 27: 362-365.

Londoño-Franco LF, Londoño-Muñoz PT, Muñoz-García FG. 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 FW, Guimarães Guilherme LR. 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 CD, 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 DA. 2014. Pseudomonas aeruginosa: un adversario peligroso. Acta Bioquím. Clin. Latinoam 48(4): 465-474.

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

Magara Y. 2009. Water quality standards and monitoring. 31p. In: Water quality and standards, Vol.1, Shoji Kubota, Yoshiteru Tsuchiya (Eds), Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS).

Maharaj V, Carpenter J. 1996. The 1996 Economic Impact of Sport Fishing in Hawaii. American Sportfishing Organization. 10pp.

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

Mata RI, Barbero DH, Gonzalez DA, Rial PE, Roncoroni L, Trevotich TD. 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 KJ. 1986. Nitrogenous fertilizers in the European Communities. Commission of The European Communities, Directorate GeneralFor Agriculture, Working Doc. 112p.

McCutcheon SC, Martin JL, Barnwell TOJr. 1993. Water quality. Ch.11. In: Handbook of hydrology. Maidment D.R. (Ed.), McGraw-Hill, USA.

McFadden JT, Cooper EL, Anderson JK. 1965. Some effects of environment on egg production in brown trout Salmo trutta. Trans. Am. Fish. Soc. 10 (1): 88-95.

McKee JE, Wolf HW. 1963. Water quality criteria. 2nd Ed., Publication 3-A, California State Water Resources Control Board, USA. 583p.

McPhee DP, Leadbitter D, Skilleter GA. 2002. Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? Pacific Conservation Biology, 8: 40-51.

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

Metcalfe-Smith JL, Holtze KE, Sirota GR, Reid JJ, De Solla SR. 2003. Toxicity of aqueous and sediment-associated fluoride to freshwater organisms. Environmental Toxicology and Chemistry 22(1): 161-166.

Miller RL, Bradford WL, Peters NE. 1988. Specific conductance: Theoretical considerations and application to analytical quality control. USGS Water-Supply Paper 2311, USA. 23p.

Mintegui JA, Unzú FL. 1990. La ordenación agrohidrológica en la planificación. Depto. Agricultura y Pesca, Gobierno Vasco, España. 306p.

Montgomery DC, Mastrangelo CM. (1991). Some statistical process control methods for autocorrelated data. Journal of Quality Technology, 23(3): 179-193.

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

Morales R. 1984. Aprovechamiento integral del recurso hídrico superficial. Doc. Técn. INTA EEA Santa Cruz. 16p.

Morgan TP, Guadagnolo CM, Grosell M, Wood CM. 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.

Mostofa KMG, Cong-qiang L, Mottaleb MA, Wan G, Ogawa H, Vione D, Yoshioka T, 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 PB. 1976. Inland fishes of California. University of California Press, Berkeley: 546p.

Muoneke MI, Childress MW. 1994. Hooking mortality: a review for recreational fisheries. Reviews in Fisheries Science, 2: 123–156.

Mylavarapu R. 2011. Impact of phosphorus on water quality. University of Florida IFAS Extension SL275, Soil and Water Science Dept. 4pp.

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

National Research Council. 1998. Sustaining marine fisheries. National Academy Press, Washington, D.C. 184 pp.

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, Morfitt C. 1997. The hydrochemistry of the headwaters of the river Severn, Plynlimon. Hydrology and Earth System Sciences 1(3): 583-617.

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.

Noble RL, Jones TW. 1999. Managing fisheries with regulations. En: Kohler, C.C. and W.A. Hubert (Editores) Inland Fisheries Management in North America.: 455–480. American Fisheries Society, Bethesda, USA.

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, Combina A. 2002. Sedimentitas Terciarias Continentales. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. El Calafate, I-16:245-258.

O´Neal S, Stanford J, Liberoff A. 2007. Population status and ecology of brown trout: Rio Grande, Tierra del Fuego, Argentina, 2007 season. FLBS Report 198-07. 30 pp.

