PROVINCIA DE SANTA CRUZ

CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

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

INFORME FINAL **TOMO IV: RH12 - COYLE**

OCTUBRE 2019

CONTENIDOS

1. PRESENTACIÓN 267
1.1. Breve descripción de la RH12 - río Coyle 267
1.2. Litología 269
1.3. Suelos 271
1.4. Ambientes naturales 274
2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 276
2.1. Caracterización física de las aguas de la RH12 276
2.1.1. Temperatura 276
2.1.2. Conductividad eléctrica 276
2.1.3. Sólidos disueltos (STD) y en suspensión (SST 279
2.2. Caracterización química de las aguas de la RH12 280
2.2.1. pH 280
2.2.2. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$. 281
2.2.3. Cationes mayoritarios y RAS. 282
2.2.4. Aniones mayoritarios y salinidad 284
2.2.5. Presencia de Oxígeno (OD) 285
2.2.6. Materia orgánica 286
2.2.7. Nitrógeno y sus formas. 287
2.2.8. Fósforo y sus formas. 288
2.2.9. Hidrocarburos. 289
2.2.10. Metales pesados 289
2.2.11. Flúor 290
2.2.12. Microbiología 291
2.3. Clasificación e interpretación de las aguas 292
2.3.1. Clasificación de aguas por su conductividad. 292
2.3.2. Aptitud para el uso agropecuario: riego 294
2.3.3. Aptitud para el uso agropecuario: bebida animal. 296
2.3.4. Condiciones hidroquímicas (Piper). 297
2.3.5. Clasificación según dureza de $CaCO_3$ 298
2.3.6. Clasificación según alcalinidad de $CaCO_3$ 300
2.3.7. Aptitud para el consumo humano. 301
2.3.8. Calidad ambiental. 302
2.3.9. Clasificación de las aguas por la carga de sedimentos suspendidos 303
2.4. Química de sedimentos 304
3. CONCLUSIONES 309
4. BIBLIOGRAFIA 314
ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales 326
ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo 328
ANEXO III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales 330
ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores 333
ANEXO V: Parámetros fisicoquímicos de referencia internacional para sedimentos 336
ANEXO VI. Resultados de laboratorio de muestras de agua del invierno de 2019 338
ANEXO VII: Resultados de laboratorio de muestras de agua del verano de 2019 344
ANEXO VIII: Valores guía de calidad de agua para consumo animal 347

1. PRESENTACIÓN

1.1. Breve descripción de la RH12 – río Coyle

La Región Hidrográfica del río Coyle (RH12) consiste en un extenso territorio de unos 29.444,0 km^2 ubicados en el centro sur de la provincia de Santa Cruz (Tomo I, Tabla 1.1). Su extensión suele aún ser una cuestión de debate debido principalmente a cuál concepto de “cuenca” se aplique en su delimitación, si aquella tan solo circunscripta a la red de drenaje superficial con escurrimiento directo al Mar Argentino (CFI, 1961), (Figura 1.1), o aquella que también involucra a las pequeñas áreas de drenaje endorreico dentro de una unidad territorial de gestión integral del agua y de otros recursos naturales de superficie (Diaz y Minatti, 2006), (Tomo I, Anexo II).

La RH12 consiste en uno de los territorios en Santa Cruz sobre cuyos recursos hídricos de superficie se conoce menos, tanto en términos de la oferta natural como de su calidad, tanto en sus dinámicas estacionales como interanual. Esta situación ya evidenciada por estudios tempranos como el de CFI (1961) no se revirtió aún desde entonces y hasta el presente (Gaviño Novillo *et al.,* 1996; DNRH–DPRH, 1997), manteniéndose el conocimiento sobre el recurso hídrico regional con importantes incertidumbres, lo cual repercute negativamente en la capacidad de tomar decisiones respecto de su manejo y conservación.

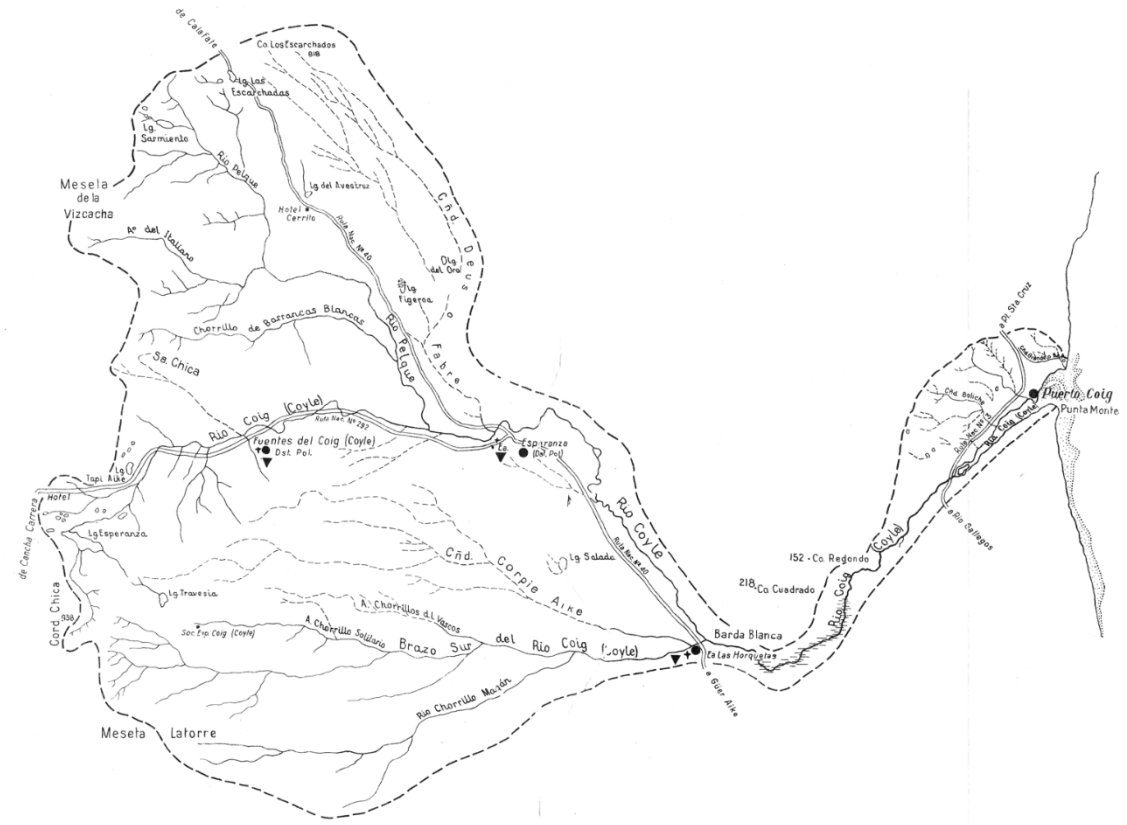

Figura 1.1. Distribución parcial de la Región Hidrográfica del río Coyle (RH12), según cartografía de CFI (1961).

Entre los años 1948–1964 se generaron registros diarios de tirante sobre el curso principal del río Coyle Brazo Norte, en el establecimiento agropecuario (Ea.) María Inés, en algún tramo del curso entre los 51°01´05” LS – 70°44´09” LO y 51°04´26” LS – 70°31´12” LO sobre unos 35 km de recorrido. Sin embargo, se carece de información sobre aforos realizados en esos momentos por lo que no es posible el ajuste de funciones HQ para establecer los caudales representativos de la época. En 1997, la Dirección Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Santa Cruz instaló una segunda estación hidrométrica en el Ea. María Inés (DNRH–DPRH, 1997) aunque no se dispone de los registros generados en ésta ni mayor información sobre su funcionamiento y vida útil. También existió un tercer par de estaciones hidrométricas en los Ea. Las Horquetas y Guanques Aike cuyo funcionamiento esporádico produjo información hidrométrica entre los años 1948–1949 (CFI, 1961), sin mayores datos sobre ella, su posición geográfica, ni registros de caudales o tirantes disponibles en la actualidad. Una descripción aproximativa procedente de éstas permite referir a un rango de caudales de entre 2,0 y 6,9 m^3/s (para el Brazo Norte del río Coyle) con un extremo absoluto de 20,2 m^3/s, sin mayores referencias documentadas a la fecha.

Tres grandes tributarios conforman el escurrimiento regional principal que alcanza las costas del Mar Argentino en la RH11: los ríos *Pelque*, el *Brazo Norte del Coyle* y el *Brazo Sur*. El *Pelque* nace en el extremo noroeste de la distribución de la región hidrográfica a partir de los arroyos *Burmeister*, *Puesto el Diez*, *de La Portada*, *de Rojas* y *La Porteña*, todos ellos de carácter intermitente en años recientes, y originados al pie de la Meseta de las Vizcachas y la divisoria de aguas con la RH del río Santa Cruz. Luego de la confluencia con el arroyo *El Italiano*, el *Pelque* adquiere un régimen relativamente permanente plurianual, siendo irregular, aunque frecuente en décadas recientes, la pérdida de caudal en el final de la estación de estío. A lo largo de poco más de 50 km hasta su desembocadura, este curso recibe estacionalmente algunos aportes del arroyo *Barrancas Blancas*, para finalmente confluir en el *Brazo Norte del río Coyle* a la altura del Ea. Rincón del Chingolo. En este sitio, las cuencas colectoras representan una superficie conjunta de unos 2.627,9 km^2.
Al sur de esta región, en el centro – oeste de la RH12, se encuentran las nacientes del *Brazo Norte del río Coyle* o *Coig*, en laguna *Esperanza*, una zona conocida como Fuentes del Coyle. En su largo recorrido de poco más de 100 km hasta su confluencia con el *Pelque*, colecta agua de grandes extensiones de vegas y mallines y unos pocos escurrimientos encausados como los arroyos *Seco* y *Barro Blanco* en el Ea. Tapi Aike, *De Los Bueyes* aguas arriba del casco del Ea. María, entre otros sin nombre en los Ea. El Chiripá, La Vanguardia y el antiguo Destacamento Fuentes del Coyle. Este área de recarga del *Brazo Norte del río Coyle* alcanza unos 1.963,3 km^2 de extensión.

La confluencia de este brazo con el Pelque da origen al río *Coyle* o *Coig* como tal, el que hasta su próxima confluencia de importancia solo recibe caudales estacionales de reducida magnitud del Cañadón *Fabre* o *Deus* y su confluente el Cañadón *Camusu* Aike, aguas abajo del Ea. Esperanza.
Al sur de la distribución de la RH12 se encuentra un extenso territorio de mallines y vegas que da origen a numerosos cursos pequeños estacionales que configuran la región del *Brazo Sur del río Coyle*, también con un predominio de regímenes temporarios y semipermanentes. Entre los tributarios más importantes se encuentran el arroyo *Corpen Aike*, que discurre por el Cañadón Corpen Aike (o Corpie Aike) desde la proximidad de Campo Shenkly de Arriba, en la divisoria de aguas con la RH11 hacia el oeste, hasta la proximidad del paraje Esperanza. La superficie de esta cuenca vertiente es de unos 1.582,7 km^2. Un poco más al sur se encuentra el curso principal del *Brazo Sur del río Coyle* que tributa sus aguas directamente al río *Coyle* en el Ea. La Regalona y cuya cuenca vertiente consiste en unos 3.758,2 km^2. Éste se compone de los caudales permanentes y semipermanentes aportados por los arroyos *Solitario, Los Vascos* y *Brazo Sur del río Coyle* cuya confluencia se da en el Ea. Los Vascos y el arroyo *Magan* cuya confluencia con el Coyle se da en el Ea. Chank Aike. Un tercer aporte estacional procede del arroyo *Cañadón Seco*, confluente del río principal de la región, en el antiguo Puesto La Vega. Con poco menos de 100 km de extensión total como un río unificado el Coyle alcanza el estuario homónimo desembocando en el Mar Argentino.
Al este del Cañadón *Camusu Aike*, en la margen norte del río *Coyle*, y hasta la costa del Mar Argentino se desarrolla una extensa región de drenaje predominantemente endorreico. Tan solo en la porción costera se desarrolla una región de cortos cursos de drenaje directo al mar en la forma de numerosos cañadones de cursos efímeros y en general estacionales, con unos 1.739,9 km^2 de representatividad. Similar situación ocurre el sur y este del Ea. Moy Aike Grande, en el extremo sureste de la RH12, en una extensión de 1.499,9 km^2.

1.2. Litología

El río Coyle y sus tributarios atraviesan dos de los tres niveles de agradación pedemontana presentes en la comarca, constituidos por mantos de gravas medianas con matiz arenosa (Figura 1.2). El río Coyle presenta un sistema de depósitos aterrazados. Se considera que el nivel I, del cual más se conoce, es similar a los niveles II y III. Se encuentran constituidas por gravas polimícticas, compuestas por clastos de volcanitas porfíricas muy silicificadas, basaltos, metamorfitas lutitas negras y escasos granitoides silicificados. Los niveles IV, V y VI presentan similitudes litológicas compuestas por fragmentos de volcanitas ácidas, metamorfitas, brechas muy silicificadas, basaltos, pocos granitoides y rocas verdes (Cobos *et al*, 2016). Todo ello especialmente en las terrazas más

antiguas que son las situadas a mayor altura dentro de la región. Su matriz arenosa se encuentra cementada por $CaCO_3$ (Cáceres y Caballero, 2006).

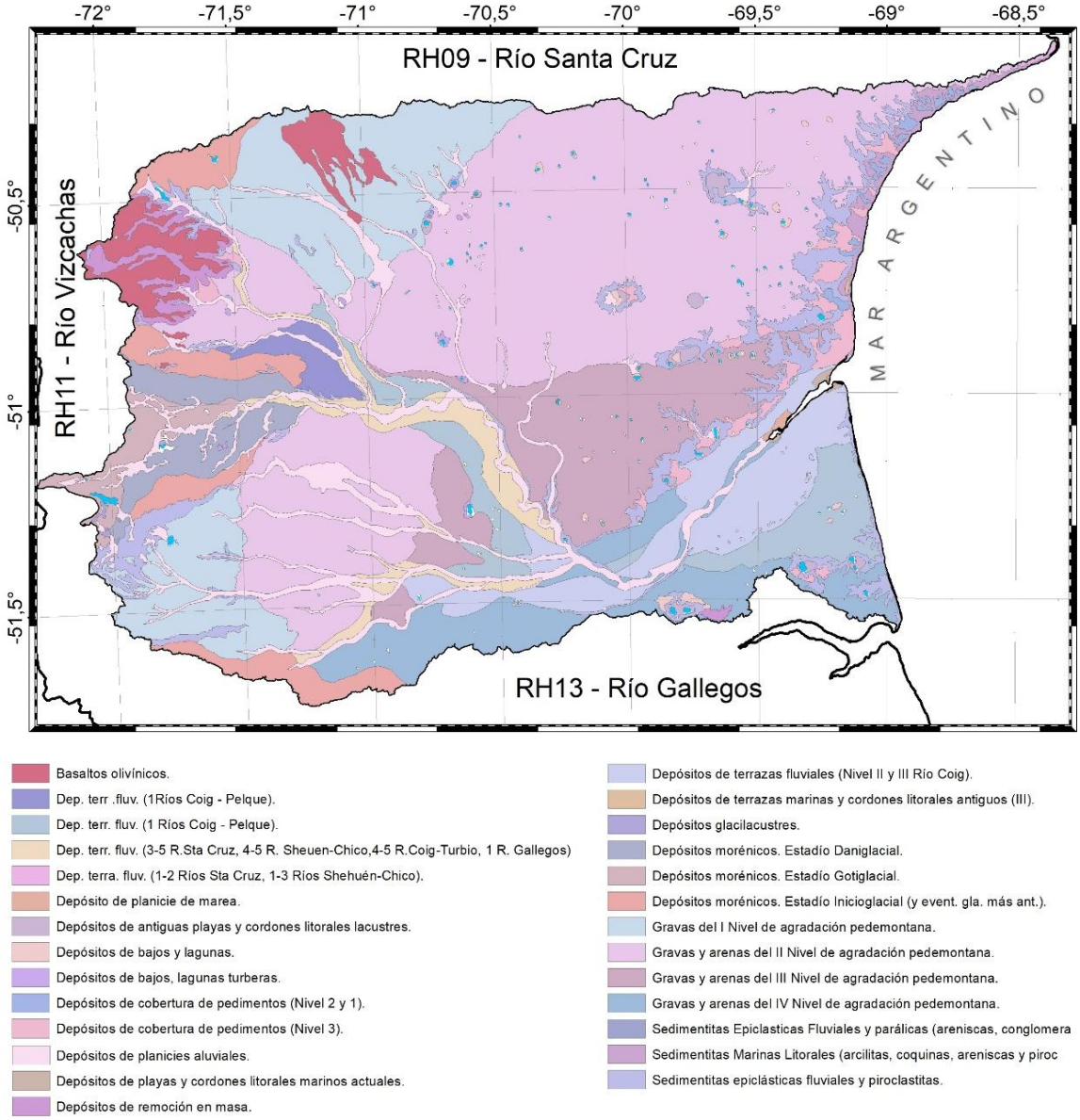

Figura 1.2. Estratigrafía de la región del río Coyle. Elaborado por Cabral *et al.* (2010) y editado por Mata *et al*. (2013), a partir de información original de Pereyra *et al.* (2002) y Pereyra (2007).

Hacia el suroeste de la cuenca se encuentran depósitos glaciales. La litología observada en los depósitos Inicioglaciales de las morenas del río Coyle se caracteriza por presentar clastos de volcanitas ácidas, brechas silicificadas, basaltos muy alterados, andesitas, metamorfitas inyectadas, lutitas negras y, en menor proporción, tufitas y areniscas finas friables, procedentes de la Formación Santa Cruz. Se encuentran grandes bloques erráticos, con predominio de volcanitas ácidas y en algunos casos se han encontrado bloques

compuestos de rocas volcaniclásticas jurásicas procedentes de afloramientos situados en la Cordillera (Complejo El Quemado). Los depósitos correspondientes al estadio Daniglacial están constituidos por una composición litológica similar a la observable en los depósitos glaciarios más antiguos. Los depósitos del estadío Gotiglacial, en contraste con las unidades de drift más antiguas, presentan abundantes bloques erráticos en superficie, algunos son de areniscas muy silicificadas y andesitas, y destacaron la presencia de extensos campos de bloques erráticos residuales en general granitos y dioritas (Cobos *et al*, 2016).

Las nacientes del río Pelque, principal tributario del Brazo Norte del río Coyle, ubicado en la meseta de las Vizcachas, está cubierta por coladas que corresponden al basalto homónimo, constituido por basaltos y andesitas basálticas subalcalinos o ligeramente alcalinos. Son rocas porfíricas con fenocristales de olivina rica en magnesio y raramente plagioclasa u óxidos de Fe-Ti. La pasta se compone de cantidades variables de plagioclasa, clinopiroxeno, olivina y óxidos de Fe-Ti, principalmente ilmenita (FeTiO3). Las clasifican como una suite calcoalcalina con alto contenido de potasio, con baja relación U/Nb y Ce/Pb, y alta relación K/Nb (Cobos *et al*, 2014).

1.3. Suelos

En la RH12 del rio Coyle pueden reconocerse tres órdenes principales de suelos, descriptos en el Tomo I de esta obra: Molisoles, Entisoles y Aridisoles. Siguiendo a Cruzate *et al.* (2013), éstos se subdividen mayormente, en 6 subgrupos (Tabla 1.1). A continuación, se presenta una sintética descripción de estos suelos de acuerdo a Godagnone y Humano (1990), Moscatelli *et al.* (1990) y Cruzate *et al.* (2013).

Tabla 1.1. Clasificación de los suelos de la cuenca hidrográfica del rio Coyle. Extraído de Cruzate *et al.* (2013).

Orden	Suborden	Gran Grupo	Subgrupo
Molisol	Borol	Crioborol	Crioborol típico
		Haploborol	Haploborol éntico
	Xerol	Argixerol	Argixerol borálfico
Entisol	Ortente	Udortente	Udortente andéptico
Aridisol	Argid	Haplargid	Haplargid borólico
		Paleargid	Paleargid borólico

Más del 85% de la región se encuentra representado por suelos del orden Molisoles, dentro del cual el suborden Borol es el más importante (Figura 1.3).

Éste consiste en Molisoles de regiones frías, que suelen encontrarse en altas montañas, con temperaturas medias anuales (TMA) cercanas o por debajo de 0°C. En este suborden se distinguen suelos con TMA cercana o por debajo de 0°C (Crioboroles) y otros con TMA superiores (Haploboroles).
En la cuenca alta del río Pelque predominan suelos del subgrupo Haploborol éntico, caracterizados por ser profundos, con muy buen drenaje, compuestos por dos horizontes: un primero (A1) de 35 cm de espesor de textura franco arenosa con abundante materia orgánica seguido de un AC, entre los 35 cm y los 110 cm de profundidad, de textura franca y sin estructura definida. En un perfil típico el horizonte A1 presenta una suma de bases (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}) de 9,5 meq/100g donde el Ca^{2+} representa la mayor proporción con unos 8,0 meq/100g. A medida que se desciende en el perfil esta cantidad aumenta (Godagnone y Humano, 1990). Estos suelos se ubican en morenas y valles glaciares, ocupando las medias lomas altas y pendientes. También se asocian a las nacientes de los cañadones Fabre y Figueroa ubicados en el noroeste de la región y en la región suroeste, en la cabecera del Brazo Sur del rio Coyle.

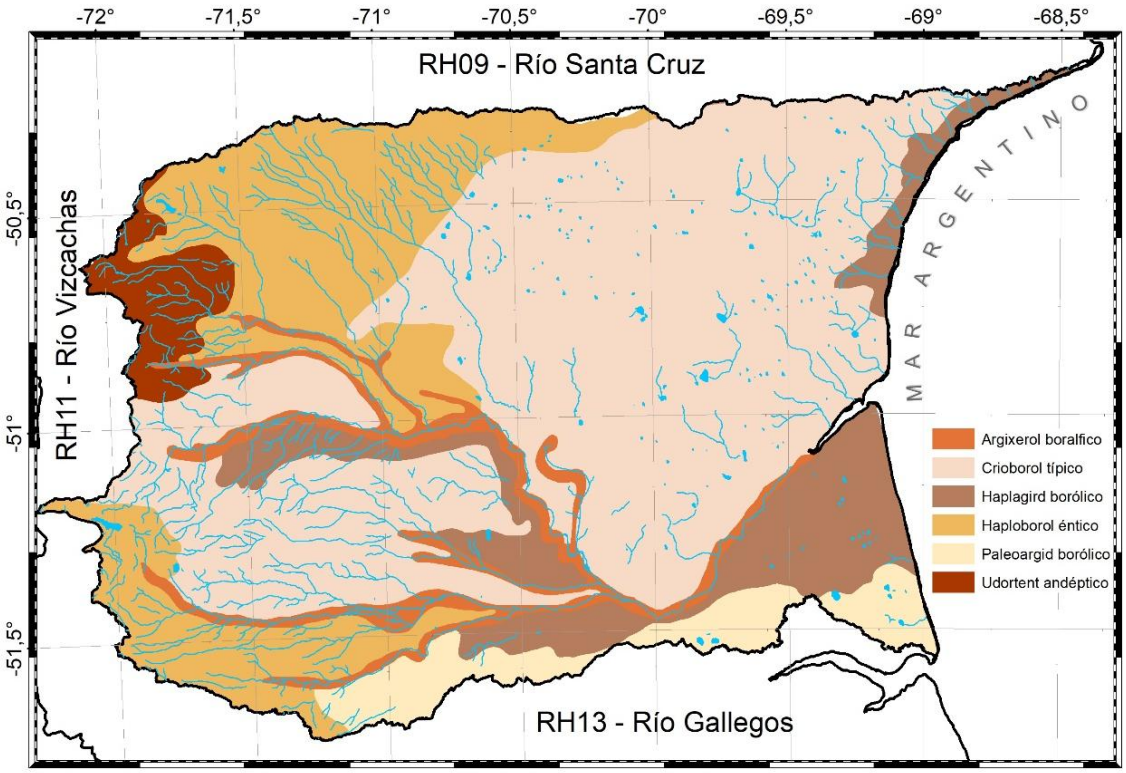

Figura 1.3. Distribución de suelos en la RH12 Río Coyle, adaptado de Cruzate *et al.* (2013).

En el principal tributario del río Pelque, el arroyo del Italiano, predominan los suelos del suborden Ortente (Figura 1.3), formados en superficies recientemente erosionadas, entre los que domina el subgrupo Udortente andéptico. Son suelos profundos, de más de 200 cm de potencia, con un

horizonte A1 de unos 24 cm de espesor, textura franco arenosa, sin estructura definida y muy buena provisión de materia orgánica. Le siguen en el perfil tres horizontes C, originados a partir de distintos momentos glaciarios, con presencia de grava y rodados en todo el perfil, lo que ocasiona que sean suelos con un drenaje excesivo.

En las nacientes del Brazo Norte del río Coyle predominan suelos del subgrupo Crioborol típico caracterizados por un horizonte superficial A1 de unos 24 cm de espesor, de textura arenosa y estructurado en bloques finos y débiles, muy provisto de materia orgánica. Le sigue hasta los 110 cm de profundidad un horizonte C. Todo el perfil presenta grava fina y media, determinando un drenaje algo excesivo. El horizonte A1 de un perfil típico presenta una suma de bases de cambio de 15,5 meq/100g, donde al igual que el Gran grupo Haploborol el Ca^{2+} representa la mayor proporción (Godagnone y Humano, 1990). En sus capas más superficiales, estos suelos pueden permanecer congelados por largos periodos durante los meses invernales. Este subgrupo ocupa una gran extensión en la región central de la RH12, al norte de la confluencia de los Brazos Norte y Sur del rio Coyle, una gran extensión de territorio sin una red hidrográfica de importancia y con una gran cantidad de bajos sin salida y lagunas efímeras.

