# 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 III: RH11 - VIZCACHAS**

**OCTUBRE 2019**

# CONTENIDOS

**1. PRESENTACIÓN** ..... 190
**1.1. Breve descripción de la RH11 (sector argentino)** ..... 190
**1.2. Litología** ..... 195
**1.3. Suelos** ..... 197
**1.4. Ambientes naturales** ..... 199
**2. RESULTADOS Y DISCUSIÓN** ..... 202
**2.1. Caracterización física de las aguas de la RH11** ..... 202
*2.1.1. Temperatura* ..... 202
*2.1.2. Conductividad eléctrica* ..... 202
*2.1.3. Sólidos disueltos (STD) y en suspensión (SST* ..... 203
**2.2. Caracterización química de las aguas de la RH11** ..... 204
*2.2.1. pH* ..... 204
*2.2.2. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$.* ..... 205
*2.2.3. Cationes mayoritarios y RAS.* ..... 206
*2.2.4. Aniones mayoritarios y salinidad* ..... 208
*2.2.5. Presencia de Oxígeno (OD)* ..... 210
*2.2.6. Materia orgánica* ..... 211
*2.2.7. Nitrógeno y sus formas.* ..... 211
*2.2.8. Fósforo y sus formas.* ..... 212
*2.2.9. Hidrocarburos.* ..... 213
*2.2.10. Metales pesados* ..... 214
*2.2.11. Flúor* ..... 215
*2.2.12. Microbiología* ..... 216
**2.3. Clasificación e interpretación de las aguas** ..... 217
*2.3.1. Clasificación de aguas por su conductividad.* ..... 217
*2.3.2. Aptitud para el uso agropecuario: riego* ..... 218
*2.3.3. Aptitud para el uso agropecuario: bebida animal.* ..... 220
*2.3.4. Condiciones hidroquímicas (Piper).* ..... 221
*2.3.5. Clasificación según dureza de $CaCO_3$* ..... 222
*2.3.6. Clasificación según alcalinidad de $CaCO_3$* ..... 224
*2.3.7. Aptitud para el consumo humano.* ..... 225
*2.3.8. Calidad ambiental.* ..... 226
*2.3.9. Clasificación de las aguas por la carga de sedimentos suspendidos* ..... 227
**2.4. Química de sedimentos** ..... 228
**3. CONCLUSIONES** ..... 232
**4. BIBLIOGRAFIA** ..... 236
ANEXO I: Parámetros internacionales de referencia para aguas naturales ..... 248
ANEXO II: Estándares nacionales guía para aguas de consumo ..... 250
ANEXO III: Estándares provinciales guía para agua en fuentes naturales ..... 253
ANEXO IV: Normas nacionales sobre residuos peligrosos y cuerpos receptores ..... 255
ANEXO V: Parámetros fisicoquímicos de referencia internacional para sedimentos ..... 258
ANEXO VI. Resultados de laboratorio de muestras de agua del invierno de 2019 ..... 259
ANEXO VII: Resultados de laboratorio de muestras de agua del verano de 2019 ..... 261
ANEXO VIII: Valores guía de calidad de agua para consumo animal ..... 263

# 1. PRESENTACIÓN

## 1.1. Breve descripción de la RH11 (sector argentino)

La región del río Vizcachas consiste en un territorio binacional ubicado en el extremo SO de la provincia de Santa Cruz, de vertiente pacífica, integrante de un sistema hidrográfico mayor denominado “Hoya del Río Serrano” en la República de Chile (Figura 1.1). Consiste en una región relativamente pequeña en tamaño, entre unos 6.673 y 8.667 $km^2$, dependiendo de la fuente consultada (Niemeyer, 1982; CADE–IDEPE, 2004; CONAF, 2017; IDEChile, 2017; 2018), aunque de gran importancia en términos de la producción anual de caudales, entre los mayores de la Patagonia Austral, con un módulo anual medio del orden de los 327 $m^3/s$, con oscilaciones estacionales extremas (medias) documentadas de entre poco menos de 50 $m^3/s$ y hasta 839 $m^3/s$ (CADE–IDEPE, 2004). La extensión en territorio argentino, ubicado en la cuenca alta o de recepción, alcanza a 1.814,1 $km^2$, equivalente a aproximadamente un 20,9% de su extensión total. Sin embargo, el aporte en términos de caudales resulta extremadamente bajo, con un módulo aproximado del orden de los 3–5 $m^3/s$ (Niemeyer, 1982; DNGRH–UNLP, 1998), (equivalente estimativamente a ~1,5 % del total producido por la región).

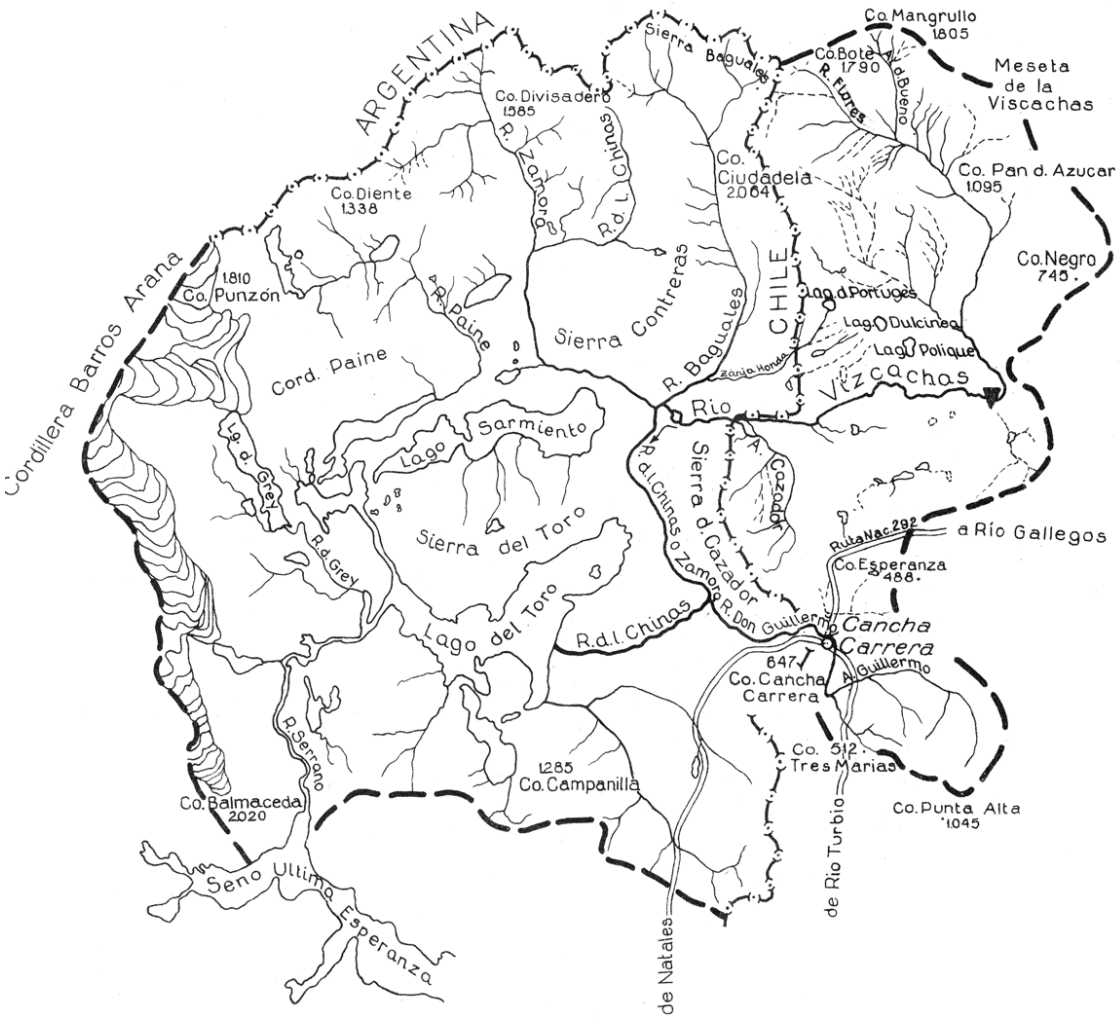


**Figura 1.1. Región Hidrográfica de los ríos Vizcachas – Serrano (RH11), extraído de cartografía del CFI (1961).**

Las principales fuentes que dan origen al curso del río Vizcachas, el principal colector de la región, consisten en numerosos pequeños cursos asociados a vegas y mallines al pie de la *sierra de Baguales*, la *meseta del Italiano* y la *meseta de Vizcachas*, en el SO de la provincia de Santa Cruz, éstos a su vez hitos geográficos que limitan esta región de la vertiente del río Santa Cruz, al norte. La confluencia de los primeros arroyos como *Ensenada de Flores*, *Ensenada de Falcón* y *Ensenada de Riques* con el arroyo *de Bueno* dan origen al curso principal del río Vizcachas, aguas abajo del Puesto La Piedra (CFI, 1961; DGNRH–UNLP, 1998; DIFROL, 2018). Su curso principal mantiene un sentido predominantemente norte-sur hasta la proximidad del cerro *Palique*, en donde gira al oeste hasta el cruce de la frontera con la República de Chile, entre los Hitos 70 y 71, luego de recibir la descarga del arroyo *Cazador*. Un poco más al oeste, al pie de los cerros *Ciudadela*, *Pináculo* y *Santa Lucía*, nace un tributario menor de éste (a través del chorrillo *Baguales*, en Chile) denominado *Zanja Honda*, sobre cuyo eje norte-sur corre el límite internacional.

En el extremo sur de esta región hidrográfica, en una planicie elevada de mallines sobre la divisoria de aguas con la RH13 (río Gallegos), con hitos geográficos de referencia como los cerros *Cancha Carrera*, *Tres Marías* y *Punta Alta*, se origina el arroyo *Don Guillermo*, el que recorre un corto tramo de sur a norte en territorio argentino, colectando aguas de numerosos tributarios pequeños y vegas hasta cruzar el límite internacional entre los Hitos 25 y 26.
El módulo anual del río Vizcachas registrado en la sección Cerro Palique (SSRH, 2019), en el tramo medio de la cuenca sobre el sector argentino, antes del cruce fronterizo, es de unos 1,36 $m^3/s$ según la serie disponible 2010 – 2019 (Diaz, 2019). El 75% de los registros se ubica en un valor máximo de 2,10 $m^3/s$ y el valor de referencia 1,5*IQR en 3,79 $m^3/s$. Sin embargo, la serie acusa registros de poco menos de 15,0 $m^3/s$ como extremos mensuales absolutos en crecidas extraordinarias. El 25% de la frecuencia de registros evidencia caudales mensuales medios de hasta 0,97 $m^3/s$ existiendo valores absolutos extremos mensuales promedio de 0,42 $m^3/s$.

Es importante tomar en consideración, según lo documentado por DGNRH–UNLP (1998), que existe una serie de obras hidráulicas a lo largo del recorrido del río Vizcachas que podrían representar una extracción media mensual de caudales (año redondo) del orden de 0,7 a 1,0 $m^3/s$ y para uso consuntivo en establecimientos agropecuarios de la región, sin devolución de drenajes. Actualmente se carece de una cuantificación documentada de estos caudales (Q) y su significado en la producción del Q total de la región.

El régimen de alimentación fluvial es de tipo pluvial a pluvio–nival. La distribución anual del coeficiente de caudales evidencia un pico de producción de aguas hacia el final del invierno, más evidente en la secuencia de registros disponible 2010-2019 que cuando se analiza la serie completa incluyendo dos décadas disponibles entre 1947-1965. En ese momento el predominio de las aguas producidas procede de la fusión de nieves estacionales, mientras que a finales de la primavera y comienzo del verano se produce un segundo pico estacional en coincidencia con momentos de alta pluviometría dentro de las cabeceras de cuenca (Figura 1.2). No pueden descartarse los aportes de agua por fusión de glaciares presentes en la cabecera de la región si bien se carece de una cuantificación específica de esta fuente por el momento. Éstos, en diversas geoformas, acumulan una extensión total de 5,68 $km^2$ en el sector argentino principalmente en la forma de glaciares descubiertos y de escombros (IANIGLA, 2018), (Figura 1.3).