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

Oliva G, Gonzalez L, Rial P, Livraghi E. 2001. El ambiente en la Patagonia Austral. Cap. 2, pp 19-82. En: Ganadería Ovina Sustentable en la Patagonia Austral. Borrelli, P. y Oliva, G., 2001. Ed. INTA Reg. Pat. Sur. 272 pp.

Oliveira-Filho EC, Caixeta NR, Simplício NCS, Sousa SR, Aragão TP, Muniz DHF. 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.

Pallas Ph. 1986. Water for animals. FAO AGL/MISC/4/85. 94p.

Panno SV, Hackley KC, Hwang HH, Greenberg S, Krapac I.G., Landsberger S, O'Kelly DJ. 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 NR, Peña-Méndez EM, Havel J. 2008. Silver or silver nanoparticles: a hazardous threat to the environment and human health?. Journal of Applied Biomedicine 6: 117-129.

Panza JL, Sacomani LE, Cobos JC. 2005. Hoja Geológica 4969-III, Laguna Grande. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín 362, 87 p. Buenos Aires.

Panza JL, Sacomani LE, Giacossa R. 2018. Hoja Geológica 4972-II, Lago Cardiel, Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino. Boletín 431, 149 pp., Buenos Aires.

Paruelo JM, Beltrán A, Jobbágy E, Sala OE, Golluscio RA. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and control son biotic processes. Ecología Austral: 8: 85-101, 1998. Asociación Argentina de Ecología.

Pascual MA, García Asorey M, Casalinuovo M. 2010. Los impactos de la pesca de la trucha marrón en el Río Grande: algunos elementos para la evaluación y manejo de la pesquería. Informe Técnico para la Dirección General de Recursos Hídricos de la Provincia de Tierra del Fuego: 30 pp.

Pascual M, Bentzen P, Riva Rossi C, Mackey G, Kinnison MT, Walker R. 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.

Pascual MA, Lancelotti J, Ernst-Elizalde B, Ciancio JE, Aedo-Marchant E, García-Asorey M. 2009. Scale, connectivity, and incentives in the introduction and management of non-native species: the case of exotic salmonids of Patagonia. Frontiers in Ecology and the Environment, 7(10): 533-540.

PASMA II. 1991. Aguas superficiales de la provincia de Santa Cruz.

Pereira DL, Hansen MJ. 2003. A perspective on challenges to recreational fisheries management: summary of the symposium on active management of recreational fisheries. North American Journal of Fisheries Management, 23(4), 1276-1282.

Pereyra FX, Fauqué L, González Diaz EF. 2002. Geomorfología. Geología y recursos naurales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. El Calafate, I-21: 325-352.

Peri PL, Monelos L, Diaz B, Mattenet F, Huertas L, Bahamonde H, Rosas MY, Lencinas MV, Cellini JM, Partinez Pastur G. 2018. Bosques nativos de lenga, siempreverdes y mixtos en Santa Cruz. Consejo Agrario Provincial, ISBN 978-987-46815-2-2.

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

Pitcher TJ, Hollingworth CE. 2002. Fishing for fun: where's the catch. Recreational fisheries: Ecological, economic and social evaluation, 1, 1-16.

Post JR, Mushens C, Paul A, Sullivan M. 2003 Assessment of Alternative Harvest Regulations for Sustaining Recreational Fisheries: Model Development and Application to Bull Trout. North American Journal of Fisheries Management, 23: 22–34.

Post JR, Sullivan M, Cox S, Lester NP, Walters CJ, Parkinson EA, Paul AJ, Jacson L, Shuter BJ. 2002. Canada's Recreational Fisheries: The Invisible Collapse? Fisheries, 27 (1): 6-17.

Prohaska F. 1976. The climate of Argentina, Paraguay and Uruguay. Pp. 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 PJTM, Beusen AHW, Bowman AF. 2019. Global nitrogen and phosphorus in urban waste water based on the shared socio – economic pathways. Journal of Environmental Management 231: 446-456.

Rabassa J, Coronato A. 2002. Glaciaciones del Cenozoico tardío. Geología y Recursos Naturales de Santa Cruz. Relatorio del XV Congreso Geológico Argentino. El Calafate, I- 19:303-315.