Asociados a antiguas terrazas del rio Coyle, a lo largo de sus cursos principales, es posible encontrar a suelos del suborden Xeroles, caracterizados por encontrarse secos por largos períodos en el verano, mientras que en el invierno la humedad se almacena en capas más profundas (Figura 1.3). El subgrupo típico es el Argixerol borálfico, desarrollado a partir de un horizonte A1 de unos 20 cm de espesor, de textura franco arcillo arenosa y estructura en bloques finos y débiles, muy bien provisto de materia orgánica; seguido de horizontes iluviales con gran acumulación de arcillas. Todo el perfil tiene grava fina y media presentando un drenaje excesivo. Dentro de los suelos de su orden es el que presenta mayor cantidad de bases de cambio, con 19,2 meq/100g en el horizonte A1. Esta cantidad aumenta conforme lo hace la profundidad del suelo (Godagnone y Humano, 1990).

Circunscriptos al sur de la región se encuentran suelos del suborden Argides, en los cuales se ha formado un horizonte iluvial de acumulación de arcillas silicatadas, distribuyéndose en superficies antiguas y estables. Dentro de este suborden los subgrupos principales son Haplargides borólicos y Paleargides borólicos. Ambos se ubican principalmente al sur de la desembocadura del rio Coyle, en el extremo sureste de la RH12. Presentan una secuencia de horizontes A1, IIB2t, IIICca; donde el A1 integra el epipedón ócrico, rico en materia orgánica, de color oscuro y con saturación de bases superior al 50%. El segundo subgrupo, en forma contigua al anterior, se caracteriza por presentar un epipedón ócrico, donde se identifica un A1 de unos 10 cm de espesor con textura franco arcillo arenosa, estructurado en bloques finos y débiles y muy bien provisto de materia orgánica. Generalmente estos suelos se desarrollan en áreas planas a suavemente onduladas. Estos subgrupos presentan en su

horizonte A1 una suma de bases de cambio entre 14 y 18 meq/100g, donde el Ca^{2+} predomina en cantidad, seguido del Mg^{2+}. Estos valores aumentan conforme aumenta la profundidad del suelo (Godagnone y Humano, 1990).

1.4. Ambientes naturales

Oliva *et al.* (2001), clasifican las áreas ecológicas que cubren la región hidrográfica del rio Coyle en 5 unidades, entre las cuales el *Matorral de mata negra* y la *Estepa magallánica seca* son los predominantes con una extensión total de un 89,0% (Tabla 1.2; Figura 1.4).
El primero mencionado ocupa principalmente el centro norte de la RH12. Consiste en 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 entre las especies acompañantes a *Nassauvia darwinii*, *Acaena poeppigiana* y *Azorella caespitosa*. Esta distribución coincide mayormente con la presencia de suelos derivados de depósitos aterrazados, con un elevado contenido de gravas y permiten la infiltración profunda.

Tabla 1.2. Distribución areal de las áreas ecológicas en el sector argentino de la región hidrográfica del río Coyle RH12 (Oliva *et al.*, 2001).

Área Ecológica	Superficie ocupada (%)
Matorral de mata negra	71,0
Estepa magallánica seca	18,0
Estepa magallánica húmeda	5,0
Pastizal subandino	5,0
Complejo andino	1,0

La Estepa magallánica seca representa la segunda cobertura en extensión de la región, ocupando el sector sur de la RH12, cruzando la divisoria de aguas de la RH13 del río Gallegos. Consiste en extensos pastizales de coirón fueguino (*Festuca gracillima*), en donde la cobertura vegetal oscila entre un 50-70%, pudiendo presentar en algunos casos individuos aislados de calafate (*Berberis sp.*) o mata negra. El coirón fueguino es dominante, con coberturas de hasta un 50-60% en la estepa. El coirón blanco (*Festuca pallescens*) ocupa cañadones, bajos y márgenes de lagunas o cubetas de deflación, que en sus porciones más bajas se cubren con praderas de cola de zorro (*Hordeum comosum*).
Al noroeste de la región se encuentra una pequeña representación del Pastizal subandino (5,0%), el cual forma una estepa graminosa dominada por el coirón blanco (*Festuca pallescens*) como especie principal 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*). Esta unidad se encuentra particularmente ocupando la cabecera del rio Pelque.

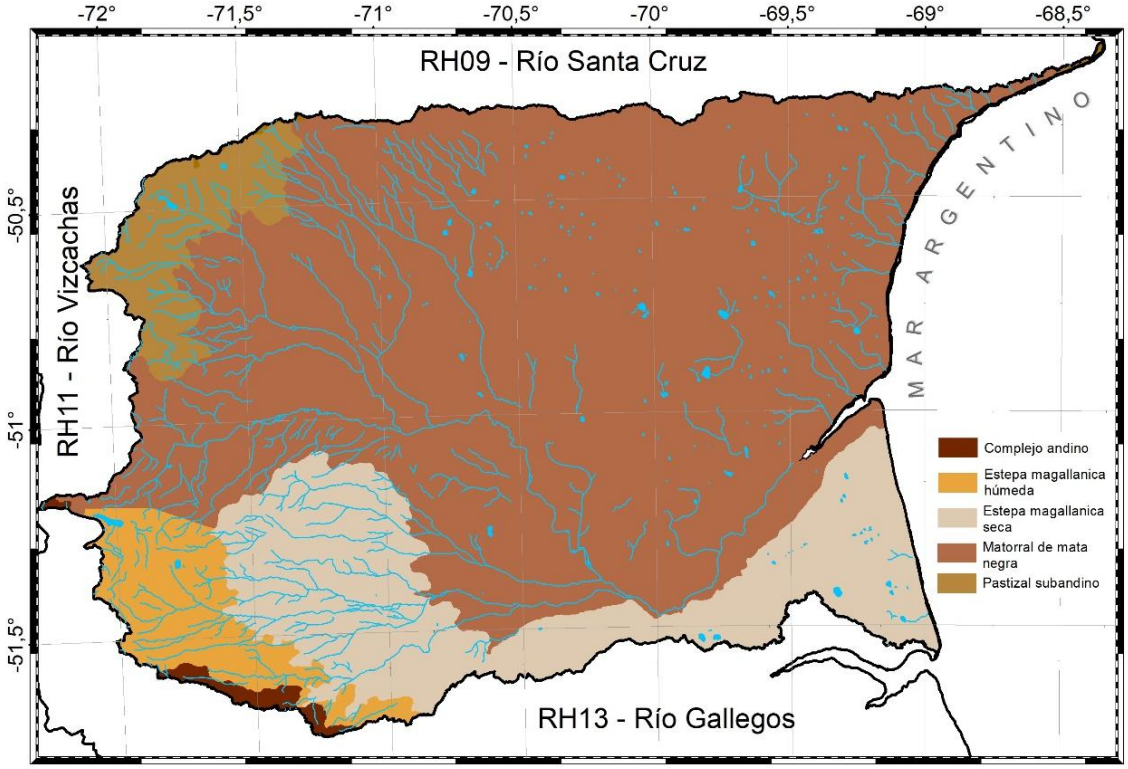

Figura 1.4. Distribución de áreas ecológicas en la RH12 Río Coyle, adaptado de Oliva *et al.* (2001).

Distribuyéndose hacia el suroeste de la región, en las nacientes del brazo sur del rio Coyle se encuentra la Estepa magallánica húmeda, representada por una estepa graminosa de coirón fueguino (*Festuca gracillima*) como especie dominante, acompañada por gramíneas de los géneros *Deschampsia*, *Rytidosperma*, *Agropyron* y graminoides del genero *Carex*. Entre los arbustos se destacan la mata negra fueguina (*Chicliotrichium diffusum*), que puede formar agrupamientos con el calafate (*Berberis buxifolia*). Por otro lado, existen extensas estepas subarbustivas dominadas por la murtilla (*Empetrum rubrum*), una especie de importancia por su comportamiento altamente invasivo y que causa efectos negativos sobre los pastizales naturales y los suelos asociados, siendo responsable de procesos de acidificación, podzolización de los suelos y pérdida de bases del suelo (Collantes *et al.*, 1989).

2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La totalidad de resultados de laboratorio tratados en los análisis que se presentan a continuación, constan en los Anexos VI y VII del presente informe. En el caso de las lagunas, éstas se encontraron mayormente sin agua en superficie durante el verano y, en consecuencia, sin datos disponibles.

2.1. Caracterización física de las aguas de la RH12

2.1.1. Temperatura. La temperatura del medio y del agua son dos de los parámetros físicos más importantes de los ecosistemas acuáticos dada su relevancia para multiplicidad de procesos, uno de los más importantes su influencia en reacciones bioquímicas (Akaahan *et al.*, 2016). La dinámica de su variación es muy alta pudiendo bajo determinadas condiciones oscilar dentro de un amplio espectro incluso dentro de un mismo día en función de la meteorología e incluso presentarse un espectro de situaciones dentro de una columna de agua. Las temperaturas registradas durante los momentos de toma de muestras no pueden considerarse representativas de las estaciones dado que solo se dispone de datos puntuales, altamente influenciados por las condiciones meteorológicas medias en los momentos de colecta de muestras. Hacia finales del verano, la temperatura media (TM) de los cursos analizados fue de 9,7 °C (mín= 3,7°C, máx= 14,6°C) y en cuerpos de agua de 8,2 °C (min= 3,7°C, máx= 14,6°C). En ambas situaciones la variabilidad resultó importante (cv%= 48,3 y 43,6, respectivamente) si bien pudo haber existido un importante condicionamiento por la duración de la campaña (un mes de trabajo en la zona) en el momento en que el clima regional comienza a transicionar hacia el otoño.
Hacia finales de invierno, en un año con un invierno atemperado dentro de la serie histórica regional, las respectivas TM para los momentos de muestreo fueron de 7,4°C en ríos (min= 2,9°C, máx= 13,3°C) y de 8,7 °C en cuerpos de agua (min= 2,1°C y máx= 15,2°C).

2.1.2. Conductividad eléctrica. La CE_E en cursos y cuerpos naturales de agua esta determinada principalmente por la geología con la cual tiene contacto, transmitiéndole así sus características. Dado que se correlaciona fuertemente con la concentración de especies iónicas presentes en el agua (conductores), y muy particularmente de sales disueltas (Miller *et al.,* 1988; McCutcheon *et al.*, 1993; Radtke *et al.*, 2005; Allan and Castillo, 2007), determinados usos del suelo como los agropecuarios pueden impactar en este parámetro, de igual forma que las condiciones medias ambientales en el momento de su determinación, como la temperatura (mantienen una correlación positiva),

(Hayashi, 2004) y los caudales circulantes en el caso de cursos (correlación negativa), (Aumassane y Fontanella, 2015).

En cada estación de trabajo los caudales (Q) producidos por toda la RH12, determinados en los momentos de muestreo, resultaron de 3,9 m^3/s para finales del invierno y 1,6 m^3/s para finales del verano, aforados en el río Coyle unificado, en la sección COYU (Ea. La Regalona), a escasos kilómetros de su desembocadura en el estuario. No pueden tomarse como los registros representativos de cada estación ya que la RH presenta diferentes regímenes de alimentación fluvial en sus tributarios y éstos no son coincidentes en el tiempo. Así, por ejemplo, durante la campaña de invierno el pico de hidrograma para el Brazo Sur sucedió durante los trabajos de campo del presente proyecto, mientras que el propio del Brazo Norte ocurrió un par de semanas después de finalizados. Durante fines del verano, el Brazo Norte comenzó la recarga de otoño gracias a las lluvias de la estación mientras el Brazo Sur se mantuvo relativamente seco durante varias semanas posteriores a la finalización de las campañas.

De todas formas, los aforos realizados durante ambas campañas resultan ilustrativos de las formas de producción de agua regionales. Así, el Brazo Sur se alimenta mayormente de nieves estacionales en planicies suavemente onduladas bajas y precipitaciones líquidas que suceden, en el mejor de los años, entre comienzos de otoño y finales de invierno. En la región predominan amplios humedales los que influencian notablemente los hidrogramas representativos de toda la región: sin picos estacionales pronunciados y con una humedad relativamente constante a lo largo del año, en especial durante la estación seca gracias a los aportes de Q de base. El Brazo Norte tiene su principal alimentación en mesetas elevadas precordilleranas, a partid e nieves estacionales que tienden a ser ligeramente mayores y más duraderas que las registradas en zonas bajas. Usualmente determinan picos de hidrograma más pronunciados y desplazados hacia el inicio o mitad de la primavera, tendiendo a desaparecer hacia el final de la estación y el verano. Estos ciclos, sin embargo, se han visto alterados en décadas recientes, percibidos por los pobladores locales, aunque sin registros documentados que permitan un análisis más profundo.

El curso principal del río Coyle, en la sección COYU presentó una baja Conductividad Eléctrica Específica (CE_E) en ambas estaciones, del orden de 426 µS/cm en el invierno y 264,0 µS/cm en el verano. En el invierno, el Brazo Norte contribuyó con mayores Q medios (2,1 m^3/s) y con una mayor CE_E (525 µS/cm), en relación al Brazo Sur con 0,8 m^3/s y una CE_E de 194 µS/cm. En el verano, si bien las contribuciones de Q se mantuvieron proporcionales (1,4 m^3/s el Brazo Norte y 0,6 m^3/s el Brazo Sur), las CE_E se mantuvieron todas en torno a valores similares (236 y 228 µS/cm, respectivamente). Entre los diferentes tributarios del curso principal de la RH12, el Brazo Sur es quien presenta valores promedio más bajos de CE_E y el Brazo Norte los mayores, los

que asociados a un mayor caudal medio a lo largo de las estaciones, termina por marcar esta característica en el río unificado (Tabla 2.1).

Tabla 2.1. Valores promedio de pH y Conductividad Específica (expresada en µS/cm), del conjunto de cursos analizados en el presente proyecto, agrupados por cuencas (las más importantes desde el punto de vista de la producción anual de caudales) dentro de la RH12.

	INVIERNO		VERANO	
	pH	CE_E	pH	CE_E
Coyle Brazo Norte	8,36	523,6	6,54	419,2
Coyle Brazo Sur	8,37	214,5	6,40	196,7
Pelque (Brazo Norte)	8,41	285,3	8,49	307,5
Coyle Unificado	8,63	441,0	8,44	375,5

Estos registros permiten considerarlas como aguas de baja mineralización según la clasificación de Van der Aa (2003), (Tabla 6.8, Tomo I) y de bajo a medio o moderado riesgo para su utilización en irrigación según diferentes propuestas de clasificación analizadas (Tabla 6.9, Tomo I). En particular con la propuesta de Riverside (1954) se trata de aguas de tipo C1 que no representan riesgos significativos para su utilización en el riego de una diversidad de suelos y cultivos.

Los cursos evaluados fuera de la red hidrográfica del río Coyle, pero integrantes de la RH12 como tributarios directos a su estuario (BON3x) y un curso corto representativo de escurrimientos directos al mar en regiones costeras de la RH (POT21), presentaron los valores de CE_E más elevados de la región, con 5.200 y 14.200 µS/cm para invierno y verano respectivamente en el primer río y un promedio de 960 µS/cm para el segundo. No se dispone de suficientes repeticiones como para evaluar el significado estadístico de estas variaciones estacionales si bien existen importantes diferencias de caudal entre finales del invierno en ambos casos, con un caudal significativo y finales del verano, cuando todos los cursos efímeros de la región se encuentran casi o completamente secos.

Las lagunas demostraron muy amplio gradiente de valores de CE_E dentro de la RH12, sin un patrón específico de distribución dentro del territorio, si bien aquellas con valores extremos, por sobre 29 mS/cm y hasta 773 mS/cm tendieron a ubicarse en la región centro-norte y noreste. No se presentaron variaciones significativas entre estaciones para cada laguna con este parámetro, probablemente como consecuencia de no haberse detectado grandes diferencias en los volúmenes de agua disponible entre verano y el invierno, salvo casos excepcionales, cuando menos en los cuerpos que tenían agua al momento del muestreo. Con la excepción de unas pocas lagunas ubicadas en la precordillera, como LAG01 (Laguna Esperanza en Ea. El Relincho), LAG12 y LAG12x (en Ea. El Tero), en la región costera como POT02 (Ea. Cañadón de las Vacas) y POT05 en la región centro del Coyle (Ea. Silvi

Aike), las 19 lagunas restantes escapan, por los valores de CE_E, de los valores guía para evaluar su riesgo de uso en irrigación, siendo en todos los casos de muy alto riesgo (Tabla 6.9, Tomo I). Los restantes casos citados se clasifican como de riesgos medios a altos, con CE_E promedio de unos 807 µS/cm durante el invierno y saltando a un promedio de 2.032 µS/cm en el verano.

2.1.3. Sólidos disueltos y en suspensión. Los SST consisten en el material particulado más grueso presente en las aguas naturales y, al igual que en el caso de los nutrientes, concentraciones excesivas pueden resultar nocivas para la vida acuática por ejemplo al tapizar el lecho cuando precipitan cubriendo el alimento de peces, al crear bancos de sedimentos que impiden la navegación de cursos, al transportar elementos químicos asociados a las partículas, o al afectar la transparencia del agua, entre otros efectos (Caux *et al.,* 1997; Sullivan, 2000). Consiste en materia orgánica e inorgánica que usualmente integra la columna de agua debido a la turbulencia, incluso organismos microscópicos (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002; Bilotta and Brazzier, 2008).

En los cursos de la RH11 se determinaron concentraciones de SST de entre 1,0 y 13,0 mg/l durante finales del verano, con caudales estacionales muy bajos, con un promedio del orden de 6,3 ± 3,0 (cv%= 48,0). Los caudales juegan un papel importante en este parámetro si bien por el momento no se dispone de suficientes repeticiones en los análisis como para asegurar un análisis estadístico de la correlación, de forma tal que hacia finales del invierno, con Q sensiblemente superiores, los SST no acusaron en ninguna muestra concentraciones de < 1,0 mg/l con la excepción de BON3x (3,0 mg/l), un curso corto ubicado en la costa con poca variación interestacional de caudales (bajos a casi nulos en la estación seca) entre estaciones.
En el caso de los cuerpos de agua, las concentraciones resultaron un tanto mayores en ambas estaciones, y con una elevada variabilidad entre muestras, con un promedio de 40,2 ± 101,6 (cv%= 252,9) durante finales del invierno y 19,6 ± 19,5 (cv%= 99,5) a finales del verano. Si bien la mayoría de las lagunas muestreadas se ubicaron en valores de SST entre <1,0 y 16 mg/l dos casos excepcionales, POT02 y POT05 presentaron extremos de 176,0 y 386 mg/l, respectivamente, durante el invierno. Durante el verano, con un promedio ligeramente más bajo aunque con una alta variabilidad entre muestras, también se presentaron algunos valores de SST notablemente elevados si bien no tan extremos como en invierno, como LAG04, con 60,0 mg/l como ejemplo.

Los sólidos totales disueltos (TDS) representan un buen indicador de contaminación química en cursos naturales de agua dado que, como una función de su concentración, pueden producir una diversidad de impactos (en general negativos) en su calidad, deteriorando los ambientes asociados a partir de provocar un aumento de la salinidad, condicionar la solubilidad del oxígeno

o incrementar la toxicidad de algunos compuestos químicos, entre otros efectos (McCutcheon *et al.*, 1993; EPA, 2003; Weber–Scannell and Duffy, 2007; Bilotta and Brazier, 2008).

Excluyendo la muestra BON3x, entre los cursos, la concentración promedio de TDS en cursos de agua fue de 175,9 ± 89,1 mg/l (cv%= 50,7) hacia finales del invierno y ligeramente más alta, del orden de 214,3 ± 142,5 mg/l (cv%= 66,5) para finales del verano, con menores caudales medios estacionales. La muestra BON3x, ubicada sobre la costa del estuario del río Coyle, consiste en un cauce de tipo torrencial con caudales extraordinarios pero de corta duración y un flujo de base escaso y relativamente permanente durante el año, sin grandes variaciones salvo en momentos de precipitaciones significativas. La concentración de TDS en este caso fue de 2.930,0 mg/l en invierno y 8.773,0 mg/l en el verano.

Entre las lagunas, la tendencia estacional del comportamiento de los TDS resultó similar a los cursos, con elevados valores en verano respecto al invierno. En el primer momento se observaron concentraciones de entre 71.416,1 ± 128.768,7 mg/l (cv%= 180,3) mientras que en el segundo 124.964,3 ± 170.537,6 mg/l (cv%= 136,5), sobre las 25 lagunas analizadas. La variabilidad entre casos es notable (reflejado en los coeficientes de variabilidad para cada estación), cubriendo extremos de entre poco menos de 300 mg/l de TDS (LAG01, LAG12x y POT05) hasta superiores a 300 g/l (LAG06x) o 400 g/l (LAG07, LAG09).

2.2. Caracterización química de las aguas de la RH12

2.2.1. pH. Las aguas de la RH12 tienen un carácter ligeramente alcalino, más marcado en el caso de lagunas con un pH promedio bastante estable entre estaciones, del orden de 9,0 ± 0,4 (cv%= 5,0) en invierno y 9, 0 ± 0,5 (cv%= 5,8) hacia finales del verano. En los cursos superficiales de la región el comportamiento entre estaciones es similar, aunque con valores ligeramente más bajos, del orden de 8,4 ± 0,2 (cv%= 2,7) para finales de invierno y 8,4 ± 0,5 (cv%= 5,7) para finales de verano. La variabilidad interestacional resultó notablemente baja no obstante los importantes cambios en los caudales para el caso de los ríos y arroyos (Tabla 7.1, en Tomo I). Estos valores no se diferencian significativamente de los observados en lagunas y cursos de la RH11 (Tomo III) e incluso no presentan un patrón de agrupamiento geográfico, cuando menos con el reducido número de repeticiones disponibles por el momento, como resulta característico en la RH13 (Casalinuovo *et al.*, 2018).

2.2.2. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$. Las aguas de los ríos y arroyos muestreados en la RH12 durante 2019 presentaron valores medios de dureza

del orden de 131,9 mg/l (δ= 81,0; cv%= 61,4) hacia finales del verano y de 94,7 mg/l (δ= 42,8; cv%= 45,2) para finales de invierno. La variabilidad entre muestras es alta en ambos momentos, pero en la práctica tan solo unas pocas manifestaron valores extremos como BON3x (310,0 mg/l) o BON2, MAGSx, PSUP y CSTS2 todos con durezas de < 50,0 mg/l. El número de repeticiones estacionales por muestras procesadas no resulta suficiente por el momento para la aplicación de herramientas estadísticas de análisis y con ellas evaluar la variabilidad y correlación observada entre secciones y estaciones, no obstante, lo cual no pudo encontrarse un patrón evidente de distribución asociable a la posición de una muestra a lo largo de los ríos o bien temporalmente entre estiaje y el momento de mayores caudales.
Por su parte, las lagunas tomadas como representativas de la región acusaron importantes extremos en términos de dureza, desde valores promedio bajos de < 50,0 mg/l hasta valores elevados de 1.060 mg/l. El promedio del verano resultó de 283,6 mg/l (δ= 332,4; cv%= 117,2) y hacia finales del invierno de 217,9 mg/l (δ= 258,8; cv%= 118,6). En el caso de los cuerpos de agua se observó una ligera tendencia decreciente en términos de dureza, entre el momento de mínima disponibilidad de agua (finales de verano) respecto al de máxima (finales del invierno), estimativamente en un 25%. Sin embargo, los datos disponibles por el momento son escasos como para profundizar estadísticamente en su significado.

En términos de alcalinidad de $CaCO_3$, los ríos acusaron los valores más bajos entre las muestras procesadas, con un promedio de entre 197,4 mg/l (δ= 229,84; cv%= 116,4) hacia finales del verano y 146,7 mg/l (δ= 111,9; cv%= 76,3) al final del invierno. No se dispone de suficientes repeticiones de los registros de alcalinidad como para realizar un análisis estadístico de las variaciones estacionales, no obstante, lo cual, preliminarmente, no puede asegurarse la existencia de una correlación específica en el comportamiento del parámetro y el momento del año, existiendo diversas situaciones en que la alcalinidad aumentó o disminuyó entre invierno y verano, entre las diversas muestras sin una distribución geográfica detectable. La variabilidad existente entre secciones muestreadas es amplia, pero fuertemente influenciada por unas pocas muestras con valores de alcalinidad extraordinariamente elevados como BON3x (985,4 mg/l durante el verano; 511,9 mg/l en el invierno), CYNI (304,3 mg/l durante el verano; 252,7 mg/l en el invierno) y CYNS (346,8 mg/l durante el verano; 220,7 mg/l en el invierno).
Con la excepción de unas pocas lagunas como LAG12x, POT02 y POT05, que evidenciaron alcalinidades de $CaCO_3$ por debajo de los 250 mg/l, la gran mayoría se caracterizó por valores muy elevados, entorno a un promedio de 7.644,7 mg/l (δ= 10.347,6; cv%= 135,4) durante el verano y de 2.997,2 mg/l (δ= 5.029,1; cv%= 167,8) durante el invierno. La variabilidad entre muestras de una misma estación resultó tan elevada como la observada en cada laguna para

diferentes momentos del año, sin un patrón detectable con el número de registros disponibles.