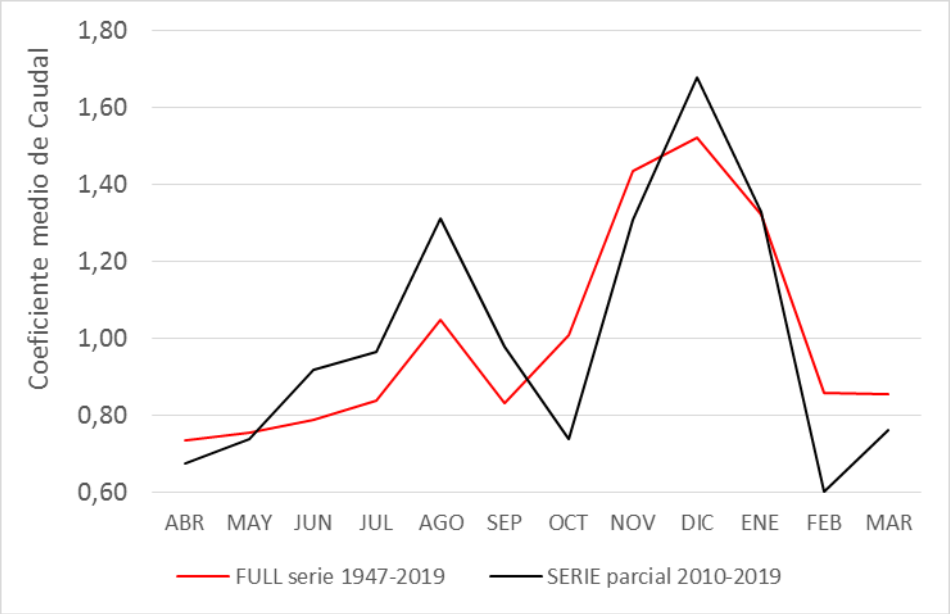


**Figura 1.2. Distribución del coeficiente medio de caudales mensuales para dos series temporales disponibles de caudales en la estación BDHI 2828: (a) la serie parcial más reciente 2010-2019; (b) la serie discontinua 1947-2019. Extraído de Diaz (2019).**

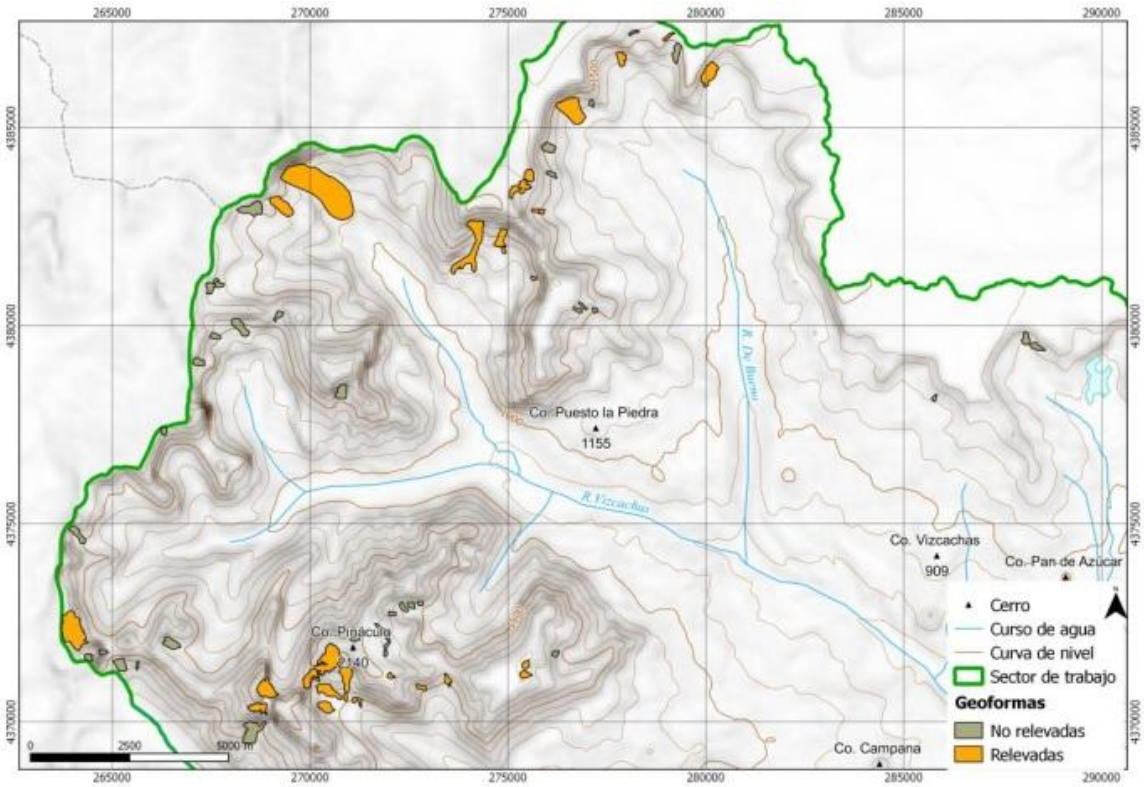


**Figura 1.3. Distribución de coberturas glaciarias en la cuenca alta del río Vizcachas. Extraído de IANIGLA (2018).**

Fuentes locales consultadas durante el presente proyecto no permiten suponer que el secamiento completo del río durante una temporada haya resultado habitual en décadas recientes, no obstante, lo cual esta situación se la ha constatado ya en fecha temprana durante el inicio de la primavera de 2019.
Con la excepción de un módulo anormalmente alto para los últimos años en la región, durante el año hidrológico 2017-2018 (unos 4,66 $m^3/s$), muy influenciado por lo sucedido en el trimestre de diciembre a enero con un caudal promedio de 11,4 $m^3/s$, la serie más reciente se ubica muy por debajo de los caudales registrados entre las décadas de 1940 a 1960 (Figura 1.4).

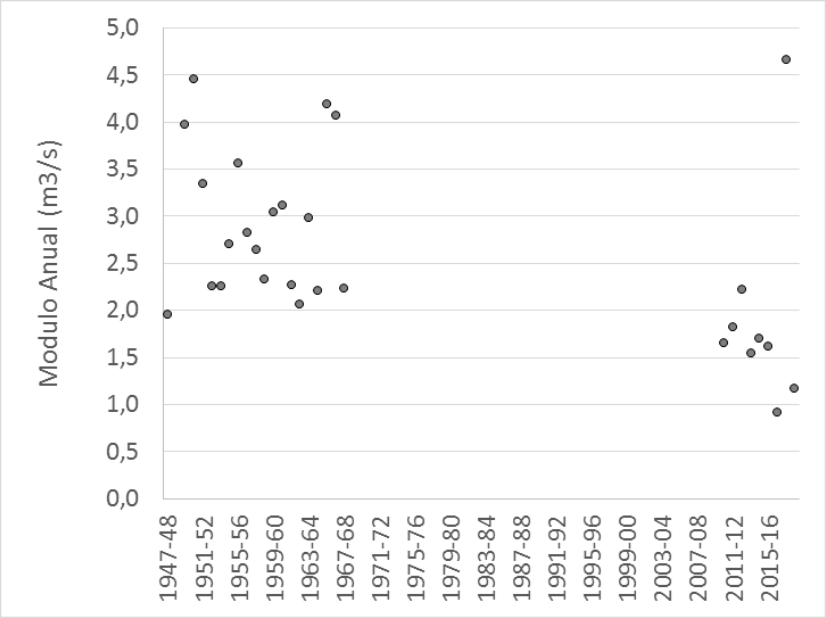


**Figura 1.4. Distribución de los caudales medios anuales, expresados en $m^3/s$, para la serie temporal total disponible en el río Vizcachas bajo (BDHI2828). Extraído de Diaz (2019).**

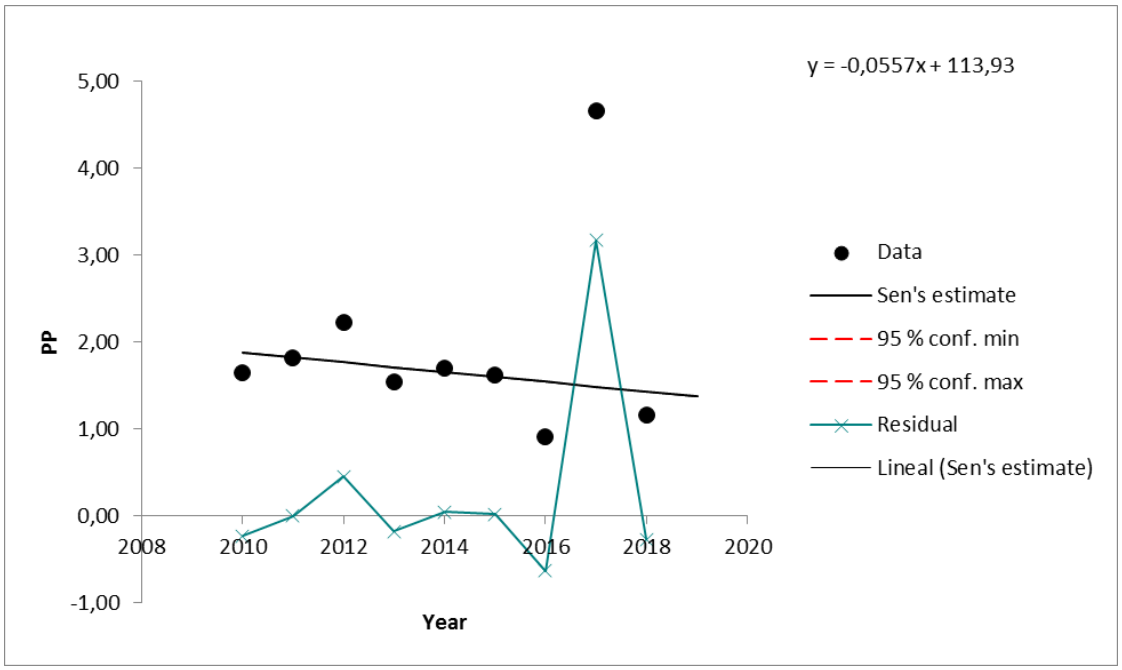


**Figura 1.5. Análisis de tendencia mediante el método de Mann – Kendall y Sens sobre la serie temporal de caudales medios anuales 2010 – 2019, en la sección hidrométrica BDHI2828, en el tramo inferior del río Vizcachas. Extraído de Diaz (2019).**

La serie temporal de caudales más reciente disponible aún resulta demasiado acotada como para realizar un análisis de tendencias. Si bien es posible observar una decreciente entre 2010 y 2019, la variabilidad interanual y los escasos datos disponibles no permiten confirmar que se trate de un fenómeno significativo y sostenido, aún incluso si no se considerase el año hidrológico anormal 2017-2018 (Figura 1.5).

## 1.2. Litología

En cuenca alta, nacientes del río Vizcachas, se encuentran basaltos alcalinos correspondientes a los *Basaltos Baguales* cuyos afloramientos se observan en ambas márgenes del valle del arroyo del Italiano, desde las inmediaciones del puesto El Tero hacia el oeste. En la vertiente sur de la meseta de las Vizcachas, alrededor de la laguna homónima, se encuentra otro manto lávico de menores dimensiones. La roca típica está representada por basaltos olivínicos de color negro en roca fresca, con pátinas de color castaño rojizo en la superficie alterada. La mayor parte de la meseta de Las Vizcachas está cubierta por coladas que corresponden al basalto homónimo. La superficie de la meseta es irregular y se encuentra cubierta por abundante material intersticial fino. El Basalto Baguales es sin-colisional, según análisis geoquímicos presentan valores relativamente altos de Nb/U (33-42) y Ce/Pb (14-23) y bajos de K/Nb (<300) y K/Ta (<50) similares a los de MORB (Basaltos

de dorsales medio oceánicas) u OIB (Basaltos de islas oceánicas). El contexto más probable para el origen de estos basaltos es el de ascenso de material dentro de una ventana astenosférica, asumiendo que la astenósfera contenía componentes de una pluma del manto. Esto se sustenta a través del contenido de K y la distribución de tierras raras (Cobos *et al*., 2014).