Radomski PJ. 2003. Initial attempts to actively manage recreational fishery harvest in Minnesota. North American Journal of Fisheries Management, 23: 1329–1342.

Radtke DB, Davis JV, Wilde FD. 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, Moghadamnia A. 2017. Cadmium toxicity and treatment: An update. Caspian J Intern Med. 8(3):135-145. DOI: 10.22088/cjim.8.3.135.

Rahman MM, Govindarajulu,Z. 1997. A modification of the test of Shapiro and Wilk for normality. Journal of Applied Statistics, 24(2): 219-236.

Raleigh RF, Zuckerman LW, Nelson PC. 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 VA.1982. Geología de la región del Lago Cardiel, provincia de Santa Cruz. Asociación Geológica Argentina Revista,37(1):23-49.

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

Rice EW, Baird RB, Eaton AD. 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 WE. 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 RM, 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, Coscarella M, Quiroga P, Masaferro G. 2018. Evaluación y Monitoreo Integral del Hábitat y los Recursos Ícticos del Río Santa Cruz. Informe Integrador. 98 p.

Robbins CW, Meyer WS, Prathapar SA, White RJG. 1991. Understanding salt and sodium in soils, irrigation water and shallow groundwaters. CSIRO Australia, Water Resources Series No.4. 32p.

Rosseland BO, Eldhuset TD, 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 RE, Revert C, Rodríguez I, Hardisson A. 2007. El Zinc: Oligoelemento esencial. Rev. Nutrición Hospitalaria 22(1): 101-107.

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

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

Ruzzante DE, Walde SJ, Macchi PJ, Alonso M, Barriga JP. 2011. Phylogeography and phenotypic diversification in the Patagonian fish *Percichthys trucha*: the roles of Quaternary glacial cycles and natural selection. Biological Journal of the Linnean Society, 103: 514–529. doi:10.1111/j.1095-8312.2011.01682.

Ruzzante D, Walde S, Cussac V, Dalebout M, Seibert J, Ortubay S, Habit E. 2006. Phylogeography of the Percichthyidae (Pisces) in Patagonia: roles of orogeny, glaciation, and volcanism. Molecular Ecology 15: 2949–2968.

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

Salazar Lea Plaza JC, Godagnone RE. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Tomo II, p.415-454. Proyecto PNUD ARG. 85/019. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca.

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

Sánchez Sánchez JA, Álvarez Legorreta T, Pacheco Ávila JG, González Herrera RA, 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 LL. 1998. A manual of field hydrogeology. Ed. Prentice – Hall, USA. 381p.

Santamarta Cerezal JC, Cabrera Santana M, Custodio Gimena E. 2013. Hidrología y recursos hídricos en las islas y terrenos volcánicos. Métodos, técnicas y experiencias en las Islas Canarias. Cap.4: Hidrogeología y terrenos volcánicos. Colegio de Ingenieros de Montes.

Sauter T. 2019. Revisiting extreme precipitation amounts over southern South America and implications for the Patagonian Icefields. Hydrology and Earth System Sciences, 2019, 225, 20 pp.

Schaefer M, Machguth H, Falvey M, Casassa G, Rignot E. 2015. Quantifying mass balance processes on the Southern Patagonia Icefield. *The Cryosphere* 9(1), 25–35 (doi:10.5194/tc-9-25-2015).

Schroeder DM, MS. Love. 2002. Recreational fishing and marine fish populations in California. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports: 182–190.

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

Schwikowski M, Schläppi M, Santibañez P, Rivera A, Casassa G, 2013. Net accumulation rates derived from ice core stable isotope records of Pío XI glacier, Southern Patagonia Icefield. *The Cryosphere* 7(5), 1635–1644 (doi:10.5194/tc-7-1635-2013).

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.

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

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

Shock CC, 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 SI. 1991. The chemistry of chromium and some resulting analytical problems. Environ. Health Perspect., 92: 7–11.

Solanez M, Villarreal FG. 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.

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

Steel RGD, Torrie JH. 1998. Bioestadística. Principios y Procedimientos. Mc Graw Hill/Interamericana de México. México D. F.: 622 pp.