2.2.3. Cationes mayoritarios y RAS. Calcio y Sodio son, entre los cationes mayoritarios presentes en las aguas naturales de superficie (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, K^{+}), los que suelen predominar en términos de concentración en las aguas de los ríos de todo el mundo. En términos promedio para todas las aguas muestreadas, tanto de lagunas como ríos y en ambas estaciones de referencia, el Na^{+} resultó el catión más importante presente en la RH12, si bien con una gran variabilidad entre fuentes, con una concentración promedio del orden de 92,3 mg/l (δ= 253,1 mg/l; cv%= 274,1) durante el invierno en ríos y arroyos, de 250,8 mg/l (δ= 840,6 mg/l; cv%= 335,1) durante el final del verano; para lagunas un promedio de 32.545,6 mg/l (δ= 55.089,6 mg/l; cv%= 169,3) hacia finales de invierno y, finalmente, de 51.393,1 mg/l (δ= 71.904,8 mg/l; cv%= 139,9) a finales del verano. Se trata de uno de los iones más importantes de interés agropecuario dada su capacidad de desestructurar el suelo, afectar negativamente su capacidad de infiltración o resultar tóxico para las plantas sensibles si se acumula (Ayers and Westcot, 1985). En general se lo encuentra asociado al cloruro, como se lo ha observado en numerosas muestras (ver más adelante el apartado Aniones mayoritarios y salinidad, y ambos comparten un origen común en las aguas naturales, siendo la intemperización de rocas la fuente más habitual en ríos alejados de zonas costeras en las cuales también podría provenir de la lluvia (Allan and Castillo, 2007). No obstante, esto, algunas fuentes antropogénicas como la utilización de agroquímicos pueden contribuir en gran medida en su concentración en zonas con denso desarrollo socioeconómico.

BON3x, un curso corto, costero y de características torrenciales, tributario directo del estuario del río Coyle, presenta las concentraciones más elevadas de Na^{+} detectadas en la región con unos 1.100 mg/l en el invierno y un caudal casi indetectable y hasta unos 3.400 mg/l hacia final del verano con un Q medio de 105,6 lt/min. Sin la influencia de este valor en los cálculos, las aguas del conjunto de ríos en la región presentan un promedio de entre 33,1 y 40,9 mg/l de Na^{+}, ubicándolos entre los valores de referencia habituales citados para cursos naturales sin impactos notables de contaminación antrópica (Anexo I).

La variabilidad resultó muy grande en relación a la concentración de Na^{+} entre lagunas, entre extremos bajos del orden de < 100 mg/l (LAG01, LAG12x y POT05), < 1 g/l (LAG12, LAG13, POT02 y POT09), hasta extremos de 50 a 175 g/l (LAG06x, LAG07, LAG09, POT03, POT04 y POT12). Si bien los datos son escasos por el momento, en éstos no se pudo observar una relación particular entre concentraciones y estacionalidad, como así tampoco por el momento un agrupamiento geográfico específico de lagunas con características y concentraciones afines. Las concentraciones analizadas en casi todas éstas escapan a todas las referencias y umbrales utilizados en el presente informe.

El impacto de los valores observados en la RAS es evidente. Todas las aguas de ríos y arroyos, con excepción de BON3x se encuentran dentro de límites razonables para su utilización en riego, sin condicionar riesgos de sodicidad (Figura 2.3; Anexo I). Entre las lagunas la situación es opuesta, salvo unas pocas excepciones como LAG01, LAG12, LAG12x, LAG13, POT02, POT05 y POT09, casi todas escapan en gran medida a los límites de referencia de < 15 propuesto por Ayers and Westcot (1985), (Anexo I).

El Ca^{2+} y Mg^{2+} se ubicaron en segundo lugar en términos de cationes mayoritarios presentes en agua de ríos y arroyos de la RH12. El primero es el catión más abundante en ríos de todo el mundo y suele provenir mayormente de la intemperización de rocas carbonatadas, de igual forma que el Mg^{2+}, siendo en ambos casos casi despreciable sus aportes a través de la atmósfera (Allan and Castillo, 2007). Resulta un elemento esencial en la nutrición de plantas y animales (Hem, 1985) de igual forma que para asegurar la neutralización de los efectos negativos de bajos pH para diferentes formas de vida acuática (Alabaster and Lloyd, 1982). El Ca^{2+} presentó una ligera diferencia en más respecto al Mg^{2+} con una concentración promedio de 20,9 mg/l (δ= 9,2 mg/l; cv%= 43,9) durante el invierno y 23,3 mg/l (δ= 11,4 mg/l; cv%= 49,1) hacia finales del verano en muestras de ríos.
La situación en las lagunas no difirió significativamente de lo observado en aguas de ríos, si bien durante el verano, el Mg^{2+} estuvo mejor representado con concentraciones ligeramente más altas que el ion Ca^{2+}. Para éste último los valores observados fueron en promedio de 26,2 mg/l (δ= 33,4 mg/l; cv%= 127,7) durante el invierno y del orden de 48,0 mg/l (δ= 48,4 mg/l; cv%= 100,8) para el verano. En unos pocos casos como LAG05, LAG07 y POT12 se superaron concentraciones de 100 mg/l si bien todos los valores analizados durante 2019 se encuentran en el promedio de las situaciones esperadas para niveles de referencia en cursos naturales (Anexo I) y muy por debajo de umbrales máximos críticos (Ayers and Westcot, 1985).

El Mg^{2+} resultó el tercer catión en importancia entre los cursos superficiales de la región con un promedio de 10,3 mg/l (δ= 6,0 mg/l; cv%= 58,4) para el invierno y 17,9 mg/l (δ= 17,7 mg/l; cv%= 98,5) para el verano. Durante el verano, las relaciones se invirtieron ligeramente, aunque manteniéndose en concentraciones relativamente bajas y aproximadas, del orden de 36,1 mg/l (δ= 50,2 mg/l; cv%= 138,8) para el invierno y 39,8 mg/l (δ= 62,4 mg/l; cv%= 156,7) para el verano. Todos estos valores observados en ríos se encuentran dentro de valores documentados para cursos y cuerpos de agua del mundo, si bien no se dispone de umbrales de referencia para situaciones naturales. Ayers and Westcot (1985) sugieren umbrales máximos de referencia para aguas destinadas a riego de 60,8 mg/l, pero tales solo se observaron en unas pocas lagunas como LAG05 y LAG07 en el verano. Esta consideración no resulta de

interés durante el invierno si bien en esa estación algunas lagunas más superaron el umbral.

El K^+ resultó el catión con menor representación entre los mayoritarios en las aguas de cursos de la RH12, en ambas campañas de muestreo. Su concentración promedio para todas las muestras analizadas en ríos y arroyos alcanzó 3,1 mg/l (δ= 1,3 mg/l; cv%= 42,8) para el invierno y 3,8 mg/l (δ= 4,7 mg/l; cv%= 126,0) para el verano. Estos valores se encuentran dentro de rangos de referencia para cursos naturales si bien no existe un valor guía máximo (Anexo I). Las lagunas demostraron una gran variabilidad para sus concentraciones, en varios de cuyos casos como LAG11, POT03, POT04 y especialmente POT10, se superaron los niveles guía de < 189 mg/l para algunas referencias como McCutcheon *et al.* (1992), (Anexo I). Los valores promedios registrados durante campañas del proyecto alcanzaron 164,8 mg/l (δ= 292,1 mg/l; cv%= 177,3) para el invierno y 99,3 mg/l (δ= 99,8 mg/l; cv%= 100,5) para el verano.

2.2.4. Aniones mayoritarios y salinidad. Entre los aniones mayoritarios presentes en aguas de la RH12, el carbonato ($CO_3^=$) se encontró fuera del umbral de detección en todas las muestras procedentes de ríos y arroyos (<1,0 mg/l) con la sola excepción de BON3x durante el verano (230,9 mg/l). Entre las lagunas se observó una gran variabilidad para este ion, aunque con agrupamientos geográficos relativamente homogéneos. En los cuerpos concentrados en la región centro – norte y noreste de la RH12 el $CO_3^=$ presentó una elevada concentración promedio en ambas estaciones de muestreo, con valores entre 1,6 y 13,2 g/l (LAG06x, LAG07, LAG08, LAG09, LAG10x, POT10) así como un caso aislado en LAG04 (0,8 g/l). Para un segundo grupo de lagunas dispersas en toda la región, pero fuertemente concentradas al sur y oeste, el $CO_3^=$ resultó ser tan solo un anión minoritario con concentraciones promedio entre < 1,0 mg/l a 180 mg/l.

Si se excluye de los análisis a BON3x, un arroyo prácticamente único en sus características en relación al resto muestreado, el anión más importante en aguas de cursos de la región es el bicarbonato (HCO_3^-), con concentraciones promedio del orden de 186,1 mg/l (δ= 134,1 mg/l; cv%= 72,1) para finales del invierno y de 209,4 mg/l (δ= 179,7 mg/l; cv%= 85,8) para el verano. El ion Cloruro (Cl^-) y el ion sulfato ($SO_4^=$) cierran el balance de aniones, con una ligera predominancia en término de concentraciones en favor del primero respecto al segundo. Ambos en bajas concentraciones promediaron unos 27,5 mg/l (δ= 17,7 mg/l; cv%= 64,4) para el invierno y 41,0 mg/l (δ= 34,8 mg/l; cv%= 84,7) para el verano. Una alta proporción de muestras acusaron una tendencia creciente de concentración de Cl^- en momentos de bajo caudal, si bien existe una importante variabilidad espacial y el número de repeticiones por el momento es bajo como para explorar esto en términos estadísticos. En todos

los casos, los valores se encuentran holgadamente dentro de los rangos esperados para cursos naturales libres de contaminaciones específicas (Anexo I).

Entre las lagunas el ion Cl^- es el anión claramente dominante en las aguas de la RH12, en particular con los valores extremos observados en cuerpos que acompañan la distribución geográfica del carbonato. Las concentraciones promedio resultaron del orden de 44,2 g/l (δ= 75,7 g/l; cv%= 171,3) para finales del invierno y de 74,8 g/l (δ= 104,4 g/l; cv%= 139,6) para el verano, sin embargo, se presentan agrupaciones posibles de situaciones extremas en las cuales uno de ellos se encuentra por debajo de los 4 g/l con lagunas heterogéneamente distribuidas en la RH12 y un segundo grupo fuertemente concentrado en la zona centro – norte y noreste, con concentraciones de entre 8 y 252 g/l.

Bicarbonato (HCO_3^-) y sulfato SO_4^{-2} resultaron iones acompañantes en muy bajas concentraciones entre las lagunas, sin un patrón de distribución geográfica particular en la RH12. En ambos casos, el verano significó una mayor concentración promedio respecto al invierno, con un mayor volumen promedio disponible de agua. En el primer caso, HCO_3^-, las concentraciones oscilaron entre 1.870 y 2.371 mg/l para invierno y verano respectivamente. Para el segundo, SO_4^{-2}, estas fueron de 1.738 y 2.737 mg/l para invierno y verano respectivamente.

2.2.5. Presencia de Oxígeno (OD). La cantidad de oxígeno disuelto en una corriente de agua o un cuerpo depende mayormente de su temperatura (Akaahan *et al.,* 2016), de la salinidad y de la presión atmosférica en cada momento, lo cual es a su vez una función de la altitud como de las condiciones atmosféricas medias al momento de un análisis. La concentración de OD media en cursos durante los momentos de colecta de muestras fue de 12,2 mg/l en el invierno y 9,8 mg/l para el verano (Tabla 2.2). De acuerdo a lo esperado, con temperaturas medias (TM) más elevadas en la estación seca, las concentraciones de oxígeno resultaron menores. Sin embargo, la gran variabilidad observada en parámetros que influencian al OD, como la CEE, no permitieron encontrar correlaciones fuertes entre parámetros.

En la Figura 2.1 se representa la distribución de registros de TM y OD para los diferentes momentos de muestreo y cuerpos de agua. No han sido corregidos por salinidad del medio o presión atmosférica durante el momento de toma de datos, lo cual permitiría explicar el comportamiento de algunas muestras que superan la curva de máxima dilución de O_2 en función de la temperatura solamente.

Tabla 2.2. Distribución de temperaturas medias del agua (en °C), en diferentes secciones agrupados por ríos, en el momento de colecta de muestras y determinación de concentración de oxígeno disuelto (en mg/l).

CURSO	INVIERNO		VERANO	
	TEMP °C	O2.DIS	TEMP °C	O2.DIS
Coyle Norte	7,3	12,1	8,7	9,1
Coyle Sur	8,0	13,7	9,5	9,9
Pelque	5,3	11,5	3,7	11,4
Coyle Unificado	8,1	11,7	10,8	9,1

En las lagunas las concentraciones de OD observadas resultaron en promedio para la RH12 del orden de 10,5 mg/l (δ= 2,8 g/l; cv%= 26,8) durante el invierno, con una TM de 8,6 ± 3,6 °C y de 7,9 mg/l (δ= 4,2 g/l; cv%= 53,7) durante el verano, con una TM de 9,7 ± 4,2 °C.

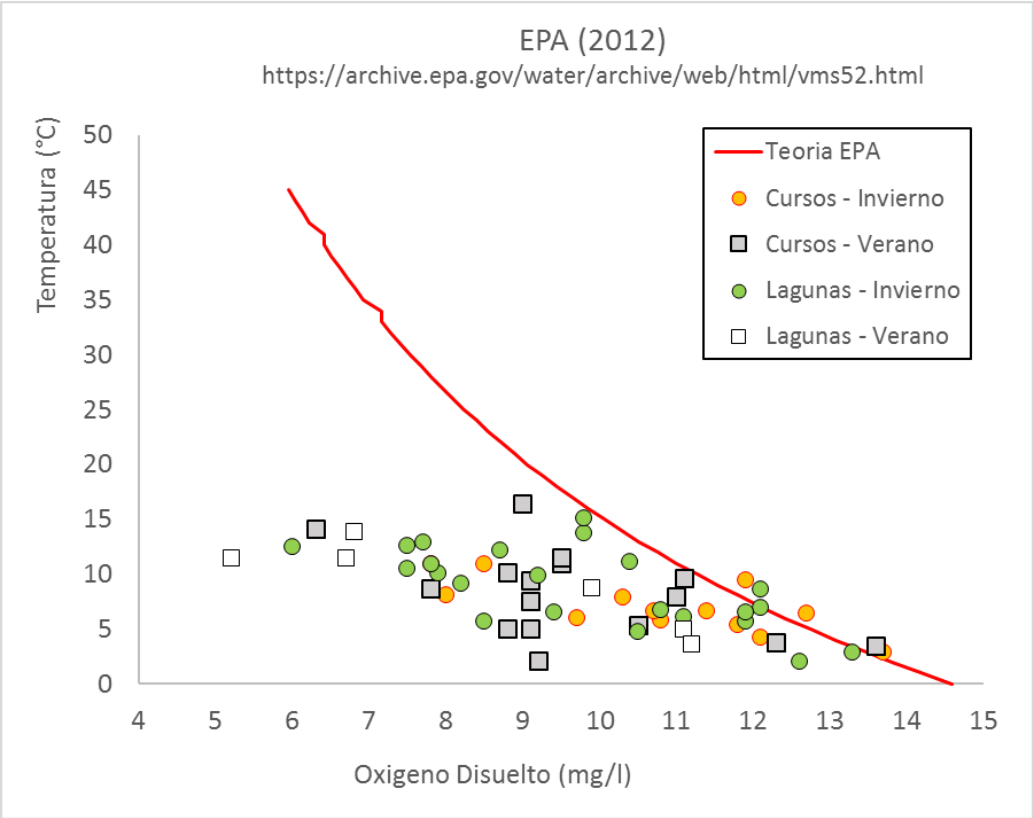

Figura 2.1. Presencia de oxígeno disuelto (OD) en puntos de toma de muestras de agua de la RH12 durante 2019. Puntos que exceden la curva de máxima disolución posible (EPA, 2012) no han sido corregidos por salinidad del medio o presión atmosférica durante el momento de toma de datos.

2.2.6. Materia orgánica. Todos los ríos de superficie del mundo contienen materia orgánica (MO) en dos grandes fracciones, una disuelta y una no disuelta, y sus concentraciones relativas son mayormente una función del clima

y de la productividad vegetal del paisaje circundante, entre otros aspectos (Davisson, 2001; Mostofa *et al.*, 2013). Davisson (2001) cita para ambientes fluviales con buena presencia de humedales y pantanos, altas concentraciones de MO presente en diferentes formas hasta valores de referencia de ~25 mg/l. Entre las fuentes productoras de MO más importantes que pueden reconocerse en la región la ganadería es quizás la de mayor intensidad. Con la sola excepción de MAGSx, un curso temporatio en el cañadón Corpie Aike, todos los ríos y arroyos de la RH12 contienen MO. Su contenido promedio resultó ligeramente más elevado en el verano respecto al invierno, con concentraciones de 37,1 mg/l (δ= 29,4 mg/l; cv%= 79,3) y 11,5 mg/l (δ= 11,8 mg/l; cv%= 102,2), respectivamente. Durante el verano se observaron algunas concentraciones más elevadas que el promedio del conjunto como en las muestras CHMG (120,0 mg/l), CYNI (50,4 mg/l) y COYU (48,0 mg/l) entre otras.

En las lagunas la tendencia estacional resultó similar a la descripta, presentando el verano con un promedio de 62,6 mg/l (δ= 58,5 mg/l; cv%= 93,5) concentraciones ligeramente mayores a las observadas en invierno, con un promedio de 16,3 mg/l (δ= 19,5 mg/l; cv%= 119,2). En estos cálculos se excluyó a la laguna POT12 que durante el invierno evidenció la concentración más elevada de la región con 1,6 g/l de MO. La variabilidad en lagunas fue considerablemente mayor a la observada en cursos existiendo varias situaciones de < 0,001 mg/l y hasta extremos de 180 mg/l (LAG10x).

2.2.7. Nitrógeno y sus formas. Entre las formas químicas del N analizadas en aguas de la RH12, el nitrito (NO_2^-) y el amonio (NH_4^+) resultaron ausentes en todas las muestras colectadas durante finales del invierno, tanto en ríos como lagunas, cuando menos dentro del umbral de detección mínimo (<0,001 mg/l). Con caudales bajos en ríos y volúmenes próximos a desaparecer en las lagunas, hacia finales del verano, las concentraciones detectadas de nitrito (NO_2^-) oscilaron entre 0,003 – 0,046 mg/l en ríos y arroyos y entre 0,003 y 0,013 mgl/ en lagunas, en todos los casos por debajo de los valores guía adoptados en este informe para los diferentes usos posibles del agua (Anexos I a IV).

La presencia de amonio (NH_4^+) resultó en ríos y arroyos más una excepción que una regla habiéndose encontrado tan solo en casos como BON1 (0,5 mg/l), COYD (0,20 mg/l) o BON3x (0,10 mg/l). Igual situación se observó en lagunas donde solo en LAG04 se detectó una presencia elevada de 3,0 mg/l. Incluso con este valor extremo, todas las concentraciones se encontraron dentro de los rangos considerados habituales para el amonio en aguas naturales de superficie libres de contaminación (McCutcheon *et al.,* 1993), (Anexo I). No se reconocen por el momento fuentes antrópicas de vertido de NH_4^+ en la región como efluentes industriales, utilización extensiva de agroquímicos, erosión de suelos con importantes contenidos de materia orgánica o incendios forestales,

entre otras fuentes posibles (EPA, 2013). Su presencia excesiva en agua es indicador de contaminación fecal reciente y su concentración en aguas naturales suele no superar una concentración de 0,1 mg/l (Stumm and Morgan, 1995). Aún en reducidas concentraciones puede manifestar toxicidad para la vida acuática (EPA and HSE, 2010). Un indicador de su posible presencia en mayores concentraciones y durante más tiempo es un ambiente reductor, en donde se encuentra en general como forma más estable (WHO, 2017), situación opuesta a la observada durante las campañas de invierno (ORP entre 137 – 211 mV) y verano (ORP entre 190 – 360 mV), en la región.

Los nitratos (NO_3^-) representan la forma química más común del N en aguas naturales (McCutcheon *et al.,* 1993). En general, en situaciones naturales, es de esperar que las concentraciones resulten relativamente bajas en ambientes subárticos o subantárticos si bien no se trata de una regla de aplicación universal (Maybeck, 1982). En ríos y arroyos de la RH12 su presencia resultó escasa, habiéndoselo encontrado en contadas ocasiones como CSTS2 (5,6 mg/l) durante el invierno y en algunas pocas secciones en el límite del umbral de detección de 0,1 mg/l) tanto en invierno como en verano. En el caso de las lagunas el ion resultó un poco más frecuente, aunque solo detectado en un 35% de las muestras. Sus concentraciones promedio estacionales fueron de 2,41 mg/l (δ= 2,16 mg/l; cv%= 89,8) para el invierno y 3,93 mg/l (δ= 5,56 mg/l; cv%= 141,3) para el verano.

2.2.8. Fósforo y sus formas. Las concentraciones de Fósforo (P) y de Fosfatos (PO_4^{3-}) resultaron bajas en casi todas las muestras de la región. El **PO_4^{3-}** se mantuvo relativamente ausente en las muestras procedentes de ríos durante el final del verano con la excepción de unas pocas como BON3x, COYD, COYU y CYNS, en los tramos medio y bajos de la RH12, con concentraciones medias entre 0,05 y 0,09 mg/l. Durante el invierno, y con mayor caudal en casi todas las secciones muestreadas, la relación se invirtió siendo tan solo una muestra la que no presentó PO_4^{3-} (CHMG2), oscilando las concentraciones presentes entre 0,04 y 0,51 mg/l. Similar situación se observó en las lagunas, con promedios de entre 0,80 mg/l (δ= 1,71; cv%= 214,4) durante el invierno y 0,43 mg/l (δ= 0,80; cv%= 183,4) durante finales del verano. Se presentaron en este caso, dos casos extremos de hasta 4,88 mg/l en LAG07 y 7,30 mg/l en POT02 durante el invierno, aunque tales niveles no se volvieron a observar en las muestras respectivas de verano.

Todos los valores analizados entran en los umbrales de referencia para cursos y cuerpos naturales citados en diversas fuentes libres de contaminación y relativamente fuera de los límites que podrían determinar eutrofización del medio o bien superpoblación de algas (McCutcheon *et al.*, 1993; Shock and Pratt, 2003; Singh, 2013), (Anexo I). No se dispone de valores – guía para evaluar estas concentraciones halladas en términos de aguas de consumo o de

utilización en riego, y tampoco se dispone de referencias en normas provinciales o nacionales (Anexos II a IV). Su procedencia podría estar asociada a fuentes naturales como la degradación de rocas o bien a excretas de animales a través de escurrimiento e infiltración dado que no se registran por el momento vertidos antrópicos específicos o aún el uso de fertilizantes en la región.

2.2.9. Hidrocarburos. No se detectó presencia de hidrocarburos, en la forma de TPH, en casi ninguna de las muestras tomadas en el presente proyecto, dentro del umbral mínimo de detección (Tabla 2.3), con la sola excepción de la muestra CYNS ubicada en el Ea. María, en la región superior del Brazo Norte del río Coyle, durante los muestreos de marzo de 2019, la que registró una concentración de 3,5 mg/l. En el muestreo de invierno no se registró presencia de TPH dentro del umbral de detección propuesto en esta sección. Por el momento no existen actividades extractivas documentadas en la región, aguas arriba de esta sección, por lo que no puede atribuirse a ello la presencia de TPH, pudiendo tratarse de un hallazgo fortuito atribuible a una posible contaminación puntual asociada a un poblamiento rural y sin correlación con el resto de los sitios estudiados

Tabla 2.3. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio (ver Tomo I) para los diferentes metales e hidrocarburos analizados en muestras de agua.

PARÁMETRO	UNIDAD	UMBRAL
Aluminio (Al)	mg/l	0,001
Arsénico (As)	µg/l	2,0
Bario (Ba)	mg/l	0,1
Cadmio (Cd)	µg/l	5,0
Cinc (Zn)	mg/l	0,1
Cobre (Cu)	mg/l	0,1
Cromo (Cr)	mg/l	0,05
Hidrocarburos Totales (TPH)	mg/l	0,5
Mercurio (Hg)	µg/l	1,0
Níquel (Ni)	µg/l	5,0
Plata (Ag)	mg/l	0,01
Plomo (Pb)	mg/l	0,05
Selenio (Se)	µg/l	4,0

2.2.10. Metales pesados. No se detectó presencia de ninguno de los metales pesados analizados en casi ninguna de las muestras tomadas en el presente proyecto, por sobre los umbrales mínimos de detección propuestos con la sola excepción del Al, el cual se presentó en numerosas ocasiones por sobre el umbral de detección mínimo propuesto de 0,001 mg/l (Anexos VI y VII). Este

elemento no acusó un patrón espacial o temporal particular de ocurrencia entre las campañas realizadas en 2019 y tan solo en una ocasión en invierno (laguna POT02), la concentración observada superó valores guía establecidos en la Ley Nacional No.24051 de residuos peligrosos (Anexo IV), como así también el límite propuesto por ANMAT (2017), (Anexo II).
En términos de estándares internacionales, los umbrales mínimos de detección utilizados en el presente proyecto para la batería de metales pesados (compatibles con los propuestos en normas nacionales en vigencia), con excepción del Al, permitieron establecer que, en caso de existir estos elementos en el agua, se encuentran por debajo de los niveles guías propuestos para aguas naturales (Anexo I). Sin embargo, en los casos del Zn, Cu, Hg, Ag y Pb no obstante hallarse el nivel de detección dentro de los valores de referencia para diversos cursos naturales como los citados por McKutcheon *et al.* (1992), éste supera los niveles guía propuestos por la EPA (2017).

Los umbrales establecidos permiten no obstante confirmar que, para el total de metales propuestos, en ningún caso sus concentraciones posibles presentes en agua (en caso de confirmarse) superarían los niveles guía propuestos en el Código Alimentario Argentino (Anexo II). Ésta referencia resulta de utilidad, junto con otra normativa guía al carecerse por el momento de normas específicas de calidad de aguas de superficie aplicables a la región que complementen la Disposición N0.004/96 de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos de Santa Cruz (Anexo III) o bien los estándares sugeridos a nivel nacional en materia de residuos peligrosos vertidos en cursos y cuerpos de agua (Anexo IV).