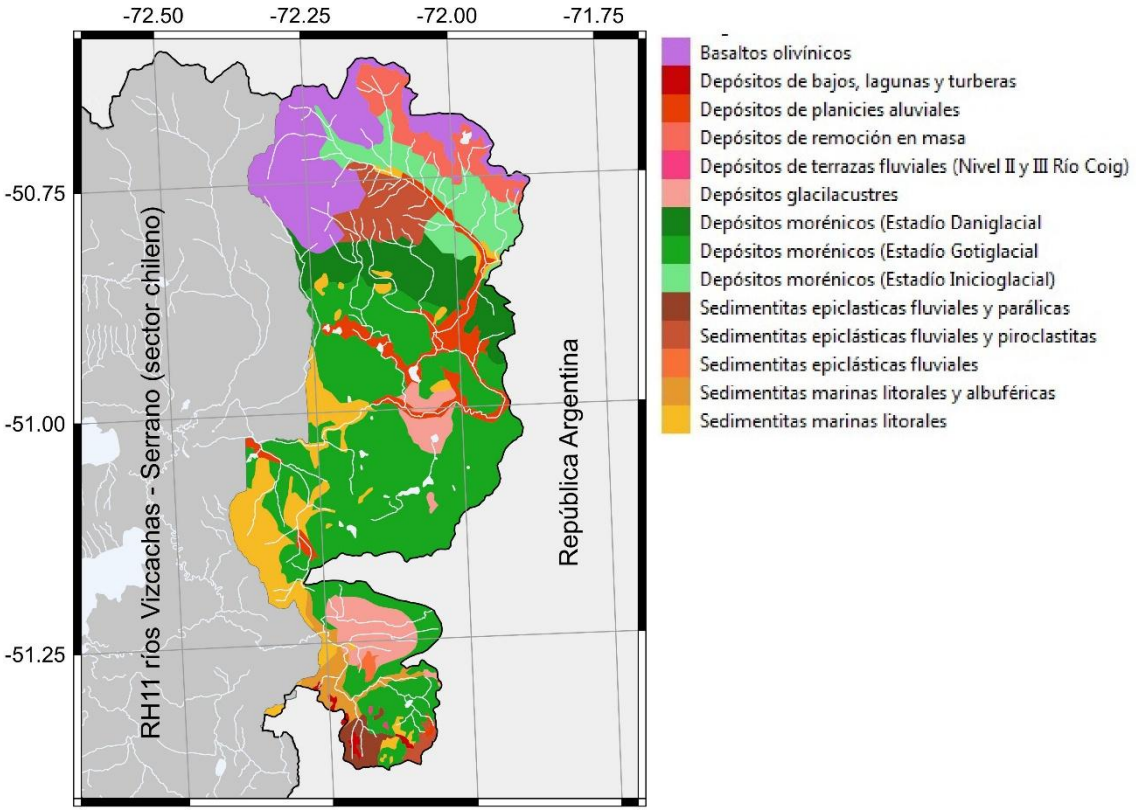


**Figura 1.6. Estratigrafía de la región del río Vizcachas. Elaborado por Cabral *et al.* (2010) y editado por Mata *et al*. (2013), a partir de información original de Pereyra *et al.* (2002) y Pereyra (2007.**

A continuación de los basaltos, el cauce atraviesa depósitos glaciales y morenas constituidas por till, gravas, arenas, limos, arcillas y bloques. El constante ciclo de embalse y ruptura del dique natural del glaciar Perito Moreno en esta región mantuvo activa la sedimentación de arenas y limos (Figura 1.6). Los sedimentos glacilacustres más antiguos se disponen en el valle del río Vizcachas y en el sector de la laguna Palique (Nullo *et al*., 2006).

En la margen sur del río Vizcachas se encuentran afloramientos de la Fm. Cerro Toro, constituidos por una secuencia de areniscas muy finas y pelitas grises oscuras. En algunos niveles psamiticos se observan sedimentos castaños verdosos producto de la tinción de óxidos de hierro y se encuentran concreciones calcáreas subesféricas, que llegan a anastomosarse resaltando

como cornisas. Se encuentra pirita framboidal, asociada a actividad microbiana. (Malumián *et al.*, 2000).

En el valle del río Vizcachas aflora la Fm. Cerro Cazador con muy buena exposición en el tramo cercano a Chile. Se encuentra constituida por areniscas finas verdosas, ricas en fragmentos volcánicos, con intercalaciones de pelitas, calcáreos (coquinas) y conglomerados. Estas areniscas procedentes de un arco magmático, registran un aumento de feldespato potásico de norte a sur. Fueron depositadas en un ambiente infralitoral muy cercano a la costa. (Malumián *et al.*, 2000).

## 1.3. Suelos

En la zona alta de la cuenca del rio Vizcachas se presentan dos órdenes principales de suelo, Molisoles y Entisoles, a partir de los cuales se pueden clasificar 3 subgrupos de suelos predominantes (Tabla 1 y Figura 1.7), (Cruzate *et al.*, 2013). El suborden Borol refiere a suelos Molisoles de regiones frías que se encuentran en altas montañas, con temperaturas cercanas a 0°C. En este suborden se identifican suelos con temperatura media anual cercana o por debajo de 0°C (Crioboroles) y otros con medias superiores (Haploboroles), (Moscatelli *et al.*, 1990).

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

| Orden | Suborden | Gran Grupo | Subgrupo |
|---|---|---|---|
| Molisol | Borol | Crioborol | Crioborol típico |
| | | Haploborol | Haploborol éntico |
| Entisol | Ortente | Udortente | Udortente andeptico |

Los Haploboroles énticos se caracterizan por ser suelos profundos, compuestos por dos horizontes, el primero (A1) de unos 35 cm de espesor es de textura franco arenosa con abundante materia orgánica. A partir de los 35 cm hasta los 110 cm de profundidad se encuentra un AC, de textura franca, sin estructura definida (Moscatelli *et al.*, 1990). Se ubican en morenas y valles de origen glaciar, ocupando las medias lomas altas y pendientes. Geográficamente se ubican en las nacientes del arroyo Don Guillermo, presentan un buen drenaje y no son sódicos. Los Crioboroles típicos por su parte, presentan un espesor medio de 24 cm (A1), de textura arenosa y estructurado en bloques finos y débiles y muy provistos de materia orgánica. Desde los 42 cm hasta los 110 cm se extiende un horizonte C. Todo el perfil

tiene grava fina y media, causando un drenaje algo excesivo. Por otra parte, estos suelos, en sus primeros 15 cm pueden llegar a permanecer congelados por largos períodos durante los meses invernales. Estos suelos se asocian al tramo medio del río Vizcachas.

En las nacientes del río Vizcachas se encuentran suelos pertenecientes al orden Entisol, donde el Suborden predominante es Ortente (Cruzate *et al.*, 2013). Se caracterizan por formarse en superficies recientemente erosionadas y generalmente los horizontes diagnósticos están ausentes. En este caso el subgrupo Udortente andéptico predomina. Se trata de suelos profundos, de más de 200 cm de potencia, con un horizonte A1 de 24 cm de espesor, textura franco arenosa, sin estructura definida y muy buena provisión de materia orgánica. A partir de éste se individualizan 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.

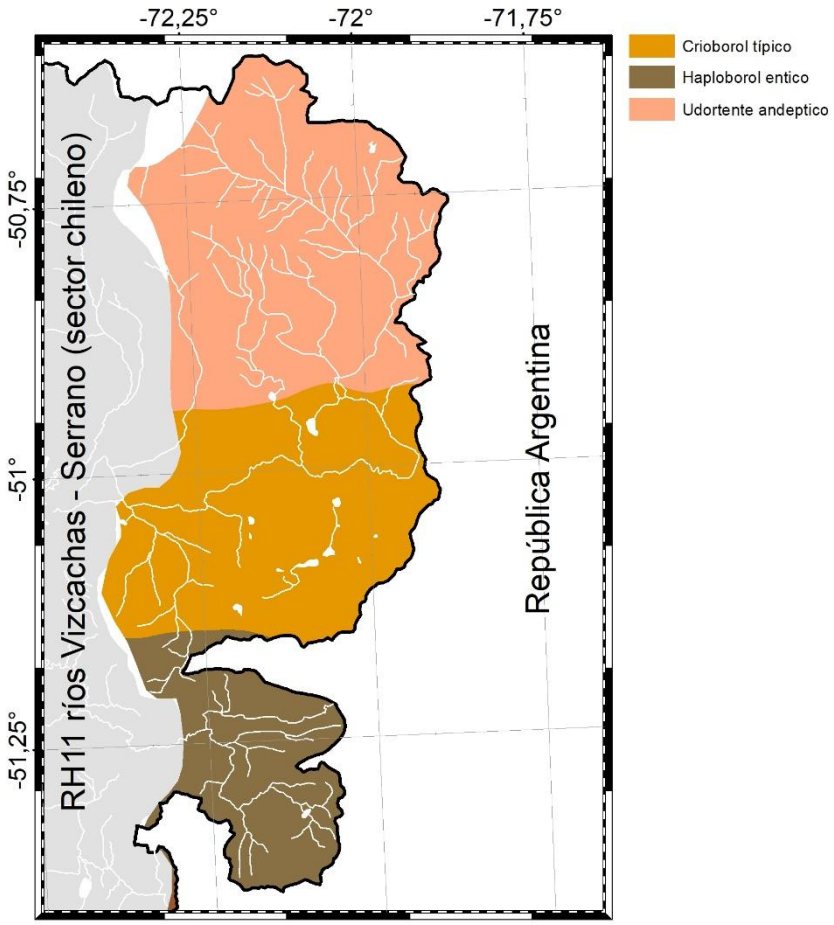


**Figura 1.7. Distribución de suelos por subgrupos dominantes en la RH11 Río Vizcachas, adaptado de Cruzate *et al.* (2013). Sectores en blanco dentro de la RH12 son el producto de inconsistencias entre fuentes de datos geográficos disponibles.**

## 1.4. Ambientes naturales

De acuerdo con Oliva *et al.* (2001), el sector argentino de la región hidrográfica del río Vizcachas se encuentra dividida en cuatro áreas ecológicas (Tabla 1.2 y Figura 1.8). En el sector medio de la RH11, asociada al tramo medio del rio Vizcachas se encuentra el área ecológica *Matorral de Mata Negra*, ocupando más del 50% del sector argentino. Ésta 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, además, individuos acompañantes de *Nassauvia darwinii*, *Acaena poeppigiana* y *Azorella caespitosa*. Esta distribución del matorral coincide con la presencia de suelos derivados de depósitos y planicies glaciarias, que tienen un elevado contenido de gravas y permiten la percolación profunda, situación que beneficia a la extracción de agua por parte de los arbustos a partir de capas más profundas del perfil de suelo.