Stefanakis AI, Becker JA. 2015. A Review of Emerging Contaminants in Water: Classification, Sources, and Potential Risks. p.55-80. In book: Impact of Water Pollution on Human Health and Environmental Sustainability 1st. Edition, E. McKeown & G. Bugyi (Ed.)

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

Suárez DL. 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 AM, Al-Ahmadi ME. 2009. Multivariate statistical analysis of groundwater quality in Wadi Ranyah, Saudi Arabia. Journal of King Abdulaziz University Earth Sciences, 21(2): 29-46.

Sullivan AB, Snyder DM, Rounds SA. 2010. Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon. Chemical Geology 269: p.12-21.

Sullivan DJ. 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.

Sullivan MG. 2003. Active management of walleye fisheries in Alberta: dilemmas of managing recovering fisheries. North American Journal of Fisheries Management, 23:1343-1358.

Svobodoba Z, Lloyd R, Machova J, 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, 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, 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.

UNESCO/WHO/UNEP. 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Second Ed. Deborah Chapman (Ed.), Chapman & Hall, Great Britain. 609p.

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

USDA. 1969. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Re-print Agr. Handbook No.60 (1954), US Salinity Lab. Staff., Richards L.A. (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. 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. 2018. Lakes and reservoirs: Guidelines for study, design and sampling. Book 9, Chap.A10 (vers.1.0). 57p.

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

Van Sprang P, Delbeke K. 2014. Acute & chronic ecotoxicity of soluble copper species in view of hazard classification of copper and copper compounds. European Copper Institute. 44p.

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

Verma A, Xiupeng W, 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.

Vigliano PH, Alonso MF. 2000. Potencial económico de la pesca recreacional en la Argentina: una forma de pesca artesanal poco conocida y su

posible impacto en economías regionales de países no desarrollados. Gayana Zoolologica, 64: 109-114.

Vigliano PH, Alonso MF. 2007. Salmonid Introductions in Patagonia: a mixed blessing. En: Bert T.M. (Editor). Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities: 315-331. Kluwer Academic Publishers, Nordstadt, The Netherlands.

Villalba R, Lara A, Boninsegna JA, Masioskas M, Delgado S, Aravena JC, Roig FA, Schmelter A, Wolodarsky A, Ripalta A. 2003. Large-scale temperature changes across the southern Andes: 20th-century variations in the context of the past 400 years. Climatic Change, 59, 177–232.

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

Walters CJ, Martell SJ. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press.

Weber Scanell P, Duffy LK. 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.

Wells MJM, Morse A, Bell KY, Pellegrin ML, Fono LJ. 2010. Emerging pollutants. Water Environment Research 82(10): 2095-2170.

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

WHO. 1993a. Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods. Organization for Economic Co-opertation And Development (OECD). 291 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. 2003a. Aluminium in drinking water. World Health Organization Guidelines for Drinking-Water Quality. WHO/SDE/WSH/03.04/53. 14 pp.

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

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

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

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

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

WHO. 2005b. 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. 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.

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

Wilcox LV. 1955. Classification and use of irrigation waters. USDA Circular No.969, 21p.

Wootton RJ. 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

Wright S. 1992. Guidelines for Selecting Regulations to Manage Open-Access Fisheries for Natural Populations of Anadromous and Resident Trout in Stream Habitats. North American Journal of Fisheries Management, 12: 517-527.

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

Xue Y, Song J, Zhang Y, Kong F, Wen M, 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, 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, Ahmad A. 2011. Nickel: An overview of uptake, essentiality and toxicity in plants. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 86: 1-17.

Zaman M, Shabbir AS, Lee H. 2018. Irrigation water quality. Ch.5, 113 – 131. En: M. Zaman et al., Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques, https://doi.org/10.1007/978-3-319-96190-3_5.

Zhang R, Wilson VL, Hou A, 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.

Zhang K, Kimball JS, Nemani RR, Running SW. 2010. A continuous satellite-derived global record of land surface evapotranspiration from 1983-2006. Water Resources Research doi:10.1029/2009WR008800.