2.2.11. Flúor. No se dispone de valores guía específicos, tanto mínimos como máximos, para fuentes de agua natural. Un estándar habitual de consulta son los límites establecidos para aguas de consumo humano según límites de ANMAT (Anexo II), aunque poca utilidad brinda para conocer el significado ecosistémico de los diferentes valores hallables en aguas de la región. Con la excepción de dos muestras, en ningún curso superficial de agua muestreado durante el verano en la RH11 evidenció presencia de F por sobre 0,01 mg/l.

Situación similar a lo observado en agua procedente de lagunas con la excepción de cuatro casos entre aquellas que aún mantenían un volumen mínimo hacia el final del verano. Entre los cursos de agua, BON3x un pequeño tributario del río Coyle en su estuario y COYD, el río Coyle unificado ya próximo a su desembocadura en el estuario acusaron concentraciones de 1,5 y 0,65 mg/l respectivamente. Hacia finales del invierno, con casi la totalidad de cursos más cargados de caudal, salvo pocas excepciones, casi todos evidenciaron presencia de F, si bien en concentraciones reducidas. El valor promedio para las aguas de la región fue de 0,39 mg/l con una gran variabilidad entre casos analizados (δ= 0,53; cv%= 133,0).

Entra las aguas de lagunas, durante el invierno tan solo una de éstas acusó un valor de < 0,01 mg/l siendo el promedio de concentración de F en todas las muestreadas del orden de 1,21 con una muy importante variabilidad entre casos (δ= 0,48; cv%= 339,0), alcanzando algunos valores extremos como LAG08 (2,02 mg/l).

2.2.12. Microbiología. Las bacterias coliformes definen genéricamente a un grupo de microorganismos con características bioquímicas tales que permiten utilizarlas como indicadores de contaminación del agua (Arcos Pulido *et al.,* 2015). En este grupo existe una amplia variedad de representantes dispersos en todo tipo de ambientes aunque particularmente en el intestino de humanos y animales y en consecuencia, en sus desechos, especialmente los coliformes fecales o enterobacterias (Schuettpelz, 1969; The British Columbia Ground Water Association, 2007; Ríos Tobón *et al.,* 2017). En este último grupo su capacidad de supervivencia en medios acuosos naturales es muy limitada (Ríos Tobón *et al.,* 2017) por lo que la comprobación de su presencia en aguas de la región podría asociarse, en una zona predominantemente rural con actividad agropecuaria y muy baja densidad poblacional, a contaminación permanente procedente de excretas del ganado.

Se detectó la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en la muestra CRUB, ubicada en el tramo final del Brazo Norte del río Coyle, aguas debajo de potreros intensivamente utilizados por ganado y una pequeña población rural. *Pseudomonas* puede mantenerse y multiplicarse en suelo y medios acuáticos con una escasa oferta de nutrientes (Freitas *et al.*, 2008; Ullah *et al.*, 2012; García y Iannacone, 2014; Luján Roca, 2014). *P. aeruginosa* en particular, consiste en una bacteria resistente en el medio natural, incluso resistente a diversas formas de tratamiento habitual de potabilización de aguas y/o pasteurización de leche, y no asociada necesariamente a excretas animales y si humanas por lo que puede asociarse a vertidos no apropiadamente tratados en el medio y como un importante indicador complementario al grupo de bacterias coliformes totales (CT) y termoresistentes (García y Iannacone, 2014; Estepa *et al.*, 2014; WHO, 2017). Esta presencia no se detectó en los muestreos de verano, con bajo caudal estacional en el tramo de río.

Todas las muestras de la RH12 evidenciaron presencia del grupo CT. Representantes de este grupo se encuentran ampliamente difundidos en la naturaleza, en el agua y el suelo siendo habitantes normales del tracto intestinal del humano y los animales de sangre caliente, en especial los coliformes fecales o termotolerantes (CF) los cuales como no pueden multiplicarse en ambientes acuáticos abiertos indican la existencia de contaminación fecal específica (Aurazo de Zumaeta, 2009). Una fracción de las

muestras que evidenciaron conteos de CT por sobre 2,2 NMP/100ml también presentaron CF, y sin un patrón especifico entre estaciones y/o en el espacio. Es decir, en ocasiones algunas lagunas y secciones presentaron niveles diversos de CT y CF en una estación o en otra, en cantidades variables sin una correlación espacial detectable (cuando menos con la intensidad de muestreo propuesta en un solo año de proyecto).

2.3. Clasificación e interpretación de las aguas

2.3.1. Clasificación de aguas por su conductividad. Los valores de conductividad determinados en cursos durante las campañas de 2019 se ubicaron mayormente dentro del rango de valores esperados para cursos naturales de superficie y humedales según las referencias utilizadas en el presente informe (Sanders, 1998, Figura 5.1, en Tomo I; EPA, 1994; 2017; Anexo I, en este Tomo), pudiendo clasificarse como aguas de baja mineralización (Van der Aa, 2003; en Tabla 6.8, Tomo I) y de bajo a moderado riesgo para su utilización en riego (USDA, 1954; CCUC, 1972; Thorne and Peterson, 1954; Ayers and Westcot, 1985; en Tabla 6.9, Tomo I; y en Anexo I, en este Tomo).

Una excepción notable fueron las muestras de BON3x, un curso menor de características torrenciales y de alimentación anual semipermanente, tributario directo del estuario del río Coyle (en el Ea. Coy Inlet), con CE_E entre 5.200 µS/cm (invierno) y 14.600 µS/cm (verano). Estas aguas califican como propias de pantanos o salmueras (Sanders, 1998 en Figura 5.1, Tomo I), con una salinidad asociada claramente elevada que escapa a los rangos de utilidad práctica habituales significando una elevada mineralización (Van der Aa, 2003; en Tabla 6.8, Tomo I), especialmente para irrigación (Tabla 6.9, Tomo I; y en Anexo I, en este Tomo).
Los valores de CE_E medidos en la mayoría de las lagunas escaparon casi completamente a las escalas convencionales de clasificación de aguas de interés agropecuario o bien, en el mejor de los casos, se trata de aguas de alto riesgo de salinización para todas las clasificaciones disponibles (Avellaneda *et al.*, 2004, en Tabla 6.9, Tomo I). Los cuerpos seleccionados como representativos de la RH12 comenzaron su recarga estacional durante los primeros días abril de 2019, tratándose casi todas ellas de régimen temporario. Muchas se encontraron secas al final del verano e incluso hacia el final del invierno de 2019 (presentándose anormalmente seco en la región) algunas como LAG04 aún no habían comenzado a llenarse.

Las CE_E características cubrieron un amplio rango de situaciones, desde poco más de 200 µS/cm (LAG01, LAG12x, POT05) hasta extremos del orden de 10

a 100 mS/cm (LAG03, LAG05, LAG08, LAG10x, LAG11, POT06, entre otros) y hasta 100 a 773 mS/cm (LAG07, LAG09, LAG06x, entre otras). Estos valores no demostraron un patrón geográfico específico, no resultando posible por el momento realizar un agrupamiento por regiones homogéneas. Este espectro permite aplicar a las lagunas todo el rango de clasificaciones posibles basados en sus CE_E, desde dulces hasta salmueras (Sanders, 1998 en Figura 5.1, Tomo I), desde bajas hasta (mayormente) elevada mineralización (Van der Aa, 2003; en Tabla 6.8, Tomo I) y mayormente de nula utilidad para su uso en irrigación (Tabla 6.9, Tomo I).

La dinámica estacional de las lagunas en la región, mayormente de tipo semipermanente, de volúmenes disponibles completamente impredecibles entre años consecutivos no las permite considerar una fuente habitual para su uso en riego, no obstante, los aspectos de inapropiada calidad ya analizados. Sin embargo, representan una importante fuente de bebida animal en extensas regiones como el centro y este de la RH12 en las cuales las fuentes de agua superficial son una limitante severa, en especial dentro de las estaciones secas, desde mediados de primavera y hasta finales del verano. Sin bien suele considerarse que existen amplios límites para la CE_E tolerada por el ganado en diversas normas internacionales (Anexo VIII), los análisis de muestras de la región muestran que una proporción importante de lagunas se encuentran en situaciones de utilidad posible, pero con pérdidas posibles de rendimiento (Tabla 2.4).
Una proporción importante, sin embargo, no obstante, los valores extremos observados, se encuentran dentro de límites de importancia para la bebida y de tal forma representan un recurso valioso para la sustentación de actividades ganaderas en una región sin grandes desarrollos de una red hidrográfica y oferta de agua circulante en ríos y arroyos.

Tabla 2.4. Umbrales de tolerancia del ganado a diferentes valores de Conductividad Eléctrica Específica (CE_E). Adaptado de ANZECC (2000a; 2000b) a partir de funciones de conversión y umbrales propuestos de concentración de Sólidos Totales Disueltos (STD).

GANADO	CE_E (µS/cm)		
	Sin efectos adversos	Ganado con alguna reticencia inicial a aceptar el umbral pero con adaptación sin pérdida de rendimiento	Ganado podría tolerarlo pero comienza la pérdida de rendimiento y problemas de salud y condición animal
Vacuno (carne)	< 5.970	5.970 – 7.463	7.463 – 14.925
Vacuno lechero	< 3.731	3.731 – 5.970	5.970 – 104.478
Ovino	< 7.463	7.463 – 14.925	14.925 – 19.403
Equino	< 5.970	5.970 – 89.552	89.552 – 10.448
Porcino	< 5.970	5.970 – 89.552	89.552 – 11.940
Aves de corral	< 2.985	2.985 – 4.478	4.478 – 5.970

2.3.2. Aptitud para el uso agropecuario: riego. La calidad de un agua para su utilización en irrigación está fuertemente condicionada por la cantidad y tipo de sales disueltas en ella, las cuales en general se presentan en pequeñas, aunque significativas cantidades (Ayers and Wescot, 1985). Incluso su significado final 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.

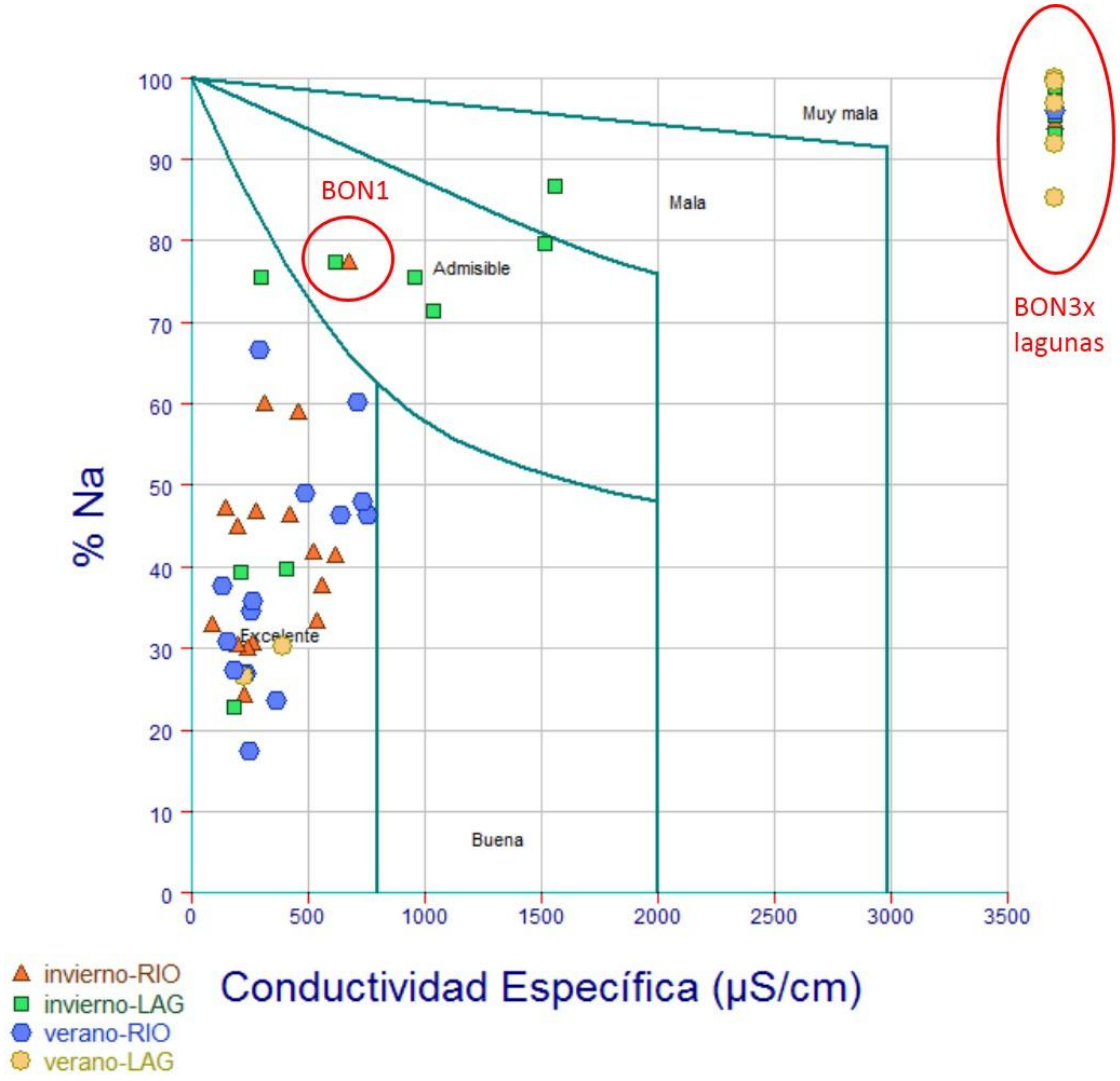

Figura 2.2. Diagrama de Wilcox (1955) con la clasificación de aguas de la RH12 Río Coyle muestreadas en 2019, según la aptitud de uso para la irrigación. En rojo se destacan algunas muestras particulares de ríos, fuera de rango.

Sin tomar en consideración la oferta de agua en lagunas para su utilización en irrigación, las cuales en general se tratan de cuerpos semipermanentes en la región casi sin volúmenes disponibles desde mediados de primavera y hasta el

final del verano, la totalidad de aguas disponibles en cursos de la RH12 puede clasificarse como de excelente calidad para su utilización en riego de acuerdo a los rangos de Wilcox (1955), (Figura 2.2), sin limitaciones específicas debidas al Na^+ presente, aun cuando se trata del catión más importante en términos de concentración entre los mayoritarios en las aguas de la RH12, ni riesgos debido a la concentración salina. Tan solo una muestra de agua presenta una restricción por riesgo sódico durante el invierno, un momento poco relevante para los riegos complementarios (BON1) y si, una muestra completamente excluida por riesgo salino y sódico es BON3x.

En términos de calidad para su uso en riego (complementario y solo durante la temporada de crecimiento) la mayor proporción de aguas de ríos y arroyos en la RH12, según el esquema de Riverside (1954), se ubica entre las categorías C1 (< 250 µS/cm de CE_E) y C2 (< 750 µS/cm de CE_E), (Figura 2.3). La primera mencionada puede utilizarse en el riego de la mayor parte de cultivos de interés y en casi cualquier tipo de suelo, sin que resulte probable que se desarrollen situaciones limitantes debido a la salinidad, que pudieran afectar su rendimiento, y salvo quizás en suelos con impedimentos para el drenaje en los cuales podría requerirse algún tipo de drenaje artificial (Avellaneda *et al.*, 2004). En el caso de la segunda, comienzan a aparecer algunas restricciones para cultivos con alguna sensibilidad específica a las sales y en especial si los suelos en cuestión tuviesen algún impedimento para la infiltración, y en los cuales podría resultar necesaria tanto la combinación del uso de especies tolerantes como la implementación de prácticas de mejora del drenaje de los suelos asociado al riego (Avellaneda *et al.*, 2004).

Se dispone de un interesante estudio regional de suelos para la RH12 que permitiría establecer más apropiadamente si existen restricciones específicas para la aplicación de estas aguas como riego complementario si bien por el momento solo a una escala macro (E1:250.000), realizado por Godagnone y Humano (1990). Los resultados obtenidos en el presente trabajo no permiten suponer que existan impedimentos asociados a riesgos salinos y/o sódicos asociados al agua de ríos, menos aún si se considera que los suelos dominantes se caracterizan por tener buena permeabilidad, incluso en ocasiones algo excesiva (Apartado 1.3, en este Tomo). Esto resulta en una importante consideración a tener presente en relación con las pérdidas en la conducción y aplicación de agua gravitacional para su uso en riego, en especial cuando se implementan tecnologías de baja eficiencia. En este análisis no se han tomado en consideración las lagunas, las que mayormente tienden a disminuir significativamente su oferta de agua durante la estación de crecimiento, en especial cuando resulta de necesidad la complementación del riego de pasturas y/o pastizales naturales en la región para incrementar la producción de biomasa.

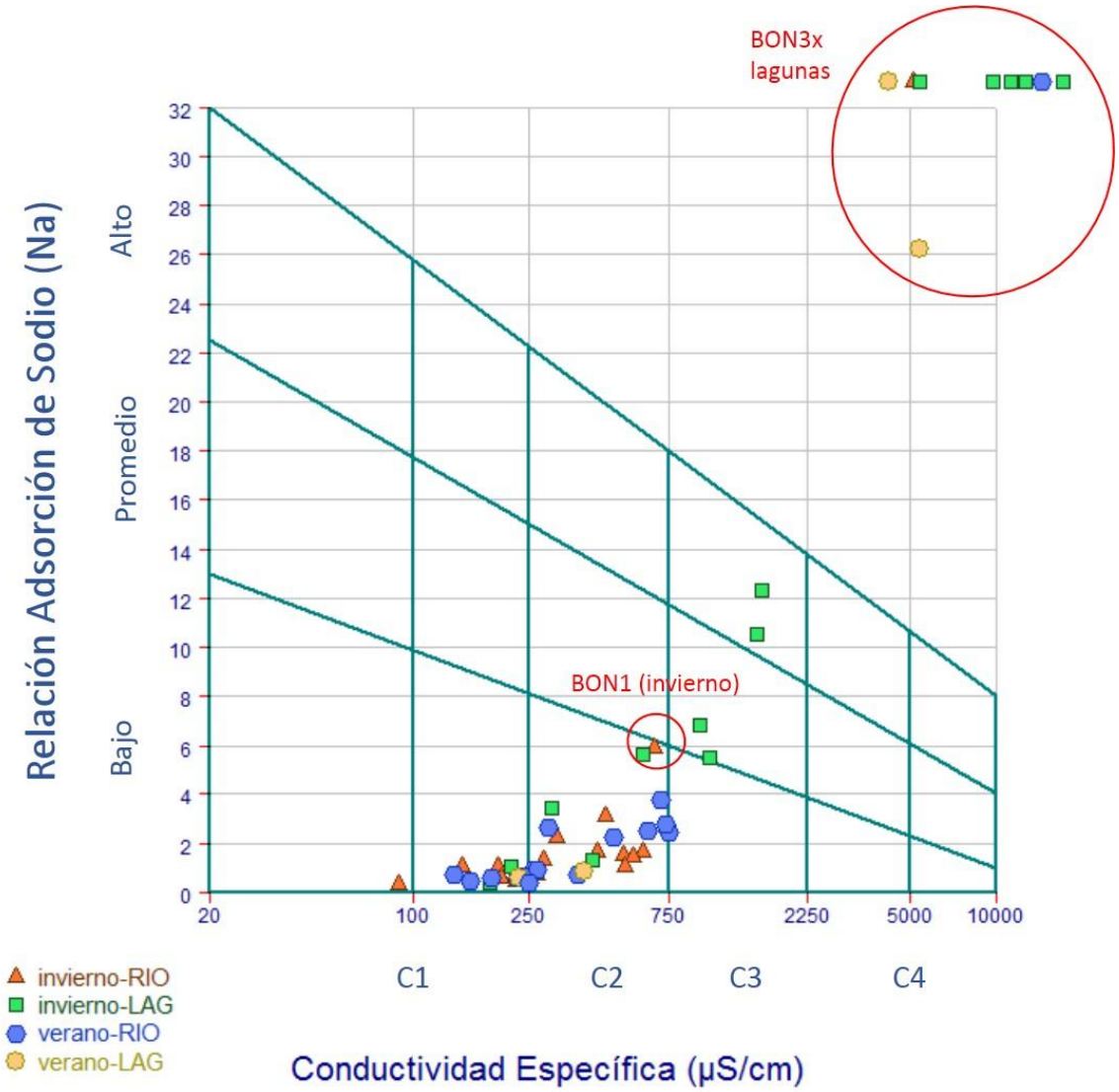

Figura 2.3. Diagrama de Riverside (1954) con la clasificación de aguas de la RH11 Río Vizcachas muestreadas en 2019, según la aptitud de uso para la irrigación. En rojo se destacan algunas muestras particulares de ríos, fuera de rango.

2.3.3. Aptitud para el uso agropecuario: bebida animal. En regiones áridas y semiáridas del mundo, como lo es buena parte del territorio en la Patagonia Austral, el ganado comúnmente se encuentra expuesto a aguas de bebida de pobre o marginal calidad durante buena parte del año o en año redondo, lo que podría condicionar mermas en la producción, inconvenientes en la salud e incluso muerte (Ayers and Westcot, 1985). Existe una importante variabilidad en el comportamiento de diferentes grupos animales a una diversidad de situaciones en las fuentes de agua entre las cuales la fisicoquímica de las aguas, su dinámica de cambio estacional, la edad y condición de salud y vigor

de los animales, las especies animales en cuestión y la calidad y composición de su dieta, entre otras, juegan un importante rol.
Como se analizó en el apartado de clasificación de aguas por su conductividad, todas las aguas de cursos naturales resultaron aptas para la bebida animal, así como una importante proporción en lagunas, aun cuando en éstas se presentan valores de CE_E característicamente elevados. Unas pocas dentro de la RH12 escapan completamente como fuente de abrevado. Esta situación se confirma con las concentraciones de STD para la mayoría de las especies de interés agropecuario como así también con sus respectivos niveles de alcalinidad de $CaCO_3$ en el cual el rango entre 1.000 y 2.500 mg/l comienza a ser una limitante para prácticamente cualquier tipo de ganado (Anexo VIII).

La mayoría de las aguas en la región, procedente de cursos naturales, pueden clasificarse a partir de los valores guía utilizados y para los parámetros físicos y químicos analizados en el presente proyecto (Anexo VIII) como de buena a excelente calidad, aceptable para el abrevado de la mayoría de los ganados considerados sin elementos que representen toxicidad específica si bien en general tratándose de aguas de baja y moderada mineralización, como se explicó previamente. Algunos parámetros como el pH y los STD se presentaron en ocasiones en el umbral de aguas consideradas como pobres por las referencias disponibles, en el segundo parámetro mencionado especialmente limitante para aves de corral, particularmente. Una excepción a estas bondades la presentó un curso corto y torrencial, de representatividad en franja costera (BON3x), que presenta varias limitantes para el abrevado animal.

Entre las lagunas se presenta una diversidad de situaciones dentro de la RH12. Mayormente en la región centro-norte y noreste, diversos parámetros escapan a umbrales recomendables para uso en el abrevado de animales, según los límites y reacciones analizados en el Anexo VIII. No obstante, ello existe una diversidad de aguadas que cumplen con buenas condiciones y, en especial en amplias regiones sin un buen desarrollo de la red hidrográfica del río Coyle, éstas resultan esenciales para el mantenimiento de una ganadería, cuando menos en momentos en los cuales se presenta producción de agua.

2.3.4. Condiciones hidroquímicas (Piper). Los mayores constituyentes químicos en los sistemas acuáticos consisten en los iones Ca^+, Mg^+, Na^+, K^+, HCO_3^-, $CO_3^=$, $SO_4^=$ y Cl^-. Las proporciones de éstos en disolución proveen la base para la clasificación de los tipos de aguas así como para su comparación y vinculación a ambientes específicos (Piper, 1944; Hem, 1985; Dissanayake and Weerasooriya, 1985). Sodio y Potasio resultan los cationes dominantes en las lagunas (principalmente el primero mencionado) y luego, Sodio y Calcio en ríos. Entre los cationes, el Cloruro domina claramente en las lagunas al igual que en el verano en ríos y arroyos, mientras el Bicarbonato en el invierno. Los restantes cationes mayoritarios se mantienen en proporciones promedio

similares, mientras en el caso de las lagunas el carbonato segunda al Cl^-. Así, las facies dominantes entre las aguas de la RH12 resultaron ser principalmente carbonatadas cálcicas y/o magnésicas en ríos durante finales del verano, sin grandes cambios durante la situación de invierno, si bien en este caso, algunas muestras resultaron carbonatadas sódicas y potásicas (Figura 2.5). Las lagunas distribuyen sus aguas en un amplio espectro de facies si bien durante finales del verano, con una menor oferta de volumen disponible antes de desaparecer, tienden a manifestarse como Cloruradas sódicas, incluso hipercloruradas.