**Tabla 1.2. Distribución areal de las áreas ecológicas en el sector argentino de la región hidrográfica del río Vizcachas RH11 (Oliva *et al.*, 2001).**

| Área Ecológica | Superficie ocupada (%) |
|---|---|
| Matorral de mata negra | 56,0 |
| Estepa magallánica húmeda | 9,0 |
| Pastizal subandino | 29,0 |
| Complejo andino | 6,0 |

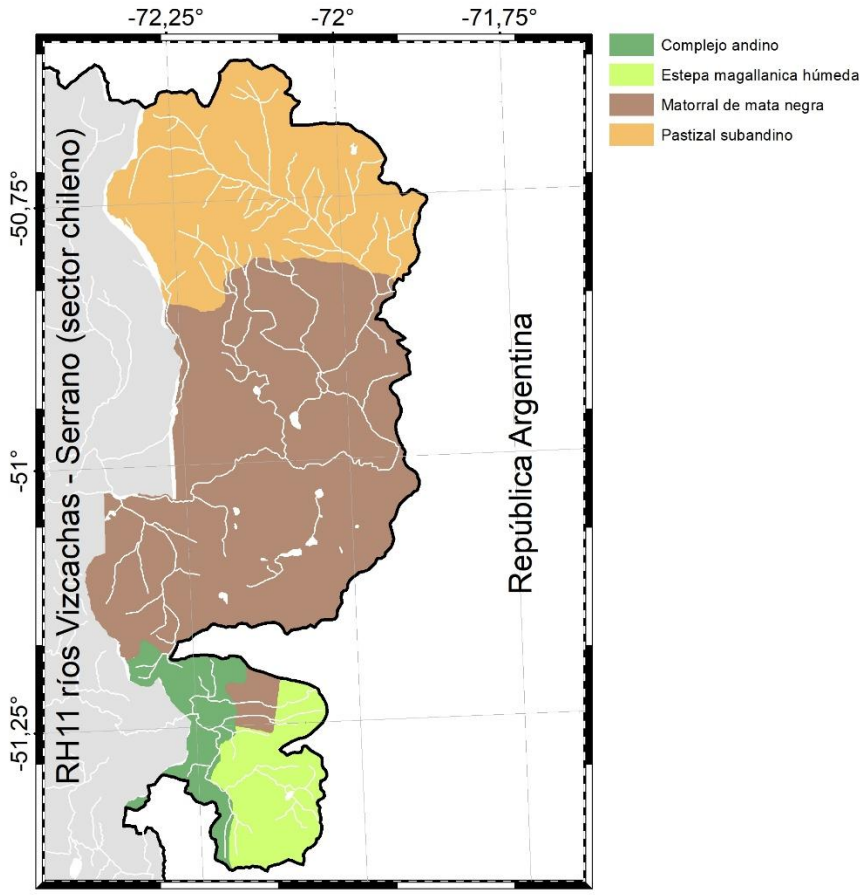


**Figura 1.8. Distribución de áreas ecológicas en la RH11 Río Vizcachas, adaptado de Oliva *et al.* (2001). Sectores en blanco dentro de la RH11 son el producto de inconsistencias entre fuentes de datos geográficos disponibles.**

En las nacientes del rio Vizcachas se encuentra el *Pastizal subandino*, formado por una estepa graminosa en la que domina el coirón blanco (*Festuca pallescens*) como especie principal y suele estar 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 también asociada a la zona de mesetas basálticas y sus deslizamientos.

En el sector sur de la región, asociado a las nacientes del arroyo Don Guillermo es posible encontrar la conjunción de dos áreas ecológicas, el *Complejo andino* y la *Estepa Magallánica Húmeda*. El primero caracterizado por la presencia de bosques caducifolios de especies del género *Nothofagus* ocupando laderas y valles con praderas y semidesiertos de altura. En las áreas más secas domina el bosque bajo de ñire (*Nothofagus antárctica*), mientras que en los sitios más húmedos prevalece la lenga (*Nothofagus pumilio*). Por otro lado, la *Estepa*

*Magallánica Húmeda* representada por una estepa graminosa de coirón fueguino (*Festuca gracillima*) como especie dominante, es acompañada por gramíneas de los géneros *Deschampsia*, *Rytidosperma*, *Agropyron* y graminoides del género *Carex,* que se distribuyen en la sección más alta de esta zona.

Existen también extensas estepas subarbustivas dominadas por murtilla (*Empetrum rubrum*), denominadas “murtillares”. Son áreas de la mayor importancia dado revelan la existencia de suelos degradados en los cuales no solo tienen una buena capacidad de instalación y competencia, sino que una vez allí causan efectos negativos sobre los pastizales y los propios suelos asociados a través de procesos de acidificación y podzolización de los suelos que potencian su degradación (Collantes *et al.,* 1989). Estos autores consideran que el humus generado por la murtilla tendría la capacidad de disminuir el pH del suelo, mientras que a través del proceso de podzolización se generaría en estos ambientes un horizonte de lavado, evidenciado por un drenaje del $Ca^{2+}$ y otras bases del perfil hacia capas más profundas, disminuyendo así la fertilidad del horizonte superficial.

# 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.

## 2.1. Caracterización física de las aguas de la RH11

*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 *at 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 mía en función de la meteorología. 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 el momento de muestreo. Hacia finales del verano, la temperatura media (TM) de los cursos analizados fue de 6,5 °C (mín= 4,3°C, máx= 9,7°C) y en cuerpos de 9,6 °C (mín= 9,0°C, máx= 10,1°C). 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 fue de 10,7 °C en ríos (mín= 8,9°C, máx= 14,8°C) y de 12,9 °C en cuerpos de agua (mín= 12,2°C, máx= 13,3°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 caudales circulantes en el caso de cursos (correlación negativa), (Aumassane y Fontanella, 2015).

Ambos cursos monitoreados en la RH11 presentaron $CE_E$ relativamente bajas durante las campañas de 2019 con valores promedio ligeramente más elevados en el verano respecto al invierno (155,8 y 139,6 µS/cm, respectivamente). En el caso del arroyo Don Guillermo se observó la mayor

diferencia entre ambos momentos con valores medidos de 173,2 µS/cm en invierno y 292 µS/cm en el verano, marcando una diferencia de 69%, con unos 442 y 400 l/s, respectivamente. El río Vizcachas, sobre el cual se analizaron muestras en un gradiente desde sus nacientes (VSUP) y hasta el tramo más bajo antes del límite internacional (VINF) evidenció en ambas estaciones una $CE_E$ promedio de 139,6 µS/cm en invierno ($Q_{medio}$= 5,7 $m^3/s$) y de 155,8 µS/cm en verano ($Q_{medio}$= 3,3 $m^3/s$). Se detectó una correlación positiva de 0,947 ($R^2$= 0,898) entre la $CE_E$ y la posición de la sección de muestreo a lo largo de una progresiva sobre el eje del río, creciendo la $CE_E$ promedio confirme circula el curso, en cualquiera de las estaciones analizadas, sugiriendo la posibilidad de una salinización progresiva de las aguas conforme su recorrido.

Las lagunas mostraron un importante gradiente de $CE_E$ en la región, desde el extremo más bajo medido en el invierno en VLN1 con 4,9 mS/cm y LRPH con 8,2 mS/cm, hasta 500,5 mS/cm durante el verano y 520,0 mS/cm en el invierno, en VLN2. En todos los casos durante el invierno de 2019 se observó un mayor volumen disponible de agua en los cuerpos en comparación al verano si bien no realizaron determinaciones métricas de esta situación como parte del presente proyecto y durante la toma de muestras.

*2.1.3. Sólidos disueltos (STD) y en suspensión (SST).* 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 (Bilotta and Brazzier, 2008).

En los cursos de la RH11 se determinaron concentraciones de entre < 1,0 y 5,0 a 6,0 mg/l de SST entre el final del invierno y final del verano, respectivamente, en el último caso con mayores caudales promedio y velocidades de la corriente en superficie. En el caso de los cuerpos de agua, las concentraciones oscilaron entre 1,0 – 11,0 mg/l en invierno hasta 12,0 – 18,0 mg/l en el verano, en este último caso con mayor volúmen disponible aunque en ambas temporadas con muestreos condicionados por temporales de viento. Un caso excepcional lo presentó la muestra VLN1 en laguna Palike con una concentración natural de SST de 265 mg/l, sin intervención de vertidos antrópicos. Con la excepción de este último registro, las concentraciones observadas no resultarían limitantes para diferentes grupos de organismos según antecedentes disponibles si bien

es importante tomar en cuenta el tiempo de exposición a tal fenómeno para conocer el impacto real de estos valores (Bilotta and Brazzier, 2008).

La concentración de sólidos disueltos (STD) en todas las muestras de aguas de ríos de la región resultó relativamente baja en ambas estaciones, con un promedio de 113,2 mg/l, ligeramente mayor en el caso de Don Guillermo (180,0 mg/l) respecto a las secciones del Vizcachas (promedio= 91,1 mg/l). En este último caso no resultó evidente un gradiente particular a lo largo de su recorrido, desde el tramo superior (VSUP= 80,0 mg/l) hasta el inferior (VINF= 83,3 mg/l). Los valores son congruentes con los registrados por DNGRH–UNLP en 1997, con rangos observados entre 104 y 166 mg/l en similares secciones de registro, de igual forma que con antecedentes disponibles en otros cursos y cuencas cercanos a la zona como en la región del arroyo Primavera (Casalinuovo *et al.*, 2018). Éstos confirman el carácter de baja mineralización de las aguas de la región (Tabla 6.5.7, Tomo I). Estos valores se encuentran dentro los valores guía para aguas naturales y utilizadas para riego (Anexo I), como para consumo humano (Anexo II).

En el caso de las lagunas, las concentraciones resultaron en extremos de 3.973 mg/l (VLN1) y 5.440,0 mg/l (LRPH) hasta 220,3 g/l (VLN2) durante el invierno. La situación no cambio durante el verano, evidenciando se valores de entre 3.510,0 mg/l (VLN1 y LRPH) hasta 272,0 g/l en VLN2. Ninguno de los resultados permite calificar a estas aguas como de interés para la bebida animal, humana o el riego (EPA, 1992; WHO, 1996; Weber Scanell and Duffy, 2007; Bilotta and Brazier, 2008).

## 2.2. Caracterización química de las aguas de la RH11

*2.2.1. pH.* Las aguas de la región tienen un carácter ligeramente alcalino, con un $pH_{medio}$= 7,9 a 8,6 respectivamente para verano (V) e invierno (I) en el río Vizcachas; para el arroyo Don Guillermo 8,0 en V y 8,3 en I; y entre 9,3 en V y 9,4 en I para las lagunas analizadas. Estos valores son consistentes con el único antecedente disponible en la región (DNGRH–UNLP, 1997), quienes documentan valores entre 7,9 a 8,6 para las mismas secciones muestreadas a lo largo del río Vizcachas, durante marzo de 1996. Diaz, en 1995 declaró un pH de 7,1 en la sección VINF, similar al pH observado en VSUP durante el final del verano de 2019 en el presente proyecto.

*2.2.2. Alcalinidad y dureza de $CaCO_3$.* Las aguas de los ríos Vizcachas y Don Guillermo presentaron valores relativamente bajos de dureza durante los momentos de muestreo en 2019, entre un promedio de 58,5 a 70,0 mg/l de $CaCO_3$ a lo largo de sus respectivos recorridos (δ= 28,5; cv%= 44,4). El número de muestras procesados (N=8) no permite la aplicación de un análisis estadístico suficiente como para evaluar la variabilidad y correlación observada entre secciones y momentos del año, no obstante, lo cual no pudo encontrarse un patrón específico en este parámetro, en forma preliminar, asociable a la posición de una muestra a lo largo de los ríos o bien temporalmente entre estiaje y el momento de mayores caudales. El Don Guillermo alcanzó en marzo la mayor dureza entre los cursos de agua con 115,0 mg/l de $CaCO_3$, aunque sin diferenciar el tipo de agua resultante del promedio de la región (ver más adelante en este Tomo *Clasificación e interpretación de las aguas*).