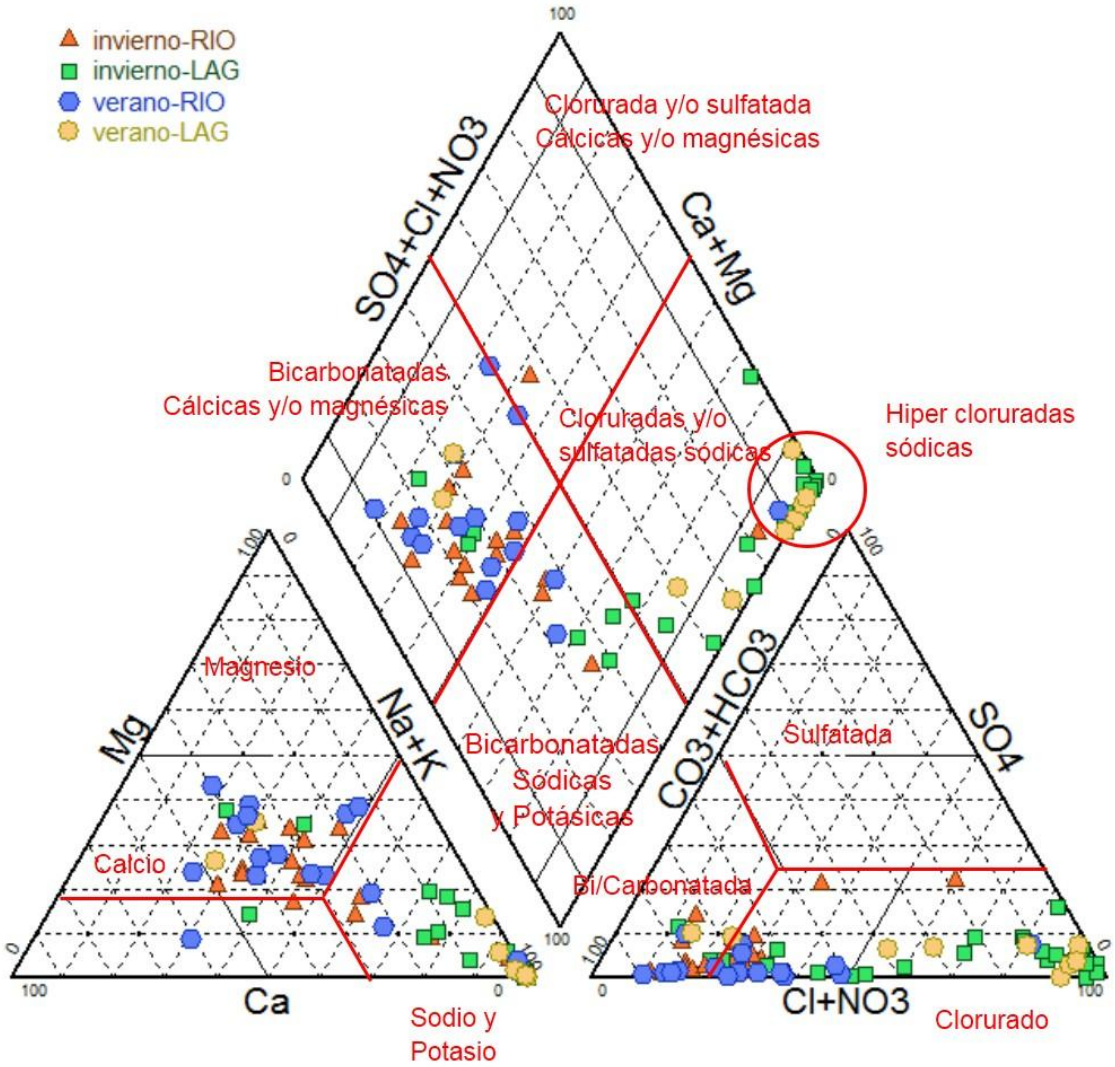

Figura 2.5. Clasificación de las aguas superficiales de la RH12 río Coyle durante 2019, según el esquema de Piper

2.3.5. Clasificación según dureza de $CaCO_3$. Los umbrales de clasificación de aguas según la dureza de $CaCO_3$ son un tanto arbitrarios y dependen de los objetivos del estándar que los establece (McCutcheon *et al.* 1993). McGowan (2000), EPA (1994) y WHO (2011) proponen cuatro categorías para la

clasificación de aguas según su dureza en rangos múltiplos de 60 mg/l, mientras el American Health Public Association (2017) lo hace en múltiplos de 50 mg/l para igual cantidad y denominación de rangos (Tabla 2.4), ligeramente parecidos a USEPA (1976), (Tabla 6.10, Tomo I). Estos umbrales pueden verse sensiblemente modificados en aguas destinadas a consumo humano dado que la aceptabilidad estética puede jugar un importante rol independientemente de su significado químico (Wurts, 1993). Las aguas de los cursos en la RH12 tienden a ser predominantemente duras y moderadamente duras y solo unas pocas manifestaron propiedades de extremos blandas o muy duras. Entre todas, pocas se mantuvieron siempre dentro de una misma categoría en diferentes estaciones (Tabla 2.4).

Tabla 2.4. Clasificación de las aguas de ríos y arroyos de la RH12 durante las campañas de invierno y verano según su dureza promedio de $CaCO_3$, expresada en mg/l. [a] según propuesta de McGowan (2000), EPA (1994) y WHO (2011); [b] según propuesta de American Health Public Association (2017). (v)= verano; (i)= invierno.

RANGO [a]	TIPO [a]	MUESTRAS	RANGO [b]	TIPO [b]
< 60	Blandas	BON2; PSUP (v); CSTS (i)	< 50	Blandas
		MAGSx; CHSL (i)	50–150	Moderadamente duras
60–120	Moderadamente duras	PSUP (i); PHIG; PINF; FCY1 (i); COYU; CHMG; CHMG2 (i); CRUB (i); CSHL (i); BON1 (i)		
120–180	Duras	BON3x (i); COYD (i); CRUB (i); PKE2 (i); POT21 (i); FCY1 (v)		
		BON1 (v); COYD (v); CYNI (i); CYNS (i)	150–300	Duras
>180	Muy duras	CYNI (v); CYNS (v); PKE2 (v)		
		BON3x (v)	>300	Muy duras

La dureza de $CaCO_3$ consiste en un buen indicador de la calidad del hábitat para la vida acuática en aguas naturales, en particular las formas de Ca^{2+} y Mg^{2+} entre otras posibles (Svobodova *et al.*, 1993; Wurts, 1993). Valores bajos de dureza significan una escasa presencia de Ca^{2+} y, en consecuencia, ambientes poco deseables para algunas formas de vida como los salmónidos, no obstante, lo cual también se trata de situaciones en las cuales puede neutralizarse la toxicidad de ciertos metales pesados (Svobodova *et al.*, 1993; Riethmuller *et al.*, 2000; Kidd, 2011). En el otro extremo, valores elevados de dureza no necesariamente se asocian a su mayor concentración sino también a presencias significativas de Mg^{2+} (Svobodova *et al.*, 1993; Wurts, 1993).

Wurts (1993) cita un rango de referencia de entre 63 – 250 mg/l de dureza de $CaCO_3$ para peces, sin discriminar géneros o especies, no obstante, lo cual fuentes alternativas de ingesta de Ca^{2+} permitirían superar el impacto de bajos valores de dureza. En el caso de salmónidos el rango deseable se ubica ente 100 – 250 mg/l de $CaCO_3$. Este umbral fue superado en el verano por algunas secciones del río Coyle, de importancia para la pesquería de salmónidos en CYNI, CYNS y PKE2, en el tramo medio del Brazo Norte del río (Tabla 2.4). Por el momento no se dispone de valores límite para concentraciones en este parámetro en aguas naturales si bien los valores analizados durante 2019 se encuentran dentro de las referencias disponibles (Anexo I).

2.3.6. Clasificación según alcalinidad de $CaCO_3$. 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). En particular el rango de concentraciones de 40–100 mg/l resulta el más interesante para los salmónidos (Wurts, 1993). Tan solo 2 secciones de cursos presentaron alcalinidades de $CaCO_3$ por debajo del umbral deseado, en la categoría de aguas pobremente amortiguadas, desde un punto de vista ambiental: CSTS2 (Cañadón Los Vascos) y POT21 (Arroyo Las Casas, sobre la costa del mar), (Tabla 2.5). La mayor proporción de las aguas de ríos se encuentra dentro del rango de las aguas moderadamente amortiguadas con una alcalinidad medio-baja de 41 a 100 mg/l de $CaCO_3$, entre los valores propuestos por Wurts (1983), en especial secciones de interés para las pesquerías de salmónidos como todo del recorrido del Brazo Sur del río Coyle y sus tributarios más importantes como el arroyo Magán, cañadón Corpie Aike, incluso el Pelque superior, en las nacientes del Brazo Norte del río Coyle. En estos rangos, esta clasificación es coincidente con la propuesta por American Health Public Association (2017).

Tabla 2.5. Clasificación de aguas de la RH11 según su alcalinidad de $CaCO_3$. Adaptado de EPA (1986), OECD (2007), Weiner (2008). (v)= verano; (i)= invierno.

Concentración en mg/l	Capacidad amortiguadora	TIPO	MUESTRAS
< 20 – 25	Pobremente amortiguadas	Baja	CSTS2; POT21
25 – 41	Moderadamente amortiguadas		
41 – 100		Media – baja	BON2; CHMG; CHMG2; CSHL; FCY1; PSUP; PINF (v); MAGSx (v); COYU (v)
100 – 150	Muy amortiguadas	Media – alta	CRUB; MAGSx (i); PHIG; PINF (i)
> 250		Alta	BON1; BON3x; COYD; COYU (i); CYNI; CYNS; PKE2

Otros cursos, también reconocidos históricamente de interés para las pesquerías en la región resultaron en alcalinidades medio – altas, muy amortiguadas, con concentraciones de CaCO3 por encima de los 100 mg/l como CRUB, PHIG, PINF y MAGSx en invierno, entre otros.
La alcalinidad de $CaCO_3$ consiste en un importante sistema de amortiguación de las aguas dulces como así también desempeña un rol esencial en la productividad de cursos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de carbono para la vegetación acuática, como así también en la capacidad para formar complejos que neutralizan la toxicidad de algunos metales (Morgan *et al.*, 2005; Weiner, 2008). Su concentración en un momento dado puede deberse a distintas sustancias presentes en el agua, si bien una de las fuentes más comunes como es el caso de las lagunas en la RH12, son los bicarbonatos y carbonatos procedentes de la disolución del CO_2 atmosférico o de la intemperización de rocas (Rounds, 2006).

Aguas naturales con alcalinidades muy bajas se tornan muy sensibles a la contaminación ya que no disponen de la capacidad para oponerse a las modificaciones que generarían disminuciones drásticas del pH (Chapman and Kimstach, 1996). En ningún caso en la RH12 se observaron valores que bajen del umbral mínimo citado por EPA (1994; 2017), (Anexo I).
Con la excepción de LAG01, laguna Esperanza ubicada entre los Ea. Laguna Esperanza y El Relicho, en las Fuentes del Coyle (Brazo Sur), todas las analizadas en la RH12 se clasificaron como muy amortiguadas y de muy alta alcalinidad, de acuerdo a las referencias propuestas.

2.3.7. Aptitud para el consumo humano. No se consideró en el análisis la eventual aptitud de consumo del agua de lagunas en la región, las cuales mayormente presentan parámetros que exceden en sus concentraciones múltiples requerimientos entre los establecidos en la normativa en vigencia en el país (Anexo II). Las aguas de cursos, salvo unas acotadas excepciones en cursos de carácter torrencial (y por tanto con escasos días al año con agua circulante) en general resultaron aptas para el consumo considerando su tratamiento previo para controlar la elevada presencia de bacterias coliformes y termoresistentes, así como el contenido de sólidos disueltos y en suspensión, únicos parámetros fuera de los rangos establecidos por ANMAT (2017) en la gran mayoría de las muestras analizadas. También es preciso mencionar la posible contaminación fecal (potencialmente) humana en el tramo final del Brazo Norte del río Coyle en que se detectó presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en la muestra de invierno. Según el Cap.XII de ANMAT (2017) su presencia debería ser nula en 100 ml de muestra de agua para considerarla apta para consumo. El flúor resultó un ion deficitario en todas las muestras de ríos analizadas y en ningún caso se presentó toxicidad por éste o algún elemento particular.

Es importante tomar en consideración que para una calificación definitiva de las aguas respecto a esta aptitud resulta necesario profundizar en parámetros no analizados en el presente proyecto, aunque establecidos en el capítulo XII de ANMAT (2017) y asegurar una continuidad temporal de los monitoreos. El presente proyecto solo aporta resultados exploratorios de calidad para esta aptitud.

2.3.8. Calidad ambiental. La RH12 no presenta una intensidad tal de ocupación y uso en la actualidad que condicione impactos (por el momento) significativos en términos de la calidad de las aguas analizadas y con los parámetros seleccionados para su caracterización ambiental. Sí es posible distinguir los impactos asociados a la actividad ganadera, en especial la presencia de bacterias del grupo coliformes en altas concentraciones, entre aquellas asociadas a la actividad humana. Es posible que en términos puntuales y a una mayor escala de detalle, en especial asociado a los poblamientos humanos (escasos, dispersos y de baja densidad por el momento) dentro de la región, pudieran detectarse otros impactos en la calidad de las aguas superficiales no detectables a la escala propuesta en el presente proyecto, como por ejemplo todas las contaminaciones asociadas a vertidos sólidos o líquidos. Sin embargo, tal comprobación excede los objetivos del presente proyecto, careciéndose por el momento de antecedentes suficientes de otras iniciativas que permitan aclarar esta situación ambiental.

Tomando como referencia algunos estándares y valores guía internacionales resulta que las aguas de superficie de la región tienden a ubicarse dentro de los rangos habituales en cursos naturales sin contaminación del mundo y tan solo las lagunas evidenciaron situaciones extremas que escapan a las referencias disponibles. En este caso, en ninguna de las situaciones analizadas se detectó que la fuente de los impactos fuera antrópica y solo resultarían la consecuencia del medio natural en que se encuentran. Puede considerarse con esto que las aguas analizadas no presentan, salvo las contaminaciones microbianas mencionadas, restricciones o impactos ambientales de consideración. Es importante destacar que, en el caso de algunos metales pesados, los umbrales de detección propuestos (todos ellos acorde a la normativa vigente en la región) se encuentran en algunos casos por sobre umbrales de referencia en normas internacionales como el caso de los metales Zn, Cu, Cr, Hg, Ag, Pb y Se, entre los que no se ha podido establecer apropiadamente en el presente proyecto si se encuentran concentraciones significativas dentro o fuera de estas referencias.

En el caso de las lagunas y unos pocos cursos, solo durante el verano, se observó una concentración de OD ligeramente baja según las referencias disponibles (Tabla 2.6) sin embargo la situación es de esperarse en el

momento más cálido del año y en cuerpos próximos al secamiento completo al final de la estación seca. Sin embargo y salvo en unos pocos cuerpos de agua, en ningún momento se registraron concentraciones de OD por debajo de 8,0 mg/l durante los momentos de muestreo del presente proyecto.

Tabla 2.6. Clasificación de calidades de aguas naturales según su contenido de oxígeno disuelto. Tomado de Weiner (2008).

CATEGORIAS	CONCENTRACION OD (mg/l)
Buena	> 8,0
Ligeramente contaminada	6,5 – 8,0
Moderadamente contaminada	4,5 – 6,5
Altamente contaminada	4,0 – 4,5
Severamente contaminada	< 4,0

2.3.9. Clasificación de las aguas por la carga de sedimentos suspendidos. Los sedimentos en suspensión (así como los sedimentos de fondo no consolidados) ocurren habitualmente en las aguas naturales y, dentro de ciertos límites son esenciales para el cumplimiento de algunas funciones ecológicas en cuerpos y cursos de agua, si bien en excesos también pueden convertirse en una fuente de contaminación e impacto negativo en estos ambientes desde múltiples puntos de vista, tanto se trate de fuentes naturales o antrópicas (Caux *et al.*, 1997; EPA, 2003). Diversos autores sugieren rangos específicos de referencia de concentraciones de sólidos en suspensión como umbrales de significancia en términos de calidad de las aguas naturales para diferentes actividades (US EPA, 1972; Alabaster and Lloyd, 1982; Caux *et al.,* 1997).

En el caso de las afectaciones estéticas de las concentraciones de STD, éstas se apoyan en valoraciones subjetivas y por lo tanto sujetas a la percepción del público. Así, dado que la turbidez y opacidad se asocian con lo “sucio”, la claridad, asociada con lo “puro”, es el objetivo central del manejo de aguas destinadas a usos recreacionales y estéticos (Caux *et al*., 1997). En la RH12 ninguna muestra cayó dentro del rango de buena calidad estética (<80 mg/l) según los criterios analizados por Caux *et al.* (1997).

En términos de vida acuática se presenta un mayor grado de detalle en rangos de afectación posible a considerar para diferentes concentraciones de STD, debido a la mayor diversidad de riesgos posibles para las diferentes formas de vida presentes. Los impactos provocados por los sedimentos en suspensión son diversos, si bien mayormente asociados a los inconvenientes físicos que ocasionan al depositarse en el lecho impidiendo el desarrollo de plantas y microorganismos de fondo y repercutiendo negativamente así en la

productividad y alimentación de las cadenas tróficas, en la calidad de microambientes necesarios para la deposición de huevos de peces e incluso a nivel fisiológico e histológico (Caux *et al.*, 1997). Alabaster and Lloyd (1982) proponen la siguiente referencia, aplicada ampliamente: (a) <25 mg/l de SST representan un alto grado de protección del medio acuático, sin riesgo para la vida acuática; (b) 25–80 mg/l representan un riesgo creciente desde despreciable a moderado, en el cual el límite superior puede comenzar a significar un impacto en la productividad del medio y repercutir de tal modo en una pesquería; (c) 80–400 mg/l representan un rango creciente de importantes limitaciones para el desarrollo de vida acuática y pesquerías asociadas; (d) llegando a impedirlas casi por completo en concentraciones > de 400 mg/l. En casi todos los casos analizados, con la sola excepción de unas pocas lagunas como LAG04, LAG09, LAG12, LAG12x, POT02 y POT04, las aguas de la RH12 evidenciaron concentraciones de SST dentro del rango 0–25 mg/l, pudiendo clasificarlas como de muy buena calidad o “claras” (Caux *et al.*, 1997; Canadian Council of Ministers of the Environment, 2002).

Una de las clasificaciones más importantes de aguas naturales, basadas en la presencia de sedimentos se basa en los umbrales de referencia de STD para el consumo humano. Entre los umbrales recomendados se consideran aguas excelentes a aquellas con hasta un máximo de entre 100-300 mg/l de STD, aguas buenas entre 300-600 mg/, aguas tolerables de hasta 500-600 mg/l (EPA 1992, WHO 1996). En el caso de bebida animal y para la propia subsistencia de peces (dependiendo de la tolerancia específica de las diferentes especies), estos umbrales de tolerancia pueden alcanzar los 1.000 mg/l o aún más, si bien en este último grupo animal podrían representarse riesgos aún en concentraciones menores de STD dependiendo de la sustancia disuelta y el grado de afectación sobre su alimento (EPA 2003, Weber Scanell and Duffy 2007; Bilotta and Brazier, 2008). La totalidad de las aguas procedentes de los cursos naturales de la RH12 en ambas campañas se ubicaron por debajo del umbral de los 300 mg/l.

2.4. Química de sedimentos

La concentración de elementos químicos adsorbidos en los sedimentos de fondos de ríos, cuerpos de agua y arroyos afectan la calidad de vida de los organismos que tienen al sustrato como hábitat sea por encontrarse en contacto o por alimentarse de él. Estos elementos, transportados por el agua y precipitados en algún momento, pueden reincorporarse a la columna de agua dependiendo de la variación de algunos parámetros que determinan las condiciones ambientales como la concentración de oxígeno disuelto, el pH o la temperatura, incluso la velocidad y capacidad de carga de la corriente, o la turbulencia generada por el viento sobre cuerpos de agua someros y poco

profundos. Los impactos posibles pueden ser tanto negativos, cuando se trata de contaminantes como positivos cuando se trata de nutrientes (Ongley, 1996). Las características fisicoquímicas de los sedimentos dependen mayormente de la geología regional a escala de cuenca o región hidrográfica y del tipo y magnitud de los procesos erosivos presentes que condicionan la generación, transporte y deposición de minerales en los cursos y cuerpos de agua. El segundo gran factor condicionante son las actividades socioeconómicas en particular aquellas asociadas a la producción de contaminantes, así como las urbanizaciones (ANZECC, 2000b).

La información sobre la producción en cantidad y calidad de sedimentos transportados resulta de fundamental importancia para la planificación y la gestión integrada de los recursos hídricos a escala de cuenca dado que, entre una multiplicidad de aspectos, a) condiciona el riesgo de inundaciones y la gestión de su defensa, b) informa sobre el tipo, intensidad e impactos de actividades agresivas como las agropecuarias, mineras, industriales y forestales aguas arriba, c) impacta en la navegación, d) impacta en la calidad del ambiente para la recreación, e) impacta en la calidad del agua para su uso y consumo, f) puede afectar la geomorfología fluvial, y g) puede afectar infraestructuras asociadas como puentes y tomas de agua. El apropiado conocimiento de la producción y calidad de sedimentos producidos en una región representa una valiosa herramienta de gestión del territorio, si bien paradójicamente se trata de un recurso escasamente conocido y menos aún legislado, especialmente en Argentina.

En términos de calidad, las bases de conocimiento para el establecimiento de límites de concentración admisibles, son aún en la actualidad materia de debate dado que para una gran cantidad de compuestos el solo conocimiento de su potencial toxicidad para la vida acuática analizada en laboratorio no siempre asegura una buena correlación con su biodisponibilidad y comportamiento en condiciones naturales complejas (Bass *et al.*, 2008). Así, los umbrales propuestos en guías de referencia ambiental no representan necesariamente valores absolutos sino límites que permitirían justificar la necesidad o no de estudios de mayor detalle en caso de ser requeridos para decisiones específicas. Para ambientes acuáticos considerados de gran valor de conservación o particularmente vulnerables a ciertas contaminaciones, estas guías representan un principio de precaución (ANZECC 2000b) de utilidad para administradores de recursos naturales.

Dentro de los alcances del presente trabajo, y de igual forma a lo documentado en el caso de la RH11 Vizcachas, debido al tamaño muestral y falta de repeticiones en el tiempo, no se pudo encontrar ninguna correlación de relevancia entre las concentraciones de los diferentes iones mayoritarios, minoritarios y traza cuantificados en el sedimento y el gradiente geográfico a lo

largo del recorrido de los diferentes cursos desde sus orígenes respectivos y hasta las desembocaduras o confluencias o bien entre lagunas y los sustratos en que se encuentran. Tampoco así entre las concentraciones observadas en sedimentos y la situación promedio en las aguas al momento de muestrearlas.
El Cadmio (Cd), el Mercurio (Hg), el Selenio (Se) y la Plata (Ag) no presentaron concentraciones por sobre el umbral de detección mínimo propuesto en ninguna muestra de la región (Tabla 2.7). Tampoco se encontraron TPH por sobre el umbral de detección en < 20,0 mg/kg.

Tabla 2.7. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio (ver Tomo I) para los diferentes metales e hidrocarburos analizados en muestras de sedimentos en el presente proyecto en cursos y lagunas.

PARÁMETRO	UNIDAD	UMBRAL
Arsénico (As)	mg/kg	0,4
Bario (Ba)	mg/kg	2,0
Cadmio (Cd)	mg/kg	1,0
Cinc (Zn)	mg/kg	2,0
Cobre (Cu)	mg/kg	2,0
Cromo (Cr)	mg/kg	10,0
Hidrocarburos Totales (TPH)	mg/kg	20,0
Mercurio (Hg)	mg/kg	0,2
Níquel (Ni)	mg/kg	1,0
Plata (Ag)	mg/kg	2,0
Plomo (Pb)	mg/kg	10,0
Selenio (Se)	mg/kg	0,8

El Arsénico (As) se encuentra presente en todos los sedimentos analizados en la RH12 durante el año 2019. Con concentraciones promedio de 1,7 mg/kg (±1,1 mg/kg) en lagunas y 1,5 mg/kg (±0,7 mg/kg) en cursos para ambas estaciones, todos los valores se encontraron por debajo de los valores guía internacionales utilizados como referencia en el presente trabajo (Anexo V). De igual forma que con otros elementos, no se detectó un patrón específico de distribución espacial de estas concentraciones en la región. Los datos disponibles aún son escasos para arriesgar tal análisis. Los valores más elevados observados (siempre por debajo de los valores-guía) se encontraron en sitios alejados entre sí, como LAG05 en el extremo sureste de la RH12 (3,10 mg/kg) y LAG07 en el centro – noreste (3,91 mg/kg), entre las lagunas; BON1, en el centro – oeste (3,76 mg/kg) y PHIG, en el extremo oeste (2,76 mg/kg) entre los cursos superficiales.

No se dispone por el momento de una referencia aplicable a concentraciones de Bario (Ba) en sedimentos de fondo de cursos de agua (Anexo V), con la única excepción al umbral de referencia citado en la Ley Nacional No.24.051 de

Residuos Peligrosos para aguas, de 1 mg/l (Anexo V). En la RH12 se trata del metal pesado más abundante entre los evaluados en el presente proyecto, con concentraciones elevadas en sedimentos, de igual forma que en la RH11. En las lagunas su concentración es ligeramente mayor a los ríos con 209,1 mg/kg (±47,0 mg/kg) en el primer caso versus 151,1 mg/kg (±40,1 mg/kg), en el segundo. La variabilidad de ambas situaciones no permite una separación clara entre ambas, con la reducida muestra disponible por el momento. En ningún caso se observó ausencia de Ba, con el umbral propuesto de detección. Las formas químicas solubles del Ba no duran mucho en el ambiente tendiendo rápidamente a formar formas químicas insolubles de carbonato y sulfato y precipitar (ATSDR, 2019; Fischer and Pulchet, 1978; CDC, 2017). Ambos elementos se encuentran presentes en importantes concentraciones tanto en agua como en sedimentos.
En particular el carbonato se encontró en altas concentraciones en el sedimento de lagunas (completamente ausente, dentro de los umbrales de detección seleccionados, en sedimento de ríos muestreados), con un promedio de 10.548 mg/kg si bien con una gran variabilidad espacial. Ésta se observó entre la práctica ausencia (concentraciones de < 1,0 mg/kg como en LAG01, LAG05 y LAG12x) y hasta valores extremos de 43.496 mg/kg (LAG06). En ningún caso se ha podido establecer un patrón espacial específico de distribución de estas concentraciones en la RH12. El ion sulfato también se presentó en todas las muestras de sedimentos de la región y con una gran variabilidad y heterogeneidad espacial, sin un patrón evidente, desde valores bajos como < de 30 mg/kg (PSUP, BON2 y PHIG entre los cursos y LAG01 entre las lagunas), hasta extremos de entre 1.500 y 2.000 mg/kg (BON3x entre los cursos y LAG04 y LAG09 entre los cuerpos) e incluso el registro más elevado de 15 g/kg en LAG07.

El Cinc (Zn) se presentó en todas las muestras de sedimentos de la región, con concentraciones promedio bastante próximas entre lagunas (30,6 ± 17,6 mg/kg) y cursos superficiales (40,6 ± 9,0 mg/kg). En estos promedios se excluyó el registro extremo observado en la región en BON1, con 267,1 mg/kg la única situación en que se superaron los umbrales guía de buena calidad establecidos por CCME y ANZECC si bien sin superarse los umbrales considerados como inicio de riesgos de toxicidad (Anexo V).

En 3 de las 9 lagunas analizadas en la RH12 durante 2019 se presentaron concentraciones de Cromo (Cr) en sus sedimentos, por sobre el umbral mínimo de detección en <10,0 mg/kg. LAG12 y LAG12x, ubicadas en la región alta del arroyo el Italiano (Ea. El Tero), con 29,3 y 32,9 mg/kg respectivamente y LAG05, ubicada sobre la costa en el Ea. Los Pozos con 12,3 mg/kg, resultaron las únicas, todas ellas por debajo de valores guía de referencia por toxicidad posible (Anexo V). En el caso de ríos, 9 de 16 muestras evidenciaron también

su presencia, aunque en concentraciones aún menores, del orden de 24,8 ± 3,6 mg/kg.

No se detectó presencia de Plomo (Pb) en lagunas de la RH12, por sobre el umbral de detección de 10,0 mg/kg. En 11 de 16 muestras procedentes de secciones de ríos se presentaron concentraciones entre 12,7 y 15,4 mg/kg sin un patrón correlacionable con la ubicación geográfica de estos sitios dentro de la red hidrográfica regional. Se lo detectó en el río Coyle unificado, aguas debajo de la confluencia de sus tributarios mayores (COYU con 14,1 mg/kg), en la región central (CYNS y BON1, con 12,7 mg/kg) y en la zona alta de la RH (PIG con 15,4 mg/kg. En todos los casos, no obstante, por debajo de los niveles guía disponibles para cursos y cuerpos naturales (Anexo V).

Cobre (Cu) y Níquel (Ni) se presentaron en concentraciones similares y en la casi totalidad de muestras de sedimentos de la región con la única excepción de LAG09 para el Ni. En el primer elemento mencionado ninguna muestra superó los valores guías establecidos por las referencias internacionales utilizadas (Anexo V), en general con una concentración promedio de 12,7 ± 6,9 mg/kg para lagunas y 14,0 ± 6,9 mg/kg para ríos. Los valores absolutos analizados en muestras individuales tampoco superaron estos valores – guía. En el caso del Ni, si bien en la gran mayoría de situaciones se cumple similares condiciones explicadas para el Cu, en 3 muestras se superaron los umbrales de referencia para valores máximos admisibles en cursos naturales según ANZECC (Anexo V) con concentraciones < 21,0 en LAG12 y LAG12x (lagunas) y PHIG y PSUP (cursos), todos ubicados en el extremo oeste de RH12. En el caso de LAG12x y PHIG, incluso superando umbrales de toxicidad establecidos por esta norma en concentraciones máximas de 52,0 mg/kg.
Salvando las excepciones detalladas, las concentraciones promedio de Ni en lagunas resultó del orden de 18,9 ± 19,3 mg/kg (cv%= 102,1) mientras que en cursos fue de 17,7 ± 15,3 mg/kg (cv%= 86,3).

3. CONCLUSIONES

- Los diferentes muestreos propuestos en el presente proyecto se realizaron temporalmente en momentos representativos de los hidrogramas estacionales para los cursos principales de la región hidrográfica del río Coyle, como el Pelque, Brazos Norte y Sur del Coyle y el propio río Coyle unificado. Hacia finales del verano una importante cantidad de lagunas se encontró sin agua, lo cual invalidó la posibilidad de muestreo, pero la situación se encontró dentro de lo esperado para el final de la estación seca. En el caso de los ríos, éstos comenzaron su llenado durante el final del verano, pero aún con bajos caudales que permitieron realizar los muestreos y considerar sus análisis como representativos de la estación. El invierno, sin embargo, se presentó anormalmente seco, sin producción de nieve y con muy poca producción de agua de superficie hacia su final y comienzo de la primavera, comportamiento propio de un año típicamente seco. Esta situación debe tenerse presente durante la interpretación de resultados y conclusiones y podría requerir de una repetición de muestreos en un segundo año de proyecto.
- Junto con la región del río Vizcachas (RH11), la vasta extensión del río Coyle (RH12) se encuentra entre los territorios menos estudiados en términos de recursos naturales de superficie de la provincia de Santa Cruz, en especial uno de los más críticos como el agua, y paradójicamente, tratándose de una de las regiones con mayor potencialidad y presión de uso actual para el desarrollo del sector agropecuario. Éste ha sido históricamente el uso socioeconómico predominante de la tierra en la región. En años recientes la frontera de exploración y explotación de hidrocarburos (gas y petróleo) ha aparecido como una alternativa que permite tanto la diversificación de la producción regional como también la aparición de nuevos riesgos ambientales para recursos como el agua, los ambientes fluviales asociados y los servicios ecosistémicos que el conjunto provee.
- La falta de conocimiento actual sobre la dinámica del agua en superficie y subsuperficie en la región, tanto pasada reciente como actual, representa un importante desafío para la toma de decisiones respecto de la forma más conveniente de gestión, tanto pública como privada (manejo, uso y conservación). No se dispone de suficiente información de acceso público sobre la presión de uso sobre el recurso (obras hidráulicas de toma y conducción existentes, abandonadas y/o proyectadas por los superficiarios en el corto plazo) como así tampoco sobre la demanda potencial de recurso, actual y/o futuro, para sustentar las actividades socioeconómicas reconocidas en la región como las producciones

agropecuarias y, más recientemente y en expansión, las hidrocarburíferas o la pesca recreativa. Tampoco se dispone de información sobre bienes y servicios ecosistémicos asociados a los ambientes fluviales que brinda la región. El conjunto descripto supone una importante vulnerabilidad del agua de superficie y de los ambientes asociados, para la cual pocas herramientas de gestión se disponen en la actualidad para administrarlo apropiadamente. Esta situación de desconocimiento actual no resulta compatible con la posibilidad de plantear un plan hídrico en la región, orientado al uso y conservación.

- No puede descartarse la existencia de un cambio en el hidroclima regional que pueda significar una menor producción futura de escurrimientos de superficie si bien por el momento este fenómeno no ha sido apropiadamente estudiado. Las tendencias en años recientes, monitoreada en ríos de regiones hidrográficas vecinas, muestran una caída en la producción anual de escurrimientos y un ligero cambio en los patrones de distribución estacionales que pueden impactar en el futuro cercano tanto en la disponibilidad de agua para fines productivos como para el sostenimiento de los bienes y servicios ecosistémicos que provee a la región.
- No se dispone de estaciones hidrométricas, sedimentométricas ni meteorológicas (estandarizadas) en la RH12. Esta situación no permite asegurar una mínima provisión de datos sobre precipitaciones, ni escurrimientos, ni producción de sedimentos en una de las regiones más extensas y más productivas de la provincia. Esta situación representa una constante fuente de incertidumbre para la toma de decisiones de gestión y no permite una adecuada intervención para solucionar situaciones conocidas (aunque no apropiadamente documentadas hasta el presente) de conflictos por el acceso al agua entre superficiarios.
- La dinámica de la oferta natural de aguas de superficie en la RH12, en calidad y cantidad, así como las aguas subsuperficiales y subterráneas, aún requieren de mayor estudio y monitoreo para asegurar su apropiado conocimiento, base fundamental para asegurar la mejor gestión posible, tanto en lo concerniente a uso como conservación. Esta situación, en un contexto de cambio climático con eventuales impactos negativos para la región resulta importante tanto para asegurar una planificación integral del recurso hídrico, como también para desarrollar la organización de superficiarios en la figura de consorcios de regantes, todos aspectos contemplados en la normativa vigente, y cuyo fin a fin de lograr un equilibrio en el acceso al recurso y facilitar su administración.
- Las aguas de los ríos de la región tienen un buen potencial de aprovechamiento en términos de su aptitud para el riego, casi sin restricciones para utilizarse en prácticamente cualquier tipo de cultivo en casi cualquiera de los suelos que posean aptitudes dentro de la región,

sin que resulte probable el desarrollo de condiciones de salinidad y/o sodicidad que afecten su rendimiento promedio. En el caso de arroyos menores como BON3x, en el cual se presentaron severas restricciones, su carácter torrencial no permite la oferta natural de agua predecible a lo largo del año y menos aún en la estación seca, por lo que no representa una fuente útil para este fin. Con lo mencionado, es el régimen de oferta estacional de agua en cantidad, el factor a considerar en la potencial utilización de las aguas de superficie para el riego.

- Con la consideración de unas pocas excepciones, las aguas de los ríos de la región pueden clasificarse como de buena a excelente calidad para el abrevado de ganado, sin elementos que representen toxicidad específica si bien en general tratándose de aguas de baja mineralización. La red hidrográfica en la región presenta un buen grado de desarrollo si bien amplias extensiones son de tipo endorreico, sin disponibilidad de buenas aguas naturales. En estos casos se encontró un amplio abanico de situaciones físicas y químicas que condicionan la existencia de una buena proporción de lagunas con aguas de utilidad como bebida animal, aunque también numerosas con importantes restricciones y sin interés agropecuario. En la medida en que los impactos negativos del cambio climático, como la caída interanual en la producción de aguas o la alteración de los patrones intraanuales de distribución no signifique la progresiva desaparición de la oferta natural, los establecimientos agropecuarios con acceso a cursos podrían verse significativamente beneficiados respecto a los que dependen con exclusividad o en gran medida de las aguadas o lagunas. Esta situación exige profundizar en estudios que permitan conocer la dinámica actual de aguadas y lagunas para determinar el grado real de severidad del progresivo desecamiento que se observa en la región en las recientes 3-4 décadas y que permitan establecer recomendaciones técnicas orientadas a la adaptación local a un escenario futuro de posibles restricciones en el acceso a esta fuente de bebida animal para la RH12.
- Las aguas de cursos presentaron durante 2019 una buena calidad estética y ambiental, de acuerdo a los parámetros analizados si bien con una baja a moderada capacidad amortiguadora, compatible con buenas condiciones para el desarrollo de salmónidos. No se presentaron metales pesados en la columna de agua por sobre valores guía internacionales para este tipo de situaciones.
- El análisis de indicadores relevantes para la caracterización de la calidad de los ambientes acuáticos de la RH12 como el oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno y la demanda química de oxígeno, permiten clasificar las aguas de la región como en muy buen estado de conservación y libres de contaminación orgánica. No obstante, como en otros parámetros analizados, debe tenerse en cuenta que éstos presentan una importante dinámica temporal en la cual vertidos puntuales o eventos

de crecida importante en los ríos entre otros fenómenos antrópicos o naturales, pueden ocasionar cambios en el sistema (como por ejemplo una sobrecarga de sedimentos en suspensión generada por un evento de tormenta significativo) que, en caso de persistir por horas o días, podrían significar cambios drásticos en la calidad con impactos de magnitud diversa para diferentes formas de vida.

- No se detectaron concentraciones de metales en los sedimentos de la RH12 que se encuentren fuera de los valores de referencia internacional disponibles para evaluar el estado de contaminación de aguas en cursos naturales, y utilizadas en el presente trabajo como guías de comparación. Éstos solo fueron analizados en la concentración total sin discriminar formas químicas específicas que podrían resultar tóxicas en niveles no detectados por la metodología propuesta. Dado el carácter exploratorio de este primer proyecto se sugiere la posibilidad de profundizar en futuros estudios la posible presencia de metales en formas químicas específicas e incluso ampliar el conjunto de elementos propuestos a otros como el Aluminio, que no fue analizado en sedimentos pero demostró estar presente en casi todas las aguas de la región, incluso en algunas situaciones (un par de lagunas) con concentraciones notablemente altas.
- La región cuenta con la reciente incorporación de áreas revertidas a la provincia para la exploración de hidrocarburos. Ello significa un potencial de desarrollo futuro de la actividad en la región, para lo cual resulta necesario profundizar estudios de calidad del medio, en la forma de líneas de base hidroambiental, en especial para la identificación de áreas vulnerables a ser apropiadamente protegidas.
- La normativa de referencia en la provincia contiene umbrales propuestos para unos pocos parámetros en términos de calidad de aguas superficiales. La mayoría de los resultados obtenidos en todas las secciones estudiadas de ríos durante ambas campañas se encuentran dentro de éstos. A partir de los datos generados en el presente proyecto y antecedentes similares generados en años recientes, se sugiere la posibilidad de actualizar los valores guía propuestos en normas como la Disposición DPRH – CAP No.04/96.
- Se sugiere la posibilidad de implementar un catastro público de obras hidráulicas y un catálogo de proyectos en funcionamiento de toma y conducción de agua en la región, como base para la planificación del uso del agua y otorgamiento de dotaciones anuales, según se estipula en la Ley provincial No. 1451/82, en la forma de un sistema integrado de información hídrica, como se aconseja en el punto 46 de los Principios Rectores de Política Hídrica, a nivel nacional. De igual forma, se sugiere realizar ejercicios de modelización de la dinámica de superficie del recurso hídrico, de forma de aproximar un conocimiento sobre la realidad del recurso para sustentar procesos de toma de decisión hasta tanto no

se disponga de bases de datos obtenidos en terreno. Esto resultará fundamental en escenarios futuros probables en los cuales la escasez de agua pueda significar conflictos de acceso para la producción.

- Se sugiere el diseño, financiamiento e implementación de una red hidrométrica que permita superar la situación de falta de registros documentados y estandarizados sobre parámetros fundamentales del balance hídrico, incluyendo el subsuperficial.
- Se sugiere elaborar un plan de monitoreo periódico de la producción y calidad de aguas de superficie en la RH12, involucrando aguas subsuperficiales y subterráneas, como base para sustentar planes de gestión así como de apoyo a la toma de decisiones.
- Se sugiere el ajuste de indicadores de calidad de aguas, tanto superficiales como subsuperficiales, como así también aplicables a bienes y servicios ecosistémicos tales que permitan asegurar un monitoreo rápido de la condición de uso y conservación del agua en toda la región, como herramientas accesibles para apoyar procesos de toma de decisión. Esto resultará fundamental para garantizar una sencilla replicabilidad en tiempo y espacio de la toma de datos, en independencia de grandes fuentes de financiamiento, usualmente de dificil acceso.

4. BIBLIOGRAFIA

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

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

American Health Public Association. 2017. Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Edition, Rice E.W., Baird R.B.. and Eaton A.D. (Ed.), USA: 1504p.

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.

ANZECC. 2000a. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and marine Water Quality. Vol.1: Guidelines. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand and the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. En: http://www.mfe.govt.nz/publications/fresh-water/anzecc-2000-guidelines. Último acceso el 17/01/2018.

ANZECC. 2000b. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and marine Water Quality. Vol.2: Aquatic Ecosystems – Rationale and Background Information. Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand and the Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. 678p.

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

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

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

Armour CL, Duff DA, Elmore W. 1991. He effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. Fisheries 16: 7-11.

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

ATSDR. 2017. Toxic substances Portal. Agency for Toxic Substances & Disease Registry. Atlanta, GA, USA. En: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp. Accesada por última vez el 16/01/2018.

ATSDR. 2019. Toxicological profile for Lead. US Dept. of Health and Human Services. 561 p.
Aumassane C. y Fontanella D. 2015. Variaciones en la conductividad eléctrica del agua para riego en la cuenca del río Colorado, Argentina. Actas VII Jornadas de Actualización en Riego y

Fertirriego. Necesidades de modernización e innovación en la gestión del agua frente a nuevos desafíos, Mendoza, Argentina. 9p.

Aurazo de Zumaeta M. 2009. Aspectos biológicos de la calidad del agua. Disponible en: http://bvsde.per.paho.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoI/dos.pdf.

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

Ávila de Navia S.L., Estupiñán Torres S.M., Chavarro F.H. y Acero D.A. 2013. Indicadores bacterianos no habituales de la calidad de aguas naturales. Cuadernos de Investigación UNED (Diciembre): 283-287.

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

Ballance R. 1996. Field testing methods. Chap.6: 17p. In: Water Quality Methods - A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Bartram J. & Ballance R Eds., UNEP/WHO.

Belsky AJ, Matzke A, Uselman S. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the Western United States. Journal of Soil and Water Conservation 54: 419-431.

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

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

Cáceres A. y Caballero J.O. 2006. Consideraciones generales sobre la cuenca del río Coyle o Coig. Universidad de la Patagonia Austral. Río Gallegos.

CADE – IDEPE. 2004. Cuenca del Río Serrano: Diagnóstico y clasificación de los cursos de agua según objetivos de calidad. Dirección general de Agua, Gobierno de Chile. 95p. CADE–IDEPE, 2004

Canadian Council of Ministers of the Environment. 2002. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total Particulate Matter. 13p.

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

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

CCME. 2001. Canadian Council of Ministers of the Environment. Accesada por última vez 18/01/2018. En: http://st-ts.ccme.ca/en/index.html.

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

CFI. 1961. Evaluación de los Recursos Naturales de la Argentina. Tomo IV, Vol.1, Recursos hidráulicos superficiales. Consejo Federal de Inversiones, Buenos Aires. 459p.

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

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

Cobos J.C., Rodríguez M.F., Panza J.L., Yamin M.G., Escosteguy L.D. y Pichersky G., 2016. Hoja Geológica 5172-IV, Esperanza. Provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), Boletín No.423: 108p.

Collantes M., Anchorena J. and Korenblit G. 1989. A soil nutrient gradient en Magellanic Empetrum Heathlands. Vegetatio 80: 183-193.

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

Cuadra D. y Oliva G. 1994. Ambientes naturales de la Provincia de Santa Cruz, Revista Espacios. Universidad Nacional de la Patagonia Austral. UARG.

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.

Davisson M.L. 2001. Organic matter in rivers: The crossroads between climate and water quality. 21st. Century River City Symposium, Missouri Botanical Garden, April 27: 28p.

DGA. 2018. Información oficial hidrometeorológica y de calidad de aguas en línea. En: http://snia.dga.cl/BNAConsultas/reportes. Accesada por última vez 20/05/2019.

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

Diaz Boris G. 2019. Curva HQ y dinámica de caudales en el tramo inferior del río Vizcachas. Ensayo y ajuste de funciones HQ para la serie de datos 2010/03 – 2019/02 de la estación hidrométrica Cerro Palique (BDHI 2828) – Región Hidrográfica de los ríos Vizcachas – Serrano. Publicación Ténica INTA EEA Santa Cruz, Secretaría de Agroindustria de la Nación. 15p.

Diaz J.L. 1995. Mapa hidrogeológico, Zona Sur de la Provincia de Santa Cruz. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones. 80p.+ anexo cartográfico.

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

DNGRH – UNLP. 1998. Estudio y caracterización de los recursos hídricos compartidos con la República de Chile. Informe Final. Laboratorio de Hidrología, Facultad de Ingeniería (Universidad Nacional de La Plata y Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación.

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

DPRH – CAP. 1996. Disposición No.004/1996.

DRILLINGINFO. 2018. En: https://info.drillinginfo.com/

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

Elmore W. and Beschta R.L. 1987. Riparian areas: Perceptions in management. Rangelands 9(6): 260-265.

Enderlein S., Rainer E., Enderlein E. & Williams P. 1996. Water quality requirements. Chap.2: 29p. In: Water quality assessments, A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd. Edition. Chapman D. (Ed.), UNESCO/WHO/UNEP.

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

EPA. 1978. Microbiological methods for monitoring the environment: Water and wastes. EPA600/8-78-017. Ohio, USA. 317p.

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. En: 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. Final Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria For Ammonia. Federal Register Vol78, No.163, Daily Journal of US Government: p.52192-52194. En: https://www.federalregister.gov/documents/2013/08/22/2013-20307/final-aquatic-life-ambient-water-quality-criteria-for-ammonia-freshwater-2013

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.

Estepa V., Rojo-Bezares B., Torres C. and Sáenz Y. 2014. Faecal carriage of *Pseudomonas aeruginosa* in healthy humans: antimicrobial susceptibility and global genetic lineages. FEMS Microbial Ecol.89:15-19.

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

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

Fischer RA, Martin CO, Fischenich CJ. 2000a. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife. Int. Conf. on Riparian Ecology and Management in Multi Land Use Watersheds, Proceedings Am. W. Res. Assoc.: 7p.

Fischer RA, Martin CO, Fischenich CJ. 2000b. Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. Town of Canterbury, ERDC-TN-EMRRP-SR-24: 17p. http://canterburyct.org/

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

García L. y Iannacone J. 2014. *Pseudomonas aeroginosa* an additional indicator of drinking water quality: A Southamerican bibliographic analysis. The Biologist 12(1): 133-152.

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

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

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

Hansen P.L., Thompson W.H., Smith R. & Yeagger T. (2011). Classification and management of upland, riparian, and wetland sites of USDI Bureau of Land Management's Miles City Field Office, Eastern Montana USA. Natural Resources and Environmental Issues: Vol. 16, Article 32: 10p.

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

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

Hem J.D. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. USGS Water Supply Paper 2254, 3rd Ed. USA. 272p.

Horton RE. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of the Geologycal Society of America 56: 275-330.

IANIGLA. 2018. Informe de la cuenca del río Vizcachas. Inventario Nacional de Glaciares. CONICET – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Presidencia de la Nación. IF-2018-22303882-APN-DNGAAYEA#MAD. 58p.

Kauffman J.B. and Krueger W.C. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A review J. of Range Management 37: 430-438.

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: 9-14.

Kidd S. 2011. Summary of standard parameter ranges for salmonid habitat and general stream water quality. En: Water Quality Monitoring Grant Report, Oregon Watershed Enhancement Board, Salem, Oregon.

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

Kutschker A, Brand C, Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. Ecología Austral 19: 19-34.
Lakefield Research Argentina. 2001. Agua Superficial y Subterránea, Provincia de Santa Cruz. Tarea 3 Segundo Proyecto de Asistencia Técnica para el Desarrollo del Sector Minero Argentino (PASMA II), Inventario de Recursos Naturales y Humanos Zona Sur. Convenio BIRF 4282-AR.

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

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

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

Malumián N. y Panza J. 2000. Hoja Geológica 5172-III Yacimiento Río Turbio, provincia de Santa Cruz. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), Boletín No.247, 108p.

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

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

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

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

McGowan W. 2000. Water processing: residential, commercial, light-industrial. 3rd Ed. Lisle, IL, Water Quality Association.

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

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

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

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

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

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

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

Munné A., Prat N., Solá C., Bonada N. & Rieradevall M. (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. Aquatic Consertavion: Marine and Freshwater Ecosystems 13: p.147-163.

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

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

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

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

Niemeyer H.F. 1982. Hoyas hidrográficas de Chile: 11° Región Aisén del General Carlos Ibáñez del Campo y 12° Región de Magallanes y de la Antártica Chilena. Dirección General de Aguas, República de Chile. 165p.

Nordin R.N., Pommen L.W. & Meays C.L. 2009. Water quality guidelines for nitrogen (Nitrate, Nitrite and Ammonia). Water Stewardship Div., Min. of Environment, British Columbia, Canada. 29p.

Nullo F., G. Blasco. Risso C., Combina A. y Otamendi J. 2006. Hoja Geológica 5172-I y 5175-II, El Calafate, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). Boletín No.396, 86p.

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

Oliva G, González L, Rial P, Livraghi E. 2001. El ambiente en la Patagonia Austral: Áreas ecológicas de Santa Cruz y Tierra del Fuego. Cap.2: 41-82. En: Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral. Borrelli y Oliva Ed., PRODESAR, INTA, GTZ, UNPA, CAP. 272p.

Oliva G, González L, Rial P, Livraghi E. 2001. El ambiente en la Patagonia Austral: Áreas ecológicas de Santa Cruz y Tierra del Fuego. Cap.2: 41-82. En: Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral. Borrelli y Oliva Ed., PRODESAR, INTA, GTZ, UNPA, CAP. 272p.

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

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

Ongley E. 1996. Sediment measurements. Ch.13: 15p. In: Water Quality Monitoring – A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Bartram J. & Balance R. (Ed.), UNEP/WHO.

Osborne LL, Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. Freshwater Biology, 29: 243-258.

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

Pereyra F.X. 2007. Mapa geomorfológico de la provincia de Santa Cruz E 1:1.000.000. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR), Instituto de Geología y Recursos Mineros.

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

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

Poole G.C. & Berman C.H. 2001. An ecological perspective on in-stream temperature: natural heat dynamics and mechanisms of human-caused thermal degradation. Environmental Management 27:787-802.

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

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

Riethmuller N., Markich S., Parry D. and Van Dam R. 2000. The effect of true water hardness and alkalinity on the toxicity of Cu and U to two tropical Australian freshwater organisms. Supervising Science Report No.155, Environment Australia. 70p.

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

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

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/.

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

SAPIENTIA OIL SRL. 2018. En: https://es-la.facebook.com/Sapientia-Oil-SRL-156121475172404/

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

Shock C.C. and Pratt K. 2003. Phosphorus effects on surface water quality and phosphorus TMDL development. Western Nutrient Management Conference vol.5, Salt Lake City, USA: p211.220.

Singh A.L. 2013. Nitrate and phosphate contamination in water and possible remedial measures. Environmental Problems and Plant, Dwivedi N. (Ed.), Chap.4: 44-56.

Singleton H. 2001. Ambient water quality guidelines (criteria) for turbidity, suspended and benthic sediments. Overview Report, Ministry of Environment, British Columbia, Canada. 11p.