Por su parte, las lagunas tomadas como representativas de la región acusaron importantes extremos en términos de dureza, desde valores promedio bajos de 38,8 mg/l (laguna Scorpio en Ea. Rupai Pacha –LRPH–) hasta un promedio de 434,26 mg/l (lagunas Palique y El Bosque, respectivamente en las Ea. homónimas). En el caso de los cuerpos de agua se observó una ligera tendencia creciente en términos de dureza entre el momento de mínima disponibilidad de agua (marzo) respecto al de máxima (setiembre), entre un 12 y 60%. 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 todas las muestras procesadas, con un promedio de entre 68,7 y 71,7 mg/l (δ= 30,8; cv%= 52,6). El número de muestras procesados (N=8) no permite la aplicación de un análisis estadístico suficiente como para evaluar la variabilidad y correlación observada entre secciones y momentos del año. Sin embargo, mientras que, en el caso del Don Guillermo, las concentraciones promedio resultaron similares en ambos momentos de muestreo, con 77,8 mg/l en marzo y 79,6 mg/l en setiembre, en el caso del Vizcachas se presenta una concentración creciente de alcalinidad desde sus cabeceras (VSUP) y hasta su tramo final (VINF) antes del límite con Chile, desde un promedio entre temporadas de 36,3 hasta 102,1 mg/l (coef. correlación= 0,972; $R^2$= 0,944; N= 6).

En las lagunas la alcalinidad de $CaCO_3$ resultó notablemente elevada en todo momento del año, y sin una relación evidente con la temporada de muestreo. Entre los valores extremos observados se encuentra, en el umbral inferior, laguna Scorpio (en Ea. Rupai Pacha –LRPH–) con 346,7 mg/l (verano) a 1.002,4 mg/l (invierno), mientras que en el extremo opuesto laguna El Bosque

(Ea. homónima), con valores entre 13.672,4 mg/l (verano) y 12.505,2 mg/l (invierno).

*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 predominan en términos de concentración en las aguas de los ríos de la RH11. El $Ca^{2+}$ es el catión más abundante en ríos de todo el mundo y suele provenir mayormente de la intemperización de rocas carbonatadas, de igual forma que el $Mg^{2+}$, siendo en ambos casos casi despreciable sus aportes a través de la atmósfera (Allan and Castillo, 2007). 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).

En aguas de ríos y arroyos de la región presentó una concentración promedio de 16,5 mg/l (δ= 7,7 mg/l; cv%= 46,7), ligeramente mayor en el verano (19,0 mg/l) que en el invierno (14,0 mg/l). El arroyo Don Guillermo presentó la concentración más elevada de $Ca^{2+}$ durante el verano de 2019 (32,1 mg/l), mientras que el río Vizcachas, si bien con un promedio más bajo (14,0 mg/l), en ambas estaciones presentó una concentración creciente desde sus nacientes (VSUP) hasta su sección más baja (VINF). Estas tendencias y promedios en el río Vizcachas se convalidan con algunos antecedentes previos como Diaz con 18,0 mg/l en VINF en marzo de 1995 y los registros medios de la estación de control de la DGA (Chile) en Cerro Castillo, pocos km aguas debajo de VINF con un promedio de 18,7 mg/l para el verano y 25,3 mg/l para el invierno (serie de análisis 1991 – 2010). Estos valores 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). Sin embargo, también representan bajas concentraciones que podrían significar algunas limitaciones durante la aplicación de estas aguas en irrigación, en especial cuando el ion sodio se encuentre en concentraciones significativas.

En el caso de las lagunas el ion $Ca^{2+}$ se encuentra en términos de concentración en tercer lugar luego del $Na^{+}$ y el $K^{+}$, con un promedio entre cuerpos muestreados de 59,8 mg/l y con una gran variabilidad entre fuentes (δ= 49,2 mg/l; cv%= 86,5).

El $Na^{+}$ resultó el segundo catión en términos de concentración presente en las aguas de ríos y arroyos de la RH11, con una concentración promedio en la región de 10,6 mg/l (δ= 5,2 mg/l; cv%= 49,0). 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 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.

No se presentan en este caso, diferencias importantes de concentración entre estaciones, si bien en el caso del río Vizcachas si es evidente un aumento en la concentración conforme el recorrido aguas abajo desde un promedio de 6,5 mg/l en VSUP y hasta 10,4 mg/l en VINF. La mayor concentración promedio la mostró el arroyo Don Guillermo entre los cursos, con 17,0 mg/l. En todos los casos, estos valores se encuentran dentro de las referencias y guías para cursos naturales de todo el mundo y sin restricciones particulares para ningún uso (Anexos I a IV). En el caso de las lagunas, sin embargo, los valores analizados escapan a todas las referencias y umbrales utilizados en el presente informe, con una concentración promedio de $Na^+$ de 48,7 g/l (δ= 64,7 mg/l; cv%= 132,7). La variabilidad es muy grande dependiendo de la laguna en cuestión, entre extremos de 1,1 g/l (VLN1 en invierno) y hasta 125 g/l (VLN2 en verano). Si bien los datos son escasos por el momento, en éstos no se pudo observar una relación particular entre concentraciones y estacionalidad.

El $Mg^{2+}$ resultó el tercer catión en importancia entre los cursos superficiales de la región con un promedio de 5,2 mg/l (δ= 2,5 mg/l; cv%= 47,6) y el cuarto y menos significativo en las lagunas con 32,7 mg/l (δ= 43,5 mg/l; cv%= 133,2). Todos estos valores 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, algunos valores como el observado en VLN1 (109,0 mg/l de $Mg^{2+}$) superan umbrales de referencia para usos agropecuarios (Anexo I).

El $K^+$ resultó el catión con menor representación entre los mayoritarios en las aguas de cursos de la RH11 en ambas campañas de muestreo. Su concentración promedio para todas las muestras analizadas alcanzo 2,13 mg/l (δ= 0,8 mg/l; cv%= 39,3). Estos valores se encuentran dentro de rangos de referencia para cursos naturales si bien no existe un valor guía máximo (Anexo I). Durante el invierno las aguas del río Vizcachas un valor promedio superior a los 2,0 mg/l considerado un umbral máximo para su utilización en riego (Ayers and Westcot, 1985; Anexo I). En las lagunas, representó el segundo catión mayoritario en importancia, detrás del $Na^+$, con una concentración promedio de 657,6 mg/l entre cuerpos muestreados (δ= 794,0 mg/l; cv%= 120,7). La

variabilidad entre lagunas es muy grande y si bien dos de ellas no superan los 120 mg/l en ningún momento del año, el valor extremo lo demostró VLN2 con 1.450 mg/l en invierno y 1.600 mg/l en verano.

Los valores alcanzados por la Relación de Adsorción de Sodio (RAS) resultaron para todas las muestras de agua superficial de cursos de la región, notablemente bajos (<1) compatible con aguas de bajo riesgo sódico. En contrapartida, las aguas de las lagunas demostraron asumir valores fuera de los rangos de utilidad práctica a efectos de su uso para irrigación, incompatibles con cualquier uso agrícola posible (RAS promedio= 1.164,7; δ= 1.479,0 mg/l; cv%= 127,0). Esta situación se mantuvo en los cuerpos analizados de igual forma y con valores aproximadamente iguales tanto en invierno como verano.

*2.2.4. Aniones mayoritarios y salinidad*. La intemperización de las rocas, y en particular la producción y concentración de iones mayoritarios en las aguas escurridas, consiste en un proceso altamente dependiente de las condiciones climáticas de una región, específicamente de las precipitaciones y la temperatura, de igual forma que la composición de la cobertura del suelo.

En cuencas con una importante proporción de cobertura vegetal y rocas de origen sedimentario, es habitual que los bicarbonatos tiendan a predominar entre la composición de aniones de las aguas naturales de superficie (Hem, 1985). Su fuente principal es la intemperización de estas rocas, aunque también contribuye significativamente la disolución de $CO_2$ atmosférico y su producción a través de la respiración de microorganismos en el suelo (Allan and Castillo, 2007). En la RH11, el $HCO_3^-$ representó el anión de mayor concentración presente en todas las muestras de agua de ríos, dominando especialmente sobre el $CO_3^=$ (el cual en ninguna muestra fue detectado por sobre el umbral de detección en <1,0 mg/l), dado que el pH predominante en casi todos los cursos estudiados siempre se ubicó próximo a la neutralidad o ligeramente alcalino, dentro del rango óptimo para esta forma química. La concentración promedio del $HCO_3^-$ fue de 81,8 mg/l para cursos superficiales durante el invierno y de 85,4 mg/l durante el verano. Con la excepción de la muestra procedente de VINF, en todos los casos la tendencia fue ligera, aunque constante, a un incremento de la concentración durante la estación seca y de menores caudales (correlación= 0,821; $R^2$= 0,674).

Las tendencias no fueron tan claras entre estaciones para este ion en las muestras procedentes de lagunas si bien el número de repeticiones es pequeño aún para extraer conclusiones sobre el comportamiento de estos cuerpos. Las concentraciones promedio fueron significativamente mayores que

en el caso de los ríos, del orden de 2.392,4 mg/l para el verano y 2.561,3 mg/l para el invierno. No obstante, como en otros parámetros, también en carbonatos y bicarbonatos se presentaron fuertes contrastes entre las lagunas. El $HCO_3^-$ presentó valores extremos, promedio entre estaciones, de 766,4 mg/l en LRPH (Ea Rupai Pacha) hasta 4.370,4 mg/l en VLN2 (Ea. El Bosque, a unos escasos cientos de metros una de la otra. Ésta última presentó las mayores concentraciones de $CO_3^=$ de la región oscilando entre unos 5.398 mg/l para el invierno y 5.998 mg/l para el verano.

El ion cloruro **(**$Cl^-$**)** suele compartir un origen común al sodio en los cursos naturales de agua. Su relevancia ambiental es escasa desde puntos de vista químicos y biológicos, en relación los restantes iones mayoritarios (Hem, 1985; Allan and Castillo, 2007), más aún tomando en consideración que, con la excepción de algunos vertidos industriales o una fuerte influencia de aguas marinas, en las aguas naturales dulces, sus concentraciones suelen ser muy bajas, como se pudo observar en la totalidad de aguas de ríos de la RH11 analizadas en ambas campañas. Junto con los sulfatos, éste se presentó en concentraciones bajas en aguas procedentes de ríos, con un promedio de 13,0 mg/l en el invierno y 10,2 mg/l en el verano. El número de muestras por el momento resulta muy bajo como para estudiar relaciones específicas de comportamiento de este ion entre estaciones, posición dentro de cada río y eventualmente su dinámica con los caudales. En las lagunas se presentó una situación muy diferente. El $Cl^-$ es el ion claramente dominante evidenciando concentraciones tan extremas como 146,2 g/l en invierno y 150,8 g/l en el verano en VLN2, acompañando a fuertes concentraciones de $Na^+$, también dominante entre los cationes. En otros casos como LRPH, si bien presentando importantes concentraciones, sus valores resultan notablemente más bajos, en un promedio anual del orden de 1,5 g/l.

Incluso el ion sulfato $SO_4^{-2}$ se presentó en importantes concentraciones en VLN2 si bien con un gran contraste entre estaciones, oscilando de 1,5 g/l en el invierno a 14,0 g/l en el verano. Esta laguna también resulta una rareza para este elemento dado que las concentraciones observadas en otras de la región se muestran una concentración promedio del orden de 0,2 g/l. Su presencia en agua de ríos es considerablemente menor, de entre < 1,0 y 13,0 mg/l para el río Vizcachas a lo largo del año y entre 19,0 y 30,6 mg/l para el Don Guillermo.

*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 media en cursos durante los momentos de registro fue de 9,0 mg/l y 10,8 mg/l respectivamente para el río Vizcachas con una temperatura media (TM) de 10,7°C durante el invierno y de 10,8 a 12,1 mg/l durante el verano, con una TM de 6,3 °C. En iguales momentos el arroyo Don Guillermo evidenció concentraciones medias de 12,6 y 10,2 mg/l en las respectivas estaciones con TM de 8,9 y 7,3 °C.

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.

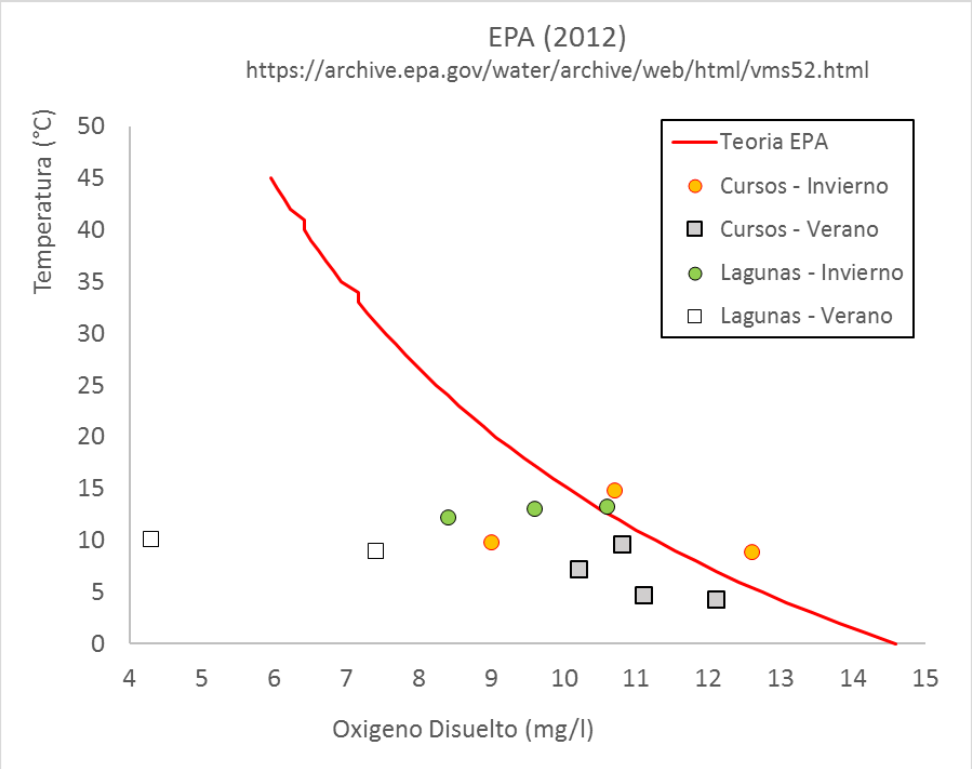


**Figura 2.1. Presencia de oxígeno disuelto (OD) en puntos de toma de muestras de agua de la RH11 durante 2019. Puntos que exceden la curva de máxima disolución posible (EPA, 2012) no han sido corregidos por salinidad del medio o presión atmosférica durante el momento de toma de datos.**

*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. Así, en el curso del arroyo Don Guillermo se detectaron valores de entre 12,5 mg/l de MO en invierno (alto caudal) y 104,0 mg/l en el verano (bajo caudal estacional). En el caso del río Vizcachas, las concentraciones en el momento de altos caudales oscilaron en torno a 3,7 y 6,9 mg/l y para finales del verano con caudales reducidos, si bien no los menores haituales de la estación, las concentracioens de MO alcanzaron entre 2,9 y 25,6 mg/l. La variabilidad es importante aunque más baja que lo observado en Don Guillermo. En ambos casos las superficies de humedales dentro de las cuencas generadoras de escurrimientos y la concentración de la ganadería ovina y bovina podría explicar estas elevadas presencias de MO.

En el caso de las lagunas, la dinámica estacional de la MO en el agua replicó lo observado en ríos, si bien con concentraciones diversas. A finales del invierno se observaron valores de entre <0,001 a 9,68 mg/l mientras que a finales del verano con escasos volúmenes de agua disponible los rangos fueron de entre 35,2 y 59,2 mg/l.

*2.2.7. Nitrógeno y sus formas.* Entre las formas químicas del N analizadas en aguas de la RH11, el ion amonio **(**$NH_4^+$**)** resultó el único prácticamente ausente en todas las muestras, cuando menos dentro del umbral de detección mínimo (<0,05 mg/l) con la sola excepción de la laguna LRPH (en el Ea. Rupai Pacha) y durante el final del invierno, con una concentración de 0,6 mg/l. En ninguno de los casos, estas concentraciones se encuentran por fuera de los rangos considerados habituales para el amonio en aguas naturales de superficie libres de contaminación (McCutcheon *et al.,* 1993), (Anexo I) si bien en el caso de LRPH la concentración se encuentra por sobre los niveles guía de aguas de consumo humano y de referencia en cursos naturales de la provincia (Anexos II y III). 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).

Los nitritos ($NO_2^-$) no se observaron por sobre el umbral de detección de <0,001 en muestras procedentes del invierno para ningún agua de la región. Con caudales bajos en ríos y volúmenes próximos a desaparecer en lagunas, hacia finales del verano, las concentraciones detectadas oscilaron entre 0,003 – 0,004 mg/l en lagunas y entre 0,005 y 0,012 mgl/ en ríos, 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). 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 encunetra 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 214 – 331 mV), en la región.

Los nitratos ($NO_3^-$) representan la forma química más común del N en aguas naturales (McCutcheon *et al.,* 1993). Con la excepción de la muestra VLN2, procedente de la laguna El Bosque (en el Ea. El Bosque), durante el invierno ninguna concentración superó el umbral de detección en <0,1 mg/l. La muestra VLN2 alcanzó 2,9 mg/l de $NO_3^-$. Hacia finales del verano las muestras de agua procedentes de ríos tampoco acusaron niveles mayores a 0,1 mg/l si bien las lagunas aumentaron su concentración hasta valores de entre 3,1 mg/l (LRPH) y hasta 7,1 mg/l (VLN2). En ningún caso, los valores observados superan niveles guía o aún referencias promedio esperadas para cursos naturales sin contaminaciones específicas (antrópicas) y para diferentes usos (Anexo I a IV). 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).

*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 con la sola excepción de una laguna (VLN1) y exclusivamente durante el invierno, con un valor para el $PO_4^{3-}$ (4,51 mg/l). Hacia el final de la estación seca, en los cursos de agua, no se detectó P o $PO_4^{3-}$ por sobre el umbral mínimo de detección de 0,01 mg/l mientras que la concentración de este último elemento, a finales del invierno, osciló entre 0,02 y 0,06 mg/l para los cursos del Don Guillermo y Vizcachas, respectivamente. Estos valores, con la excepción del observado en VLN1, resultan dentro de los límites citados en diversos cursos naturales 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). 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 ninguna de las muestras tomadas en el presente proyecto, dentro del umbral mínimo de detección (Tabla 2.1).

La RH11 (de igual forma que la RH12) ha experimentado en años recientes una importante expansión de la frontera de aprovechamiento de hidrocarburos habiendo logrado cubrir casi la totalidad de su territorio en la actualidad, en etapa de exploración. Los procesos y actividades involucrados en esta actividad (como así también durante etapas de explotación) representan un crecimiento en los riesgos de contaminación asociados a las prácticas extractivas e industriales, usualmente en la forma de derrames de diverso origen posible. Sin embargo, y salvo situaciones extraordinarias, la ocurrencia de estos eventos en áreas continentales siempre tienen un carácter puntual y concentrado en el espacio y con mayor potencial de afectación de acuíferos que de cursos (dependiendo en gran medida de las locaciones de perforación), con lo cual las probabilidades de encontrar evidencias de presencia de hidrocarburos en muestreos estacionales puntuales resulta muy baja por el momento. La contaminación relacionada con los hidrocarburos no reconoce un origen único en la explotación o la industrialización del petróleo sino en cualquier vertido de tipo industrial o domiciliario en que se concentren también derivados del petróleo como aceites y combustibles, situación más común en áreas urbanas y periurbanas, aunque no por ello imposibles en áreas rurales.

**Tabla 2.1. Umbrales mínimos de detección en las diferentes técnicas de laboratorio (ver Tomo I) para los diferentes metales e hidrocarburos analizados en muestras de agua en el presente proyecto [a] y de datos procedentes de DGA (2018) [b] en cursos binacionales durante el período 2012–2018.**

| PARÁMETRO | UNIDAD | UMBRAL [a] | UMBRAL [b] |
|---|---|---|---|
| Aluminio (Al) | mg/l | 0,001 | 0,6 (0,2) [c] |
| Arsénico (As) | µg/l | 2,0 | 1,0 |
| Bario (Ba) | mg/l | 0,1 | sd |
| Cadmio (Cd) | µg/l | 5,0 | 10,0 |
| Cinc (Zn) | mg/l | 0,1 | 0,01 |
| Cobre (Cu) | mg/l | 0,1 | 0,01 (0,02) [c] |
| Cromo (Cr) | mg/l | 0,05 | 0,05 |
| Hidrocarburos Totales (TPH) | mg/l | 0,5 | sd |
| Mercurio (Hg) | µg/l | 1,0 | 1,0 (2,0) [c] |
| Níquel (Ni) | µg/l | 5,0 | 50,0 |
| Plata (Ag) | mg/l | 0,01 | 0,01 |
| Plomo (Pb) | mg/l | 0,05 | 0,02 (0,07) [c] |
| Selenio (Se) | µg/l | 4,0 | 1,0 |

[c] Hasta el año 2016 el umbral mínimo de detección fue mayor al aplicado en niveles guía de Argentina), en la actualidad más bajo.

*2.2.10. Metales pesados.* No se detectó presencia de ninguno de los metales pesados analizados en ninguna de las muestras tomadas en el presente proyecto, dentro de los umbrales mínimo de detección propuestos (Tabla 2.1).

En términos de estándares internacionales, los umbrales mínimos de detección utilizados en el presente proyecto para el Al, As, Ba, Cd, Cr, Ni y Se permitieron establecer que, en caso de existir elementos en el agua, éstos 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 McCutcheon *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). El único elemento que supero en algunas muestras el valor guía T2 de la Ley Nacional de Residuos peligrosos fue el Al (Anexo IV) y durante el invierno en momento de

mayor contenido de agua en lagunas y caudales en cursos de la región. Durante el verano ninguna muestra superó el umbral de detección en <0,001 mg/l.

En el arroyo Don Guillermo, aguas abajo y a corta distancia del límite internacional a partir del invierno de 2017 y hasta el último registro analítico en el invierno de 2018 se detectaron concentraciones crecientes de Ag, entre 4,09 y 14,86 mg/l, ligeramente por encima de los valores guía de EPA (1994 – 2017), (Anexo I) aunque sin superar la referencia de ANMAT (2017) para aguas de consumo (Anexo II). En el invierno de 2018 se registraron concentraciones puntuales de 0,077 mg/l de Ni, 4,3 mg/l de Al y 92 mg/l de Cr, superiores a los valores guía para aguas naturales y de consumo. Desafortunadamente, al momento de cierre del presente informe, se carece de más análisis para aguas de esta sección en fechas posteriores a agosto de 2018.

El curso del río Vizcachas presentó, entre unos 77 análisis de aguas entre el otoño de 1990 y el invierno de 2018 (últimos análisis publicados por la Dirección General de Aguas de Chile) unas 26 ocasiones en que las concentraciones detectadas de Al en agua superaron el nivel guía de 0,2 mg/l establecido por ANMAT (2017) para aguas de consumo humano (Anexo II) y por la Ley Nacional de Residuos Peligrosos aún para aguas naturales (Anexo IV).

*2.2.11. Flúor*. No se detectó la presencia de F en ninguna muestra de agua de la RH11 durante el verano de 2019 por sobre el umbral mínimo de detección (<0,01 mg/l). En las muestras correspondientes al invierno, para el curso del río Vizcachas se detectaron concentraciones crecientes desde <0,01 mg/l en la cuenca alta (VSUP) hasta 0,2 mg/l en la sección final (VINF). El arroyo Don Guillermo acusó la mayor concentración para un curso de agua natural con 0,29 mg/l. En el caso de los cuerpos de agua, las concentraciones de F oscilaron en un amplio rango entre 0,06 (VLN1) y 1,42 mg/l (VLN2).