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

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

SSRH. 2019. Base de Datos Hidrológica Integrada (BDHI). Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación – COHIFE. En: http://bdhi.hidricosargentina.gob.ar/. Accesada por última vez 15-08-2019.

SSRH-INA. 2002. Atlas Digital de los Recursos Hídricos Superficiales de la República Argentina. CD-Rom 1:500.000. Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación – Instituto Nacional del Agua. Buenos Aires.

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

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

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

Svejcar T. 1997. Riparian zones: What are they and how do they work?. Rangelands 19: 4-7.

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

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

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

Thorne W.D. & Peterson B.H. 1954. Irrigated soils: their fertility and management. Constable & Company, London, UK. 392p.

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

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

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

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

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

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

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

Weiner ER. 2008. Applications of Environmental Aquatic Chemistry, a practical guide. CRC Press, Second Ed. USA. ISBN WHO2003_Sodium in drinking water 978-0-8493-9066-1. 436p.

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

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

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

WHO. 1996. 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: 8p.

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

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

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

WHO. 2017. Guidelines for drinking water quality. Chap 11: Microbial fact shhets. 4th Ed. En: https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/drinking-water-quality-guidelines-4-including-1st-addendum/en/

WHO. 2017. Nitrate and nitrite. Guidelines for drinking water quality. World Health Organization. Chap.12, Chemical Fact Sheets: p.398-403.

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

Woodard R., Heath J. & Enos C. 1995. Compilation of sediment & soil standards, criteria & guidelines. Quality Assurance, Tech. Doc. 7, Dept. of Water Resources, State of California. 77p.
WQPN. 2006. Vegetation buffers to sensitive water resources. Dept. of Water, Gov. Western Australia. 16p.

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

ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALOR TÍPICO [b]	RANGO REF. [c]	EPA Standard 1994 – 2017 [o]	FAO 1985 [p]	VALORES RIOS [d]	VALORES CUERPOS [e]
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	150,0	5,0 – 250,0	> 20,0	-	9,9 – 985,4	91,7 – 26.511,0
Aluminio	mg/l	-	-	-	-	< 0,001 – 0,311 (7,0) [f]	
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	0,01 – 10,0	< 0,01 – 45,0	-	≤ 5,0	< 0,05 – 0,5 [f]	< 0,05 – 3,0 [f]
Arsénico (As)	µg/l	2,0	< 0,1 – 1.100,0	≤ 10,0	-	< 2,0	
Bacterias aerobias	UFC/ml	-	-	-	-	<30 – >1.000	
Bario (Ba)	µg/l	60,0	18,0 – 152,0	≤ 2.000,0	-	< 100,0	
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	58,4	0 – 4.467	-	≤ 0,16 [q]	25,0 – 731,8	10,0 – 835,7
Cadmio (Cd)	µg/l	~ 0,0 – 5,0	0,09 – 130,0	≤ 5,0	-	< 5,0	
Calcio (Ca)	mg/l	13,0 – 15,0	~ 0,0 – 954,0	-	≤ 400,0	6,0 – 50,1	2,0 – 140,0
Carbonato (CO_3)	mg/l	~ 0,0	~ 0,0	-	≤ 0,03 [q]	< 0,1 – 230,5 [f]	63,0 – 13.195,6
Cinc (Zn)	µg/l	30,0	~ 0,0 – 5.000,0	≤ 86,0	-	< 100,0	
Cloruro (Cl)	mg/l	8,0	~ 0 – 158.000	≤ 250,0	≤ 1.065,1	1,3 – 1.196,0	21,5 – 251.874,0
Cobre (Cu)	µg/l	10,0	0,05 – >100,0	≤ 3,7	-	< 100,0	
Coliformes Totales	NMP/100 ml	-	-	-	-	< 2,2 - 21	<2,2 a >240
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	-	-	-	-	< 2,2 - 21	<2,2 a >240
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	70,0	40 – 1.500	-	≤ 3.000,0	89 – 14.760	215 – 733.125
Cromo (Cr)	µg/l	1,0	< 0,01 – 84,0	≤ 11,0 (≤ 50,0)	-	< 50,0	
DBO_5 [i]	mg/l	2,0 – 15,0	< 2,0 – 65,0	-	-	0,3 – 15,0	< 0,3 – 316,8
Dureza	mg $CaCO_3$/l	47,0 – 54,0	1,0 – 1.000,0	-	-	23,2 – 310,0	14,9 – 1.059,6
DQO [j]	mg/l	-	< 2,0 – 100,0	-	-	< 16 – 80,0	<16,0 – 9.120,0
Flúor (F)	mg/l	-	-	-	-	< 0,01 – 1,83	< 0,01 – 1,50
Fósforo Total (P)	mg/l	0,02 – 6,0	0,01 – 30,0	-	-	< 0,01 – 0,2	<0,01 – 2,4
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,01 – 14,0	-	≤ 2,0	< 0,01 – 0,5	<0,01 – 7,3
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	-	-	-	-	< 0,5 (3,5) [f]	< 0,5
Magnesio (Mg)	mg/l	4,0	0,0 – 379,0	-	≤ 60,75	1,2 – 68,1	1,2 – 182,0

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALOR TÍPICO [b]	RANGO REF. [c]	EPA Standard 1994 – 2017 [o]	FAO 1985 [p]	VALORES RIOS [d]	VALORES CUERPOS [e]
Mercurio (Hg)	µg/l	1,0	< 0,1 – 5,0	≤ 0,012	-	< 1,0	
Níquel (Ni)	µg/l	2,2	0,001 – 530,0	≤ 8,3	-	< 5,0	
Nitrato (NO_3)	mg/l	0,23	0,01 – 250,0	-	≤ 10,0	< 0,1 – 5,6	< 0,1 – 17,2
Nitrito (NO_2)	mg/l	0,01 – 0,5	< 0,002 – 10,0	≤ 1,0	-	< 0,01 – 0,046	< 0,01 – 0,013
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	0,1 – 10,0	0,004 – >100,0	-	-	< 0,001 – 5,6	< 0,001 – 17,2
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	3,0 – 9,0	0,0 – 19,0	-	-	6,3 – 16,9	1,8 – 18,2
pH	adimensional	4,5 – 8,5	1,0 – 9,0	6,5 – 8,5	6,0 – 8,5	8,1 – 8,9	8,2 – 9,8
Plata (Ag)	µg/l	0,30	0,03 – 2,0	≤ 0,07	-	< 10,0	
Plomo (Pb)	µg/l	1,0	< 0,01 – 55,0	≤ 8,5	-	< 50,0	
Potasio (K)	mg/l	1,3 – 2,3	0,02 – 189,0	-	≤ 2,0	1,0 – 20,0	2,0 – 500,0 (1.400,0) [f]
RAS	adimensional	-	-	-	≤ 15,0	0,4 – 84,0	0,6 – 16.294,9
Selenio (Se)	µg/l	0,20	0,11 – 2.680,0	≤ 5,0	-	< 4,0	
Sodio (Na)	mg/l	5,1 – 6,3	0,7 – 1.220,0	-	≤ 920,0	4,0 – 3.400,0	13,0 – 174.500,0
STD [l]	mg/l	73,0 – 89,0	5,0 – 317,0	≤ 500,0	≤ 2.000,0	50 – 8.773	112 – 422.000
Sulfato (SO_4)	mg/l	8,3 – 11,2	0,13 – 3.930,0	≤ 250,0	≤ 960,0	1,0 – 595,0	1,0 – 11.298,0
Turbidez [m]	NTU (= mg/l)	-	0,0 – 3,0	≤ 29,0	-	< 1,0 – 13,0	< 1,0 – 386 [f]

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores promedio más comunes en aguas naturales dulces de cursos y ríos de USA, tomados de McCutcheon *et al*. (1992); [c] Rango posible conocido, tomado de McCutcheon *et al*. (1992); [d] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [e] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [f] Valores excepcionales únicos; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [o] Se deja constancia del valor más estricto de referencia entre ambas fuentes citadas. En el caso de la fuente EPA (2017) se trata de umbrales establecidos para aguas de clase III y clase III-limitada; [p] FAO No.29, Ayers & Westcot (1985); [q] Transformación realizada del dato original de FAO expresado en meq/l a mg/l $CO_3^{=}$= 0,03332 y HCO_3^{-}= 0,0164.

ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	ANMAT CAP.XII [d]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	9,9 – 985,4	91,7 – 26.511,0	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,311 (7,0) [f]		0,20	▲ Casi todas las muestras entran en el rango ▼ Algunas lagunas superan el rango en invierno
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,05 – 0,5 [f]	< 0,05 – 3,0 [f]	0,20	▲ Casi todas las muestras entran en el rango ▼ Unas pocas muestras superan el rango
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Bario (Ba)	µg/l	< 100,0		-	Sin referencia en norma
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	25,0 – 731,8	10,0 – 835,7		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		5,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	6,0 – 50,1	2,0 – 140,0	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 0,1 – 230,5 [f]	63,0 – 13.195,6		
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		5.000	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l	1,3 – 1.196,0	21,5 – 251.874,0	350	▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango ▼ Casi la totalidad de lagunas superan el rango
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.000	▲ Todas las muestras entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 2,2 - 21	<2,2 a >240	≤ 3	▼ Numerosas muestras superan el umbral mínimo en invierno y en verano
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 2,2 - 21	<2,2 a >240		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	89 – 14.760	215 – 733.125	-	Sin referencias en norma
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO_5 [i]	mg/l	0,3 – 15,0	< 0,3 – 316,8	-	Sin referencias en norma
Dureza	mg $CaCO_3$/l	23,2 – 310,0	14,9 – 1.059,6	400,0	▲ Muestras de ríos en el rango ▼ Laguna mayormente fuera de rango
DQO [j]	mg/l	< 16 – 80,0	<16,0 – 9.120,0	-	Sin referencias en norma
Flúor (F)	mg/l	< 0,01 – 1,83	< 0,01 – 1,50	0,8 – 1,7 [s]	▼ La mayor cantidad de ríos por debajo del mínimo ▲ La mayor cantidad de lagunas dentro del rango
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,2	<0,01 – 2,4	-	Sin referencias en norma

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, e]	VALORES CUERPOS [c, e]	ANMAT CAP.XII [d]	Comentario
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 0,5	<0,01 – 7,3	-	Sin referencias en norma
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5 (3,5) [f]	< 0,5		
Magnesio (Mg)	mg/l	1,2 – 68,1	1,2 – 182,0		
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0		1,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0		20,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,1 – 5,6	< 0,1 – 17,2	45,0	
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,01 – 0,046	< 0,01 – 0,013	0,10	
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	< 0,001 – 5,6	< 0,001 – 17,2	-	Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	6,3 – 16,9	1,8 – 18,2		
pH	adimensional	8,1 – 8,9	8,2 – 9,8	6,5 – 8,5	▲ Casi todas las muestras entran en el rango ▼ Unas pocas muestras de lagunas no entran
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0	
Potasio (K)	mg/l	1,0 – 20,0	2,0 – 500,0 (1.400,0) [f]	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,4 – 84,0	0,6 – 16.294,9		
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0		10,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Sodio (Na)	mg/l	4,0 – 3.400,0	13,0 – 174.500,0	-	Sin referencias en norma
STD [l]	mg/l	50 – 8.773	112 – 422.000	1.500	▼ Numerosas muestras escapan al rango
Sulfato (SO_4)	mg/l	1,0 – 595,0	1,0 – 11.298,0	400	
Turbidez [m]	NTU (= mg/l)	< 1,0 – 13,0	< 1,0 – 386 [f]	<3,0	▼ Numerosas muestras escapan al rango

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [d] Código Alimentario Argentino, Capítulo XII *Bebidas hídricas, agua y agua gasificada* (ANMAT, 2017), Art 982: "Con las denominaciones de Agua potable de suministro público y Agua potable de uso domiciliario, se entiende la que es apta para la alimentación y uso doméstico: 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. El agua potable de uso domiciliario es el agua proveniente de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios."; [e] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [f] Valores

excepcionales únicos; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [s] Se tomaron en consideración los umbrales máximos y mínimos establecidos para un rango de temperaturas esperadas a lo largo del año en aguas de la región, desde 0 a 17,6°C, según los rangos establecidos por ANMAT (2017). ▲ Representa un parámetro que se encuentra dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Alguno o varios resultados logrados en el parámetro se encuentran fuera de la referencia.

ANEXO III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, d]	VALORES CUERPOS [c, d]	DISPO 004/96 [d]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	9,9 – 985,4	91,7 – 26.511,0	-	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,311 (7,0) [f]			
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,05 – 0,5 [f]	< 0,05 – 3,0 [f]	0,50	▲ Todas las muestras de río entran en el rango ▼ Valores únicos en lagunas superan el rango
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Bario (Ba)	µg/l	< 100,0		-	Sin referencia en norma
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	25,0 – 731,8	10,0 – 835,7		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		10	▲ Todas las muestras entran en el rango
Calcio (Ca)	mg/l	6,0 – 50,1	2,0 – 140,0	-	Sin referencia en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 0,1 – 230,5 [f]	63,0 – 13.195,6		
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Cloruro (Cl)	mg/l	1,3 – 1.196,0	21,5 – 251.874,0	-	Sin referencia en norma
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.500	▲ Todas las muestras entran en el rango
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 2,2 - 21	<2,2 a >240	-	Sin referencia en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 2,2 - 21	<2,2 a >240		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	89 – 14.760	215 – 733.125		
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
DBO_5 [i]	mg/l	0,3 – 15,0	< 0,3 – 316,8	10,0	▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango
Dureza	mg $CaCO_3$/l	23,2 – 310,0	14,9 – 1.059,6	-	Sin referencias en norma
DQO [j]	mg/l	< 16 – 80,0	<16,0 – 9.120,0	6,0	▼ Ninguna sección analizada cumple con el rango
Flúor (F)	mg/l	< 0,01 – 1,83	< 0,01 – 1,50	-	Sin referencia en norma
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,2	<0,01 – 2,4		
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 0,5	<0,01 – 7,3		
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5 (3,5) [f]	< 0,5		
Magnesio (Mg)	mg/l	1,2 – 68,1	1,2 – 182,0		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, d]	VALORES CUERPOS [c, d]	DISPO 004/96 [d]	Comentario
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0		-	Sin referencia en norma
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0			
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,1 – 5,6	< 0,1 – 17,2	45,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,01 – 0,046	< 0,01 – 0,013	-	Sin referencias en norma
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	< 0,001 – 5,6	< 0,001 – 17,2		
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	6,3 – 16,9	1,8 – 18,2		
pH	adimensional	8,1 – 8,9	8,2 – 9,8		
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0			
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0	▲ Todas las muestras entran en el rango
Potasio (K)	mg/l	1,0 – 20,0	2,0 – 500,0 (1.400,0) [f]	-	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,4 – 84,0	0,6 – 16.294,9		
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0			
Sodio (Na)	mg/l	4,0 – 3.400,0	13,0 – 174.500,0		
STD [l]	mg/l	50 – 8.773	112 – 422.000	1.500	▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango
Sulfato (SO_4)	mg/l	1,0 – 595,0	1,0 – 11.298,0	-	Sin referencias en norma
Turbidez [m]	NTU (= mg/l)	< 1,0 – 13,0	< 1,0 – 386 [f]		

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [c] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas, en cuerpos de agua (lagunas); [d] DPRH–CAP (1996), Anexo III *Normas de calidad para las fuentes de agua*. Disposición No.004/1996 de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos de la provincia de Santa Cruz (Consejo Agrario Provincial); [d] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [e] Valores excepcionales únicos; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; ▲ Representa un parámetro que se encuentra dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Alguno o varios resultados observados en el parámetro se encuentran fuera de la referencia; [t] La norma no establece un rango para el nitrógeno total, unificado.

ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, f]	VALORES CUERPOS [c, f]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [h]	Comentario
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	9,9 – 985,4	91,7 – 26.511,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Aluminio	mg/l	< 0,001 – 0,311 (7,0) [f]		0,2 / 0,005	5,0 / 5,0	▲ Casi todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Varias muestras por encima de T2
Amonio (NH_3-NH_4)	mg/l	< 0,05 – 0,5 [f]	< 0,05 – 3,0 [f]	0,05 / 1,37	- / -	▲ Casi todas las muestras en el rango T1+T2 (excepción de una)
Arsénico (As)	µg/l	< 2,0		50,0 / 50,0	100 / 500	▲ Todas las muestras en el rango
Bario (Ba)	µg/l	< 100,0		1.000 / -	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1 Sin referencia en norma T2+T5+T6
Bicarbonato (HCO_3)	mg/l	25,0 – 731,8	10,0 – 835,7	- / -		Sin referencias en normas
Cadmio (Cd)	µg/l	< 5,0		5,0 / 0,2	10 / 20	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral detección por encima de T2
Calcio (Ca)	mg/l	6,0 – 50,1	2,0 – 140,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Carbonato (CO_3)	mg/l	< 0,1 – 230,5 [f]	63,0 – 13.195,6			
Cinc (Zn)	µg/l	< 100,0		5.000 / 30,0	2.000 / 50	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5 ▼ Umbral de detección por encima de T2+T6
Cloruro (Cl)	mg/l	1,3 – 1.196,0	21,5 – 251.874,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Cobre (Cu)	µg/l	< 100,0		1.000 / 2,0	200 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Coliformes Totales	NMP/100 ml	< 2,2 - 21	<2,2 a >240	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	< 2,2 - 21	<2,2 a >240			
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	89 – 14.760	215 – 733.125			
Cromo (Cr)	µg/l	< 50,0		50,0 / 2,0	100 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, f]	VALORES CUERPOS [c, f]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [h]	Comentario
DBO_5 [i]	mg/l	0,3 – 15,0	< 0,3 – 316,8	- / -	- / -	Sin referencias en norma
Dureza	mg $CaCO_3$/l	23,2 – 310,0	14,9 – 1.059,6			
DQO [j]	mg/l	< 16 – 80,0	<16,0 – 9.120,0			
Flúor (F)	mg/l	< 0,01 – 1,83	< 0,01 – 1,50		1,0 / 1,0	▲ La mayoría de las muestas dentro de T5+T6
Fósforo Total (P)	mg/l	< 0,01 – 0,2	<0,01 – 2,4		- / -	Sin referencias en norma
Ortofosfato (PO_4)	mg/l	< 0,01 – 0,5	<0,01 – 7,3			
Hidrocarburos (TPH)	mg/l	< 0,5 (3,5) [f]	< 0,5	- / -	- / 0,3 [o]	▼ Umbral detección por encima de T6
Magnesio (Mg)	mg/l	1,2 – 68,1	1,2 – 182,0		- / -	Sin referencias en norma
Mercurio (Hg)	µg/l	< 1,0		1,0 / 0,1	- / 3,0	▲ Todas las muestras en el rango T1+T6 ▼ Umbral detección por encima de T2 Sin referencia en norma para T5
Níquel (Ni)	µg/l	< 5,0		25,0 / 25,0	200 / 1.000	▲ Todas las muestras en el rango
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 0,1 – 5,6	< 0,1 – 17,2	10,0 / -	- / -	▲ Todas las muestras de ríos en el rango T1 ▼ Algunas lagunas superan el umbral de T2
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 0,01 – 0,046	< 0,01 – 0,013	1,0 / 0,06		▲ Todas las muestras en el rango T1+T2
Nitrógeno Total (N) [n]	mg/l	< 0,001 – 5,6	< 0,001 – 17,2	- / -		Sin referencias en norma
Oxígeno disuelto (O_2)	mg/l	6,3 – 16,9	1,8 – 18,2			
pH	adimensional	8,1 – 8,9	8,2 – 9,8			
Plata (Ag)	µg/l	< 10,0		50,0 / 0,1	- / -	▲ Todas las muestras en el rango T1 ▼ Umbral de detección por encima de T2 Sin referencias para T5+T6
Plomo (Pb)	µg/l	< 50,0		50,0 / 1,0	200 / 100	▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Potasio (K)	mg/l	1,0 – 20,0	2,0 – 500,0 (1.400,0) [f]	- / -	- / -	Sin referencias en norma
RAS	adimensional	0,4 – 84,0	0,6 – 16.294,9			

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	VALORES RIOS [b, f]	VALORES CUERPOS [c, f]	LEY 24051 T1/T2 [d]	LEY 24051 T5/T6 [h]	Comentario
Selenio (Se)	µg/l	< 4,0		10,0 / 1,0	20 / 50	▲ Todas las muestras en el rango T1 ▼ Umbral de detección por encima de T2
Sodio (Na)	mg/l	4,0 – 3.400,0	13,0 – 174.500,0	- / -	- / -	Sin referencias en norma
STD [l]	mg/l	50 – 8.773	112 – 422.000			
Sulfato (SO_4)	mg/l	1,0 – 595,0	1,0 – 11.298,0			
Turbidez [m]	NTU (=mg/l)	< 1,0 – 13,0	< 1,0 – 386 [f]	- / -	- / -	Sin referencias en norma

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019; [b] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos); [c] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas, en cuerpos de agua (lagunas); [d] Umbrales máximos definidos en la Ley Nacional de Residuos Peligrosos No.24.051/1992, Decreto No.831/93: T1 Niveles guía de calidad de agua para fuentes de bebida humana con tratamiento convencional (izq.) / y T2 para protección de la vida acuática en agua dulce superficial (der.); [e] T5 Niveles guía de calidad de agua para irrigación (izq.) / y T6 para bebida de ganado (der.); [f] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección; [g] Valores excepcionales únicos; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; ▲ Representa un parámetro que se encuentra dentro de los rangos de referencia establecidos; ▼ Alguno o varios resultados logrados en el parámetro se encuentran fuera de la referencia; [o] El umbral máximo corresponde a los Niveles guía de calidad de agua para recreación (T7) de la Ley No.24.051/1992.

ANEXO V: Parámetros fisicoquímicos de referencia internacional para sedimentos

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	CCME [b]	ANZECC [c]	VALORES EN RIOS [d, f]	VALORES EN LAGUNAS [e, f]
Arsénico (As)	mg/kg	5,9 / 17,0	20,0 / 70,0	0,7 – 3,8	0,6 – 3,9
Bario (Ba)	mg/kg	Sin referencia en normas		78,5 – 208,4	125,3 – 264,0
Bicarbonato (HCO_3)	mg/kg			182,9 – 2.134,3	243,9 – 13.720,5
Cadmio (Cd)	mg/kg	0,6 / 3,5	1,5 / 10,0	< 1,0	
Calcio (Ca)	mg/kg	Sin referencia en normas		40,1 – 360,7	40,8 – 1.202,4
Carbonato (CO_3)	mg/kg			< 1,0	< 1,0 – 43.495,5
Cinc (Zn)	mg/kg	123,0 / 315,0	200,0 / 410,0	20,9 – 267,1	15,7 – 68,4
Cloruro (Cl)	mg/kg	Sin referencia en normas		95,7 – 4.307,2	382,9 – 143.572,5
Cobre (Cu)	mg/kg	35,7 / 197,0	65,0 / 270,0	6,5 – 34,2	5,4 – 21,7
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	Sin referencia en normas		61 – 3.677	168 – 155.840
Cromo (Cr)	mg/kg	37,3 / 90,0	80,0 / 370,0	< 10,0 – 19,8	< 10,0 – 12,3
Hidrocarburos (TPH)	mg/kg	Sin referencia en normas		< 20,0	
Magnesio (Mg)	mg/kg			24,3 – 243,1	
Mercurio (Hg)	mg/kg	0,17 / 0,49	0,15 / 1,0	< 0,2	
Níquel (Ni)	mg/kg	Sin referencia	21,0 / 52,0	8,9 – 70,8	< 1,0 – 54,7
pH	adimensional	Sin referencia en normas		6,1 – 7,8	7,5 – 10,3
Plata (Ag)	mg/kg	Sin referencia	1,0 / 3,7	< 2,0	
Plomo (Pb)	mg/kg	35,0 / 91,3	50,0 / 220,0	< 10,0 – 15,4	< 10,0
Potasio (K)	mg/kg	Sin referencia en normas		4,0 – 400,0	5,0 – 70,0
Selenio (Se)	mg/kg			< 0,8	
Sodio (Na)	mg/kg			6,0 – 2.000,0	46,0 – 28.000,0
Sulfato (SO_4)	mg/kg			13,8 – 1.431,0	28,3 – 15.890,0

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante las campañas de invierno y verano de 2019; [b] "Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life (para aguas naturales dulces), tomados de Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, 2001). Límites máximos de concentración de referencia (izq.) / umbral minimo de probables efectos tóxicos (der.), ambos expresados en peso seco; [c] Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality (ANZECC, 2000a). Límites máximos de concentración de referencia (izq.) / umbral de tolerancia (der.); [d] Valores extremos máximos y mínimos sobre el total de muestras analizadas cuando los valores se

encontraron por encima del umbral mínimo de detección, en cursos de agua superficial; [e] Valores extremos máximos y mínimos sobre el total de muestras analizadas cuando los valores se encontraron por encima del umbral mínimo de detección, en lagunas; [f] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos observables.