No se dispone de valores guía específicos para fuentes de agua natural, si bien para el caso de aguas de consumo humano, casi todas las muestras analizadas resultan deficitarias en F con la excepción de la laguna VLN2, según límites de ANMAT (Anexo II). Esta situación se mantiene similar a lo observado por Diaz en 1995.

*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.

No se detectó la presencia de *Pseudomonas aeroginosa* en ninguna muestra de agua superficial de la RH11. Todas las muestras de la RH11 evidenciaron presencia del grupo coliformes totales (CT) y tan solo aquellas procedentes de cursos superficiales evidenciaron en ocasiones la presencia de coliformes fecales (CF). En el caso particular de las lagunas no se detectó presencia de ninguno de los grupos analizados: coliformes fecales, coliformes no fecales ni bacterias aerobias, en ninguno de los momentos de muestreo estacionales.

En el caso de los cursos superficiales de la RH11 se detectaron diferentes niveles de contaminación con todos los grupos analizados, siempre con menor presencia para cualquiera de las secciones estudiadas en invierno respecto del verano. Así, el grupo de CT presentó entre 4,4 y 12 NMP/100 ml en todas las secciones, encontrándose los valores más altos en el momento del muestreo en el tramo bajo de RGUI (en proximidad de un potrero de vacunos con alta carga animal) y en VSUP (en un momento en que un gran rodeo de ovinos se encontraba en el potrero aguas arriba de la sección de muestreo). El grupo de CF acusó entre <2,2 y 8,8 NMP/100 ml con similar distribución a la comentada previamente. Durante el verano las concentraciones resultaron en promedio superiores en cursos de la RH11, entre 8,8 y 88 NMP/100ml para el grupo de CF y 8,8 a 13 NMP/100ml para CT, siempre con valores extremos en similares secciones que en el invierno.

## 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 según referencias (Sanders, 1998 en Tabla 5.1, Tomo I; y en 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 riesgo para su utilización en riego –C1– (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). La muestra del arroyo Don Guillermo (RGUI), hacia finales el verano demostró un salto de categoría hacia un agua de tipo C2, con una $CE_E$ superior a 250 µS/cm que, para algunas clasificaciones como USDA (1954) y Thorne y Peterson (1954) representan un riesgo ligeramente mayor durante su aplicación en riego (ver Tomo I)

Los valores de $CE_E$ determinados en lagunas escapan completamente a las escalas convencionales de clasificación de aguas para riego o bien, en el mejor de los casos, se trata de aguas de alto riesgo de salinización para todas las clasificaciones disponibles para aguas de riego (Avellaneda *et al.*, 2004, en Tabla 6.9, Tomo I; Figura 2.3.4). En algunos casos como LRPH y VLN1 pueden clasificarse como las aguas esperadas en bajos pantanosos y humedales, pero casos como el de VLN2 califican como salmueras (Sanders, 1998 en Tabla 5.1, en Tomo I), todas ellas de elevada mineralización (Van der Aa, 2003 ver Tomo I). Con la excepción de esta última, las restantes aguas se encuentran todas dentro de umbrales aceptados para la bebida animal de un gran grupo de ganados (Tabla 2.3).

**Tabla 2.3. 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.

Sin tomar en consideración la oferta de agua en lagunas para su utilización en irrigación, la cual en general se trata 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 RH11 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 ni riesgos debido a la concentración salina.

En términos de calidad para su uso en riego la mayor proporción de aguas de ríos, según el esquema de Riverside (1954), se ubica en la categoría C1 (< 250 µS/cm de $CE_E$), especialmente durante el final del verano y con la sola excepción en ese momento de las aguas del arroyo Don Guillermo, de calidad 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 mencionada, C2, 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).

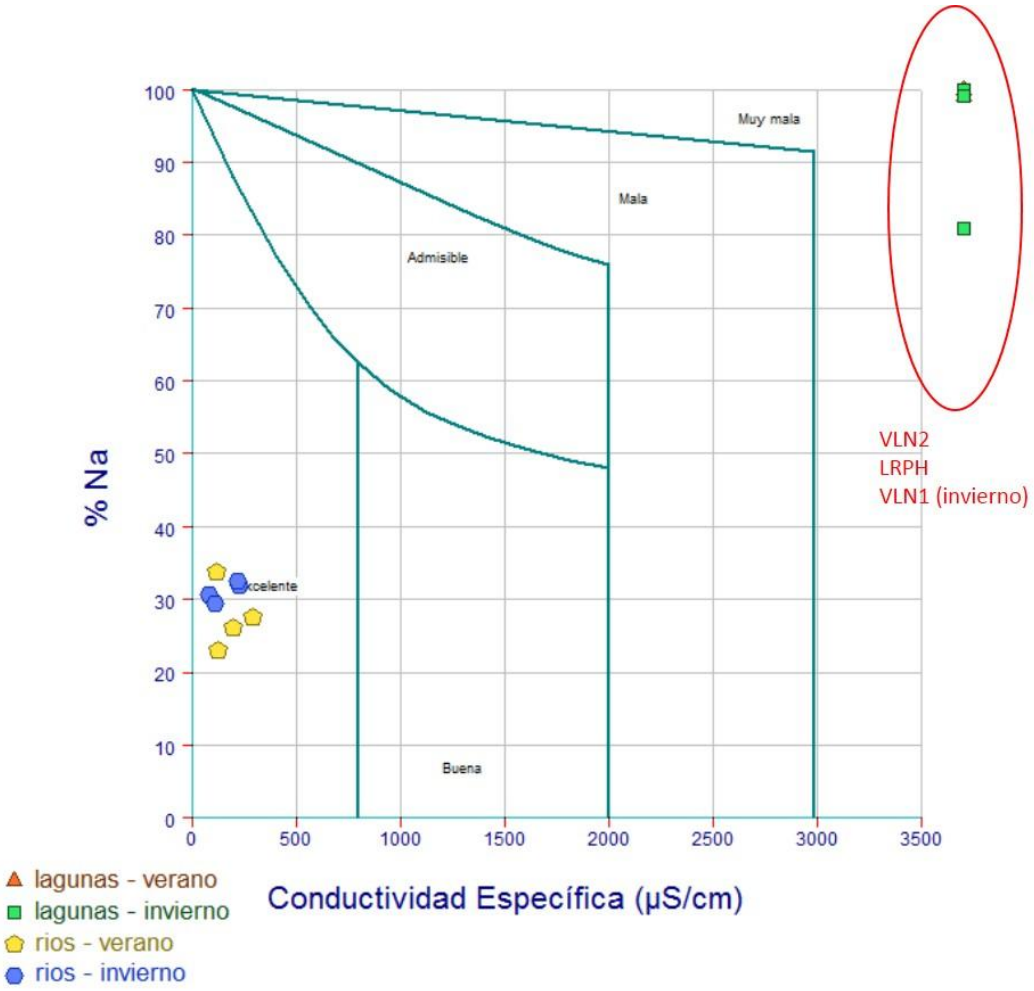


**Figura 2.2. Diagrama de Wilcox (1955) con la clasificación de aguas de la RH11 Río Vizcachas muestreadas en 2019, según la aptitud de uso para la irrigación. En rojo se destacan algunas muestras particulares, algunas fuera de rango.**

Si bien no se dispone por el momento de descripciones detalladas de los suelos de la región, los antecedentes disponibles no permiten suponer que existan impedimentos asociados a riesgos salinos y/o sódicos. Las calidades observadas en el agua no permiten suponer tampoco la existencia de estos riesgos, menos aún si se considera que los suelos dominantes se caracterizan por tener buena permeabilidad, incluso en ocasiones algo excesiva (Sección 1.3). 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. La situación se vuelve más críticas aún en una región como la RH11 del río Vizcachas en la cual la tendencia en años recientes es a una caída en la producción de aguas superficiales.

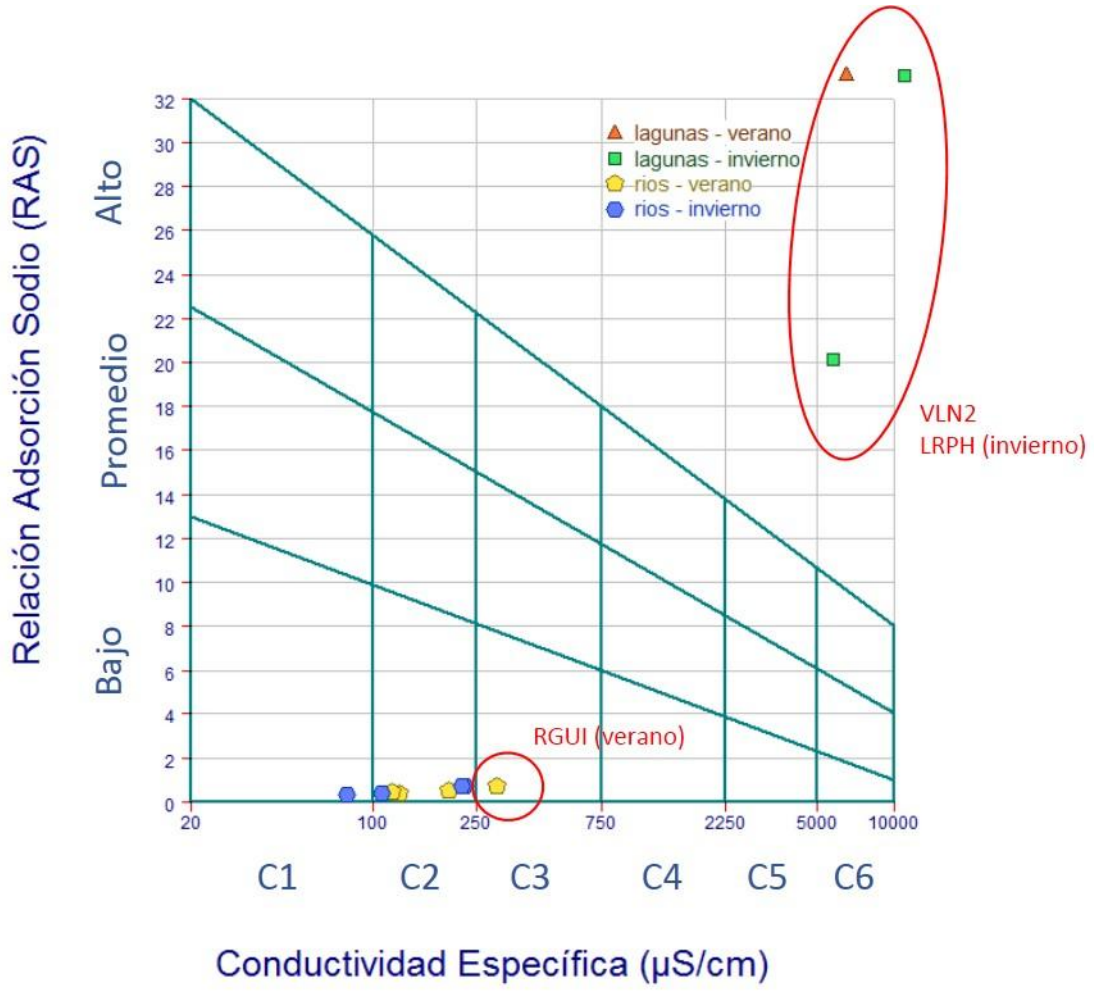


**Figura 2.3. Diagrama de Riverside (1954) con la clasificación de aguas de la RH11 Río Vizcachas muestreadas en 2019, según la aptitud de uso para la irrigación. En rojo se destacan algunas muestras particulares, algunas fuera de rango.**

*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.