ANEXO VI. Resultados de laboratorio de muestras de agua del invierno de 2019

		TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
PARAMETRO		TEMP	pH	Salinidad	CE	O_2D	ORP	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	$CO_3^{=}$	HCO_3^{-}	Cl^{-}	$SO_4^{=}$
UNIDADES		°C	-	%	µS/cm	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
BON1	RIO	8,2	8,3	0,03	617,0	8,0	211,0	20	7	120	3	< 1	262	79	8
BON2	RIO	5,9	8,5	0,01	105,2	10,8	195,0	6	6	15	2	< 1	67	19,0	3
BON3x	RIO	11,0	8,9	0,24	4.440,0	8,5	221,0	18	24	1100	5	< 1	622	1196,0	595
CHMG	RIO	7,6	8,3	0,01	199,0	15,1	191,0	18	5	25	2	< 1	119	26	4
CHMG2	RIO	13,3	8,78	0,01	172,1	13,5	190	18	11	17	2	< 1	113	24	10
COYD	RIO	6,7	8,7	0,02	395,0	11,4	214,0	28	13	80	1	< 1	201	50,0	22
COYU	RIO	9,5	8,6	0,02	311,0	11,9	196,0	24	10	38	3	< 1	207	26	6
CRUB	RIO	11,5	8,4	0,02	359,0	20,1	195,0	26	17	42	4	< 1	262	33,0	5
CSHL	RIO	5,4	8,3	0,01	152,5	11,8	191,0	12	5	17	3	< 1	82	21	1
CSTS2	RIO	9,5	8,27	0,00	36,6	15,8	165	6	2	4	2	< 1	25	9	10
CYNI	RIO	3,7	8,3	0,03	538,0	16,9	227,0	36	17	48	6	< 1	306	31	24
CYNS	RIO	6,5	8,5	0,02	443,0	12,7	231,0	32	22	44	5	< 1	267	38	5
FCY1	RIO	6,7	8,3	0,01	189,7	10,7	241,0	20	5	12	3	< 1	119	13,0	18
LAG01	LAG	8,7	8,6	0,01	175,8	12,1	193,0	22	4	20	2	< 1	116	22	5
LAG03	LAG	2,9	9,8	0,69	12.820,0	13,3	216,0	10	36	3400	200	840	2439	3722	190
LAG05	LAG	6,6	8,5	1,47	25.000,0	9,4	184,0	80	166	8500	90	< 1	396	11500,0	1100
LAG06x	LAG	13,0	9,2	16,83	179.200,0	7,7	155,0	10	2	150000	100	3599	8537	209600,0	50
LAG07	LAG	9,9	9,4	16,96	189.900,0	9,2	110,0	100	182	170000	6	9569	6911	233000,0	11298
LAG08	LAG	4,8	9,6	3,39	52.700,0	10,5	196,0	2	6	16000	160	1379	1524	21536	1263
LAG09	LAG	7,0	9,7	sd	970.000,0	12,1	132,0	6	2	170000	110	1599	6504	235359	10500
LAG10x	LAG	2,1	9,4	1,51	23.400,0	12,6	180,0	6	11	9000	70	450	1829	10529	1693
LAG11	LAG	5,7	8,9	1,60	26.100,0	11,9	194,0	6	63	13000	500	< 1	1128	20400	1229
LAG12	LAG	6,8	8,9	0,07	1.241,0	10,8	221,0	18	34	330	8	< 1	630	199	50
LAG12x	LAG	6,6	8,5	0,02	299,0	11,9	217,0	22	18	35	7	< 1	213	35	9
LAG13	LAG	15,2	8,98	0,05	889	9,8	185	18	23	150	15	< 1	402	120	14
MAGSx	RIO	6,1	8,1	0,01	275,0	15,2	204,0	16	5	40	2	< 1	140	36,0	8
PHIG	RIO	7,9	8,3	0,01	187,8	10,3	214,0	20	9	11	3	< 1	128	12	1
PINF	RIO	6,1	8,5	0,01	176,0	9,7	252,0	14	7	11	3	< 1	122	9	1

PARAMETRO		TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
		TEMP	pH	Salinidad	CE	O_2D	ORP	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	$CO_3^{=}$	HCO_3^{-}	Cl^{-}	$SO_4^{=}$
UNIDADES		°C	-	%	µS/cm	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
POT01	LAG	10,6	9,3	0,47	8.080,0	7,5	239,0	18	69	2000	120	72	1061	2297	395
POT02	LAG	13,8	8,4	0,04	730,0	9,8	247,0	16	8	110	8	< 1	224	134	1
POT03	LAG	5,7	8,8	9,09	118.500,0	8,5	190,0	20	109	52000	240	156	439	72215	2967
POT04	LAG	12,6	9,2	10,12	128.300,0	7,5	122,0	26	16	71000	400	120	1951	95287	1845
POT05	LAG	12,5	8,2	0,02	322,0	6,0	237,0	4	7	50	8	< 1	125	57	2
POT06	LAG	12,2	8,7	1,23	20.700,0	8,7	209,0	36	58	6000	11	< 1	500	8136	645
POT07	LAG	9,2	9,4	0,22	3.960,0	8,2	241,0	12	11	1500	40	63	302	2154	195
POT08	LAG	6,2	8,9	0,42	7.610,0	11,1	193,0	10	8	2100	130	< 1	732	2871	395
POT09	LAG	11,2	8,6	0,07	1.228,0	10,4	188,0	25	7	270	9	< 1	415	278	5
POT10	LAG	8,5	9,5	5,11	78.600,0	16,0	165,0	6	5	40000	1400	2039	3171	51223	4150
POT11	LAG	4,5	9,4	0,55	10.110,0	18,2	815,0	14	2	3000	180	240	1555	3363	365
POT12	LAG	10,1	8,8	11,27	143.800,0	7,9	188,0	140	20	95000	140	< 1	5641	120000	5000
POT21	LAG	11	8,76	0,08	1391,0	7,8	242	32	11	175	3	< 1	10	323	83
PSUP	RIO	2,9	8,2	0,01	142,8	13,7	221,0	14	8	8	2	< 1	101	9	12

PARAMETRO		TPH	METALES PESADOS											
			As	Ba	Cd	Zn	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Pu	Se	Al
UNIDADES		mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
BON1	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,038
BON2	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,019
BON3x	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
CHMG	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,016
CHMG2	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,022
COYD	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
COYU	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,031
CRUB	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,006
CSHL	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,007

			METALES PESADOS											
PARAMETRO		**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES		**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
CSTS2	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,089
CYNI	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,069
CYNS	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,094
FCY1	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,047
LAG01	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,038
LAG03	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,02
LAG05	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,008
LAG06x	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG07	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG08	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,011
LAG09	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG10x	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,031
LAG11	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,011
LAG12	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,036
LAG12x	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,058
LAG13	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,092
MAGSx	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,018
PHIG	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,047
PINF	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PKE2	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,031
POT01	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,042
POT02	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,311
POT03	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
POT04	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
POT05	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
POT06	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001

PARAMETRO		TPH	METALES PESADOS											
			As	Ba	Cd	Zn	Cu	Cr	Hg	Ni	Ag	Pu	Se	Al
UNIDADES		mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l
POT07	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
POT08	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,033
POT09	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,032
POT10	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
POT11	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,022
POT12	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,107
POT21	LAG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PSUP	RIO	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,034

PARAMETRO		DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3)	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
BON1	RIO	9,6	<16	215	105	0,43	0,1	0,05	<0,001	<0,1	0,033	<1
BON2	RIO	3	<16	55	62	<0,01	0,514	<0,05	<0,001	<0,1	0,168	<1
BON3x	RIO	7,8	16	510	165	1,83	0,063	<0,05	<0,001	0,1	0,02	3
CHMG	RIO	6	16	98	79	0,54	0,06	<0,05	<0,001	0,1	0,02	<1
CHMG2	RIO	10,8	<16	92,5	114	0,21	<0,001	<0,05	<0,001	<0,1	<0,01	1
COYD	RIO	2,7	<16	165	128	0,95	0,055	<0,05	<0,001	0,1	0,018	<1
COYU	RIO	7,5	<16	170	117	0,14	0,15	<0,05	<0,001	<0,1	0,049	<1
CRUB	RIO	4,2	16	215	152	0,21	0,2	<0,05	<0,001	<0,1	0,065	<1
CSHL	RIO	3	16	68	70	0,06	0,06	<0,05	<0,001	<0,1	0,02	<1
CSTS2	RIO	12	80	20	37	0,09	0,063	<0,05	<0,001	5,6	0,204	<1
CYNI	RIO	8,1	<16	252	180	<0,01	0,163	0,05	<0,001	0,1	0,053	<1
CYNS	RIO	10,8	80	383	196	0,06	0,057	<0,05	<0,001	<0,1	0,019	<1
FCY1	RIO	10,8	16	98	83	<0,01	0,188	<0,05	<0,001	<0,1	0,061	<1

PARAMETRO		DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3)	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
LAG01	LAG	11,7	32	95	128	0,38	0,1	<0,05	<0,001	<0,1	0,033	1
LAG03	LAG	10,8	16	2700	1284	1,05	0,3	<0,05	<0,001	2,7	0,098	7
LAG05	LAG	<0,3	<16	325	37926	1,03	0,081	<0,05	<0,001	0,9	0,027	<1
LAG06x	LAG	316,8	336	13000	2293	1,69	1,175	<0,05	<0,001	4	0,383	9
LAG07	LAG	<0,3	<16	21667	1193	1,35	4,884	<0,05	<0,001	1,1	0,52	12
LAG08	LAG	3	<16	3550	35	2,02	0,02	<0,05	<0,001	2	<0,01	2
LAG09	LAG	118,8	352	8000	1193	1,68	0,244	<0,05	<0,001	0,6	0,08	3
LAG10x	LAG	3,3	16	2250	79	1,18	0,113	<0,05	<0,001	1,4	<0,01	1
LAG11	LAG	5,1	48	925	321	0,94	0,069	<0,05	<0,001	1,6	0,022	1
LAG12	LAG	8,7	<16	517	220	0,57	0,1	<0,05	<0,001	1	0,033	<1
LAG12x	LAG	6,3	<16	175	171	0,39	0,338	<0,05	<0,001	<0,1	0,11	8
LAG13	LAG	11,3	<16	330	207	0,63	0,094	<0,05	<0,001	<0,1	0,398	<1
MAGSx	RIO	12	<16	115	77	<0,01	0,043	<0,05	<0,001	<0,1	0,014	<1
PHIG	RIO	9,3	16	105	106	0,01	0,194	<0,05	<0,001	0,1	0,063	1
PINF	RIO	12	16	100	105	<0,01	0,125	<0,05	<0,001	<0,1	0,041	<1
PKE2	RIO	11,1	16	333	202	0,2	0,071	<0,05	<0,001	<0,1	0,023	<1
POT01	LAG	0,3	64	990	378	1,8	0,406	<0,05	<0,001	5	0,133	8
POT02	LAG	3,9	32	200	106	0,74	7,3	<0,05	<0,001	<0,1	2,382	176
POT03	LAG	227,7	272	620	40,37	1,76	0,219	<0,05	<0,001	2,7	0,071	3
POT04	LAG	108,9	304	1800	1743	1,64	0,906	<0,05	<0,001	9	0,296	9
POT05	LAG	99	16	140	127	<0,01	sd	<0,05	<0,001	1,6	sd	386
POT06	LAG	9,9	128	410	433	1,76	0,034	<0,05	<0,001	2,6	0,011	3
POT07	LAG	0,3	16	352,5	108	1,2	0,138	<0,05	<0,001	<0,01	0,012	<1
POT08	LAG	5,7	<16	600	79	1,19	0,25	<0,05	<0,001	0,1	0,082	<1
POT09	LAG	2,4	<16	340	99	0,67	1,556	<0,05	<0,001	<0,1	0,508	16

PARAMETRO		DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3)	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
POT10	LAG	7,5	16	6000	50	1,03	0,1	<0,05	<0,001	2,2	0,033	<1
POT11	LAG	2,4	<16	1675	31	1,16	0,536	<0,05	<0,001	<,01	0,175	<1
POT12	LAG	98	192	4500	2202	1,67	0,194	<0,05	<0,001	<0,1	0,062	1
POT21	LAG	9,9	<16	255	136	1,57	0,01	<0,05	<0,001	<0,1	0,003	<1
PSUP	RIO	9	<16	82,5	86	<0,01	0,1	<0,05	<0,001	<0,1	0,033	<1

ANEXO VII: Resultados de laboratorio de muestras de agua del verano de 2019

	TERRENO						CATIONES MAYORITARIOS				ANIONES MAYORITARIOS			
PARAMETRO	TEMP	pH	Salinidad	CE	O_2D	ORP	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	$CO_3^{=}$	HCO_3^{-}	Cl^{-}	$SO_4^{=}$
UNIDADES	°C	-	%	µS/cm	mg/l	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
BON1	10,2	8,0	0,03	610,0	8,8	316,0	34,1	18,2	110	2	< 1	283,6	100,5	1,3
BON2	8,7	7,9	0,01	96,5	7,8	345,0	10,0	4,9	12	1	< 1	61,0	14,4	< 1
BON3x	14,2	9,4	0,80	14.760,0	6,3	315,0	12,0	68,1	3.400	20	230,9	731,8	5.264,3	661,7
CHMG	8,0	8,1	0,01	261,0	11,0	360,0	20,0	8,5	20	1	< 1	90,3	50,3	< 1
COYD	16,5	8,7	0,03	483,0	9,0	360,0	34,1	17,0	65	6	< 1	222,6	50,3	19,8
COYU	5,1	8,2	0,01	201,0	9,1	257,0	22,0	7,3	20	3	< 1	118,9	21,5	3,0
CRUB	11,0	8,5	0,01	176,7	9,5	339,0	18,0	12,2	15	2	< 1	122,0	14,4	2,2
CSHL	9,7	8,1	0,01	166,6	11,1	354,0	16,0	8,5	12	1	< 1	94,5	26,3	< 1
CYNI	5,1	8,3	0,04	770,0	8,8	269,0	28,1	36,5	85	5	< 1	368,9	124,4	4,3
CYNS	7,6	8,7	0,04	767,0	9,1	257,0	26,1	43,8	100	7	< 1	420,8	43,1	42,2
FCY1	9,5	7,3	0,02	364,0	9,1	342,0	40,1	10,9	20	1	< 1	100,1	53,3	4,1
LAG01	5,0	8,3	0,01	156,1	11,1	260,0	22,0	7,3	13	2	< 1	109,8	21,5	12,0
LAG04	13,3	8,6	0,25	4.610,0	3,4	298,0	16,0	9,7	1.100	4	< 1	832,4	1.021,0	151,5
LAG05	11,5	8,4	1,44	24.600,0	5,2	306,0	136,3	175,0	5.500	80	< 1	268,3	9.092,9	967,7
LAG06x	13,9	9,3	16,59	192,0	6,8	201,0	26,1	6,1	115.000	190	13.195,6	5.488,2	191.430,0	37,3
LAG07	14,6	9,4	15,77	181,3	1,8	189,0	124,3	3,7	174.500	270	9.478,0	8.232,3	251.874,0	10.500,8
LAG09	11,5	9,2	16,55	183.700,0	6,7	184,0	4,0	1,2	145.000	200	5.698,1	2.744,1	191.430,0	9.560,0
LAG10x	8,8	9,7	3,97	61.600,0	9,9	252,0	51,2	19,5	20.000	110	2.199,3	2.235,9	26.800,2	3.180,5
LAG12	4,9	9,4	0,29	5.540,0	15,1	201,0	22,0	117,9	1.400	30	179,9	1.225,7	1.292,2	200,0
LAG12X	3,7	8,6	0,02	342,0	11,2	221,0	30,1	18,2	25	8	< 1	204,3	23,9	21,7
MAGSX	11,5	8,7	0,01	276,0	9,5	318,0	12,0	3,7	41	1	< 1	103,7	23,9	6,7
PHIG	3,5	8,4	0,01	202,0	13,6	242,0	22,0	14,6	10	2	< 1	146,4	9,6	< 1
PINF	2,1	8,2	0,01	155,7	9,2	239,0	14,0	8,5	11	2	< 1	100,6	9,6	< 1
PKE2	5,4	9,0	0,03	573,0	10,5	226,0	50,1	23,1	85	4	< 1	317,1	67,0	< 1
PSUP	3,8	8,4	0,01	127,5	12,3	217,0	14,0	1,2	7	2	< 1	68,3	7,2	< 1

		METALES PESADOS											
PARAMETRO	**TPH**	**As**	**Ba**	**Cd**	**Zn**	**Cu**	**Cr**	**Hg**	**Ni**	**Ag**	**Pu**	**Se**	**Al**
UNIDADES	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**µg/l**	**mg/l**	**mg/l**	**µg/l**	**mg/l**
BON1	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
BON2	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
BON3x	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,014
CHMG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
COYD	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,023
COYU	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
CRUB	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
CSHL	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
CYNI	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
CYNS	3,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
FCY1	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG01	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG04	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,014
LAG05	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,005
LAG06x	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG07	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	0,007
LAG09	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG10x	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG12	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
LAG12X	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
MAGSX	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PHIG	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PINF	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PKE2	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001
PSUP	< 0,5	< 2	< 0,1	< 5	< 0,1	< 0,1	< 0,05	< 1	< 5	< 0,01	< 0,05	< 4	<0,001

PARAMETRO	DBO5 20°C	DQO	Alc.Tot CaCO3	Dureza (CaCO3)	F	PO_4^{3-}	NH_3^+	$NO_2^=$	NO_3^-	P Total	SST
UNIDADES	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
BON1	10,0	<16	232,5	82,6	<0,01	<0,01	0,50	0,003	<0,1	<0,01	13,0
BON2	0,3	<16	50,0	47,7	<0,01	<0,01	<0,05	0,009	<0,1	<0,01	7,0
BON3x	1,4	12,0	985,0	122,2	1,50	0,06	0,10	0,003	1,0	0,020	1,0
CHMG	<0,3	<16	95,0	145,0	<0,01	<0,01	<0,05	0,006	<0,1	<0,01	7,0
COYD	3,2	<4	182,5	160,0	0,65	0,07	0,20	0,046	<0,1	0,022	1,0
COYU	1,2	<16	97,5	88,1	<0,01	0,05	<0,05	0,007	<0,1	0,017	5,0
CRUB	5,7	<16	100,0	89,9	<0,01	<0,01	<0,05	0,008	0,3	<0,01	6,0
CSHL	<0,3	<16	77,5	55,0	<0,01	<0,01	<0,05	0,033	<0,1	<0,01	5,0
CYNI	4,2	<16	302,5	45,9	<0,01	<0,01	0,05	0,004	0,1	<0,01	5,0
CYNS	15,0	<16	345,0	231,2	<0,01	0,09	0,05	0,005	0,3	0,031	10,0
FCY1	2,4	<16	75,0	150,5	<0,01	<0,01	<0,05	0,015	<0,1	<0,01	6,0
LAG01	9,0	<16	90,0	84,4	<0,01	0,13	<0,05	0,013	0,5	0,043	15,0
LAG04	3,2	16,0	682,5	123,6	1,16	2,35	3,00	0,009	0,5	0,767	60,0
LAG05	2,9	128,0	220,0	45,5	1,77	0,04	<0,05	<0,001	0,5	0,014	1,0
LAG06x	0,9	704,0	26.500,0	1.727,1	1,54	0,03	<0,05	0,009	6,8	0,009	5,0
LAG07	0,9	752,0	32.750,0	999,9	1,44	0,02	<0,05	0,005	17,2	0,007	2,0
LAG09	307,0	9120,0	11.750,0	458,7	<0,01	0,19	<0,05	0,010	5,8	0,061	28,0
LAG10x	3,0	76,8	5.500,0	62,4	<0,01	<0,01	<0,05	0,013	3,0	<0,01	5,0
LAG12	69,3	112,0	1.305,0	499,0	<0,01	0,13	0,05	0,009	0,4	0,043	28,0
LAG12X	0,3	<16	167,5	143,0	<0,01	0,58	0,05	0,003	0,7	0,190	32,0
MAGSX	<0,3	<16	85,0	40,4	<0,01	<0,01	<0,05	0,005	<0,1	<0,01	7,0
PHIG	6,6	<16	120,0	91,7	<0,01	<0,01	<0,05	0,013	<0,1	<0,01	10,0
PINF	0,3	<16	82,5	107,3	<0,01	<0,01	<0,05	0,003	<0,1	<0,01	6,0
PKE2	6,0	<16	260,0	201,8	<0,01	<0,01	0,05	0,035	0,3	<0,01	5,0
PSUP	0,3	64,0	72,5	78,9	<0,01	<0,01	<0,05	0,003	<0,1	<0,01	7,0

ANEXO VIII: Valores guía de calidad de agua para consumo animal

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [b]	AC [c]	CERDOS [o]	GANADO [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Alcalinidad Total	mg $CaCO_3$/l	< 500	aceptable	aceptable	aceptable	9,9 – 985,4	91,7 – 26.511,0
		501 – 1.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
		1.000 – 2.500	pobre	pobre	pobre		
Aluminio	mg/l	< 5,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,001 – 0,311 (7,0) [e]	
Arsénico (As)	µg/l	< 500 [g]	aceptable	aceptable	aceptable	< 2,0	
		5.000 [h]	aceptable	aceptable	aceptable		
Cadmio (Cd)	µg/l	< 20,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 5,0	
Calcio (Ca)	mg/l	< 1.000	aceptable	aceptable	aceptable	6,0 – 50,1	2,0 – 140,0
Cloruro (Cl) [r]	mg/l	< 15.000	aceptable	aceptable	aceptable	1,3 – 1.196,0	21,5 – 251.874,0
		> 15.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
Cobre (Cu)	µg/l	< 500	aceptable	aceptable	aceptable	< 100,0	
		501 – 1.000	aceptable	aceptable	no recomendado		
		< 5.000	aceptable	aceptable	letal		
Conductividad Específica	µS/cm a 25°C	Sin límite	aceptable	aceptable	aceptable	89 – 14.760	215 – 733.125
Dureza	mg $CaCO_3$/l	< 2.000	aceptable	aceptable	aceptable	23,2 – 310,0	14,9 – 1.059,6
Flúor (F)	mg/l	< 2,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,01 – 1,83	< 0,01 – 1,50
		> 2,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
Mercurio (Hg)	µg/l	< 3,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 1,0	
Nitrato (NO_3)	mg/l	< 11,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,1 – 5,6	< 0,1 – 17,2
		12,0 – 44,0	pobre	aceptable	aceptable		
		44,0 – 132,0	pobre	aceptable	aceptable		
		133,0 – 220,0	no recomendable	aceptable	pobre		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [b]	AC [c]	CERDOS [o]	GANADO [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Nitrato (NO_3)	mg/l	221,0 – 443,0	no recomendable	aceptable	no recomendable	< 0,1 – 5,6	< 0,1 – 17,2
		> 443,0	no recomendable	pobre	no recomendable		
Nitrito (NO_2)	mg/l	< 10,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 0,01 – 0,046	< 0,01 – 0,013
		11,0 – 23,0	pobre	pobre	pobre		
		< 23,0	pobre	pobre	no recomendable		
pH	adimensional	< 5,5	aceptable	aceptable	no recomendado	8,1 – 8,9	8,2 – 9,8
		5,5 – 8,0	aceptable	aceptable	aceptable		
		8,0 – 10,0	pobre	pobre	pobre		
		> 10,0	no recomendado	no recomendado	no recomendado		
Plomo (Pb)	µg/l	< 100,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 50,0	
Potasio (K)	mg/l	< 20,0	aceptable	aceptable	aceptable	1,0 – 20,0	2,0 – 500,0 (1.400,0) [f]
		21,0 – 300,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
Selenio (Se)	µg/l	< 50,0	aceptable	aceptable	aceptable	< 4,0	
Sodio (Na)	mg/l	< 400,0	aceptable	aceptable	aceptable	4,0 – 3.400,0	13,0 – 174.500,0
		> 400,0	± aceptable	± aceptable	± aceptable		
STD [l]	mg/l	< 1.000	aceptable	aceptable	aceptable	50 – 8.773	112 – 422.000
		1.001 – 3.000	± aceptable	aceptable	aceptable		
		3.001 – 5.000	pobre	aceptable	aceptable		
		5.001 – 7.000	no recomendado	pobre	pobre		
		7.001 – 10.000	no recomendado	no recomendado	pobre		
		> 10.000	no recomendado	no recomendado	no recomendado		
Sulfato (SO_4)	mg/l	< 125,0	aceptable	aceptable	aceptable	1,0 – 595,0	1,0 – 11.298,0
		< 500,0	± aceptable	aceptable	± aceptable		
		501,0 – 1.000	no recomendado	aceptable	aceptable		

PARÁMETRO [a]	UNIDAD	UMBRAL REF. [b]	AC [c]	CERDOS [o]	GANADO [p]	VALORES RIOS [d, f]	VALORES CUERPOS [e, f]
Sulfato (SO_4)	mg/l	1.001 – 2.500	no recomendado	pobre	Pobre	1,0 – 595,0	1,0 – 11.298,0
		> 2.500	no recomendado	no recomendado	no recomendado		

No se detallan en tabla parámetros y/o datos de elementos que no han sido determinados en el presente proyecto o bien aquellos si determinados pero que carecen de valores guía en los estándares de referencia analizados.

[a] Parámetros evaluados en aguas superficiales de la RH11 durante campañas de muestreo realizadas a finales del verano y finales de invierno de 2019;

[b] Umbral de referencia, tomado de Alberta Agriculture and Food (2005);

[c] Aves de corral;

[d] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas en cursos superficiales de la región (ríos y arroyos);

[e] Un solo caso excepcional;

[f] Datos obtenidos en el umbral de detección con las tecnologías disponibles en laboratorios locales solo se expresan con el límite mínimo, sin estadísticos ni rangos observables. No puede asegurarse su presencia o ausencia por debajo de estos umbrales de detección;

[g] Máxima concentración admitida si se agrega el elemento en un complemento nutricional además del contenido natural en el egua (Alberta Agriculture and Food, 2005);

[h] Máximo contenido admitido en agua natural de bebida si no se agrega el elemento en un complemento nutricional para estimular crecimiento (Alberta Agriculture and Food, 2005);

[l] Sólidos totales disueltos;

[n] Determinado sobre la suma del N presente en las formas amonio, nitrato y nitrito analizadas, cuando un resultado se encontró por debajo del umbral mínimo de detección con la tecnología utilizada en laboratorio cualquiera de las formas químicas se asumió como presencia posible en un valor igual al umbral;

[o] Cerdos;

[p] Ganado vacuno, ovino y equino;

[r] Se toma en consideración conjunta la presencia de sulfatos y ambos solo cuando estan en sociedad con el ion Na^+.