Todas las aguas analizadas en la región, procedente de cursos naturales, pueden clasificarse a partir de los valores guía utilizados y para los parámetros físicos y químicos utilizados en el presente proyecto (Anexo VIII) como de buena a excelente calidad, sin elementos que representen toxicidad específica si bien en general tratándose de aguas de baja mineralización, como se explicó previamente. En algunos parámetros específicos algunas lagunas mostraron alguna restricción estacional y tan solo una de éstas (VLN2 demostró ser desde múltiples aspectos un agua limitante para la bebida animal. En términos generales, aún las lagunas que durante el final del verano alcanzan elevadas concentraciones en algunos parámetros como concentración de sales, entre otros, resultan de valor para la bebida de un grupo amplio de especies animales en la RH11.
Es importante tomar en consideración que para una calificación definitva de las aguas respecto a esta aptitud resulta necesario profundizar en parámetros no analizados en el presente proyecto y asegurar una continuidad temporal de los monitoreos. El presente proyecto solo aporta resultados exploratorios de calidad para esta aptitud.

*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). El tipo predominante de las aguas de ríos en la región del río Vizcachas y arroyo Don Guillermo es bicarbonatadas cálcicas y/o magnésicas, congruente con lo descripto por Diaz en 1995. En el caso de las lagunas éstas se clasificaron como bicarbonatadas sódicas y potásicas si bien en su mayoría cloruradas y/o sulfatadas sódicas (Figura 2.4).

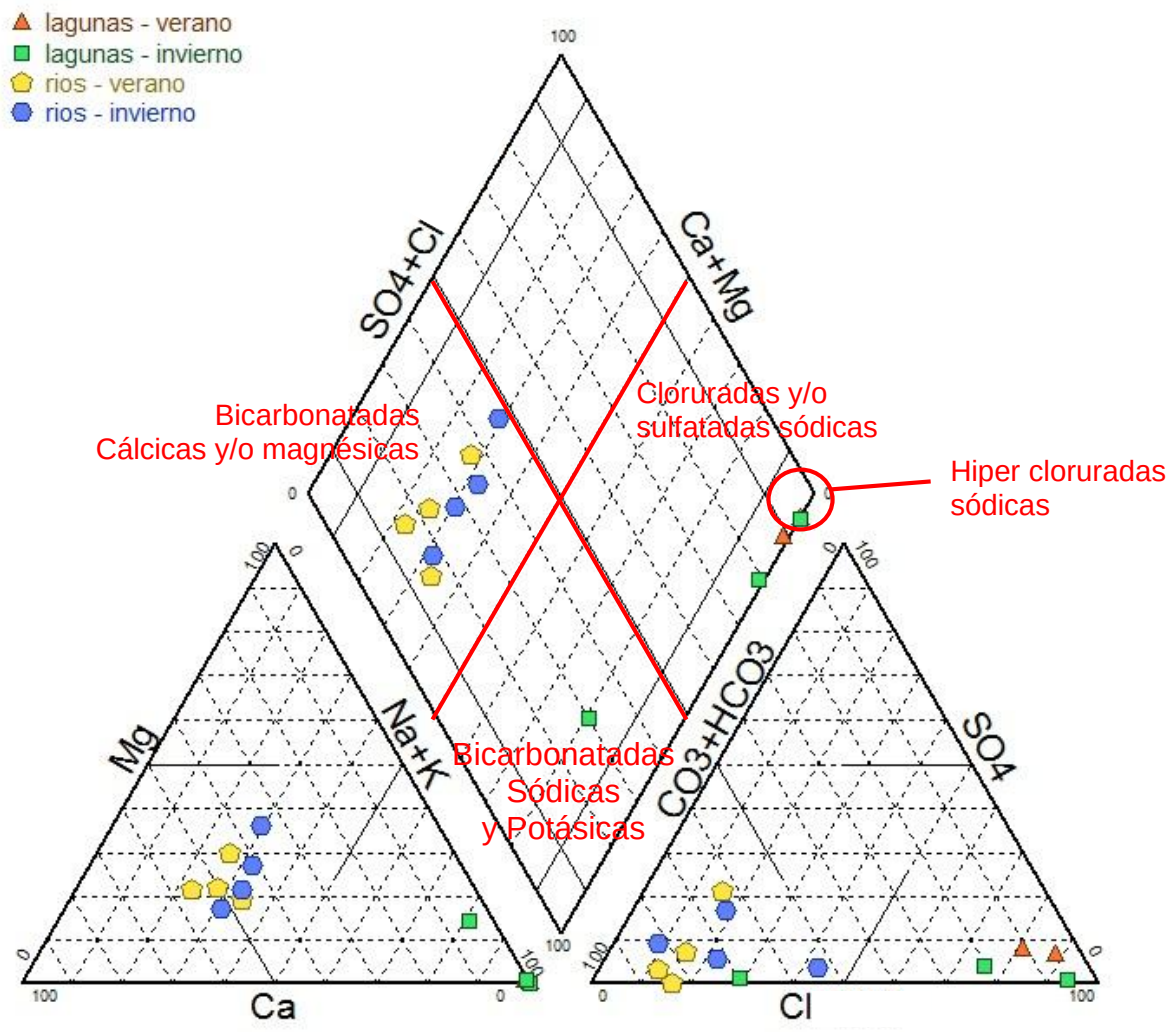


**Figura 2.4. Clasificación de las aguas superficiales de la RH11 río Vizcachas durante 2019, según el esquema de Piper**

*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), (ver 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 Vizcachas (VSUP, MVED y VINF) y Don Guillermo (RGUI) resultaron del tipo *Blandas* a *Moderadamente duras*, mientras que las lagunas evidenciaron aguas del tipo *Muy duras* a lo largo de todo el año (Tabla 2.4).

**Tabla 2.4. Clasificación de las aguas de superficie de la RH11 durante las campañas de invierno de 2019 (setiembre) y verano de 2019 (marzo) 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).**

| RANGO [a] | TIPO [a] | MUESTRAS | RANGO [b] | TIPO [b] |
|---|---|---|---|---|
| < 60 | Blandas | LRPH; VSUP; VMED (invierno) | < 50 | Blandas |
| | | VMED (verano) | 50–150 | Moderadamente duras |
| 60–120 | Moderadamente duras | VINF; RGUI | | |
| 120–180 | Duras | | 150–300 | Duras |
| >180 | Muy duras | VLN1; VLN2 | >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 (Svobodoba *et al.*, 1993; Wurts, 1993). Representa una importante medida del $Ca^{2+}$ presente, elemento crítico para la formación de hueso y la participación en diversos procesos metabólicos de peces y otras formas de vida, las que mayormente lo toman del agua o a través de la cadena trófica (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 (Svobodoba *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). Este último caso se encuentra en lagunas como LRPH y VLN1, en las que el ion $Mg^{2+}$ predomina por sobre las concentraciones presentes de $Ca^{2+}$.

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 $CaCO_3$.

La principal fuente natural de la dureza, cuando no es comprobable un impacto antropogénico específico por vertidos, es la infiltración y escurrimiento de aguas sobre sustratos sedimentarios, entre otros principalmente de caliza, y en suelos (WHO, 2011).

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). En el caso de aguas para el consumo humano, los valores se encuentran en el rango establecido por la normativa argentina (Anexo II).

*2.3.6. Clasificación según alcalinidad de $CaCO_3$.* La mayoría de las muestras de aguas en la RH11, casi todas las procedentes de cursos con la sola excepción del tramo final del Vizcachas, se clasificó en el rango de alcalinidades de tipo *medio a bajo*, entre 41 y 100 mg/l de $CaCO_3$, con una *moderada capacidad amortiguadora* (Tabla 2.5). En estos rangos, esta clasificación es coincidente con la propuesta por American Health Public Association (2017). 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), valores entre los que se ha encontrado a las aguas de los cursos de la región. Las lagunas por su parte demostraron concentraciones extraordinariamente elevadas de alcalinidad de $CaCO_3$ que permiten clasificarlas en todos los casos como *muy amortiguadas* o de *alcalinidad muy alta*, cuyos valores muy por sobre los 250 mg/l superan el umbral para este tipo establecido por diferentes referencias disponibles como EPA (1986), OECD (2007), Weiner (2008) y la 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).**

| Concentración en mg/l | Capacidad amortiguadora | TIPO | MUESTRAS |
|---|---|---|---|
| 20 – 25 | Mínimo aceptable | Baja | VSUP (invierno) |
| < 20 – 25 | Pobremente amortiguadas | | |
| 25 – 41 | Moderadamente amortiguadas | | |
| 41 – 100 | | Media – baja | VSUP (verano); VMED; RGUI; VINF (verano) |
| 100 – 150 | Muy amortiguadas | Media – alta | VINF (invierno) |
| > 250 | | Alta | LRPH; VLN1; VLN2 |

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 RH11, 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 RH11 se observaron valores que bajen del umbral mínimo citado por EPA (1994; 2017), (Anexo I). En términos de agua de consumo humano no se dispone de un valor guía en la normativa nacional (Anexo II). Valores por encima de los 200 mg/l de $CaCO_3$ resultan de valor para el abastecimiento humano (OECD, 2007) y hasta 500 mg/l de utilidad para la bebida del ganado (Weiner, 2008).

*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 en general resultaron aptas para el consumo considerando su tratamiento previo para controlar la elevada presencia de bacterias coliformes, único parámetro fuera de los rangos establecidos por ANMAT (2017). El flúor resultó un ion deficitario en todas las muestras de ríos analizadas y en ningún caso se presentó toxicidad por algún elemento particular. Estas consideraciones son congruentes con los análisis conducidos por Diaz (1995) quién clasificó las aguas superficiales del río Vizcachas como aconsejable para su consumo con un déficit de Flúor (potabilidad aconsejable).
Es importante tomar en consideración que para una calificación definitva 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 RH11 no presenta una intensidad tal de ocupación y uso en la actualidad que condicione impactos (por el momento) visibles 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. En este caso, en ninguna de las situaciones analizadas se pudieron detectar impactos antrópicos responsables por lo que los parámetros analizados solo resultan la consecuencia del medio natural en que se hallan.

Puede considerarse con ello 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 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 RH11 unas pocas muestras de agua del río Vizcachas y solo durante el invierno se encontraron 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 la laguna VLN1, las aguas de la RH11evidenciaron 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 Ministres 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 RH11 en ambas campañas se ubicaron por debajo del umbral de los 300 mg/l, mientras que no así las de las lagunas.

## 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, debido al tamaño muestreal 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. La Tabla 2.7 muestra los límites de detección de las técnicas utilizadas.

**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 encontró en una concentración promedio de 1,40 ± 0,60 mg/kg para el total de muestras analizadas en la región, presentándose una ligera mayor concentración media en sedimentos de lagunas (1,88 mg/kg) que en cauces de ríos (1,18 mg/kg), si bien en todos los casos por debajo de los valores guía internacionales utilizados como referencia en el presente trabajo (Anexo V). Entre los cursos, el Don Guillermo acusó un valor ligeramente más elevado con una concentración de 2,09 mg/kg en relación al promedio del río Vizcachas, de 0,88 mg/kg.

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 RH11 se observaron concentraciones elevadas en sedimentos, si bien más bajos que los descriptos por Casalinuovo *et al*. (2018) en promedio para la región del río Gallegos (RH13), con un promedio de 129,8 mg/kg en el lecho de ríos y 100,3 mg/kg para lagunas. La variabilidad del conjunto (lagunas y cursos) de

muestras no resultó elevada (cv%= 16,4). 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 sedimento de lagunas, con un promedio de 2.519 mg/kg estando potencialmente ausente en el lecho de cursos (< 1,0 mg/kg). El sulfato también se encuentra presentes en agua y sedimentos, en este último caso en una concentración promedio de unos 47,8 mg/kg para fondos de ríos y 1.701,0 mg/kg para el de lagunas.

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 2.4). Tampoco se encontraron TPH por sobre el umbral de detección en < 20,0 mg/kg.

El Cinc (Zn) se presentó en valores bastante similares para el total de muestras analizadas en la RH11, entorno a una concentración promedio de 49,8 ± 9,9. También con el Cobre (Cu) se presentaron valores relativamente bajos y similares entre muestras en torno a 12,9 ± 5,1 mg/kg. En el caso del Cromo (Cr), las lagunas no evidenciaron concentraciones por sobre el umbral mínimo de detección en <10,0 mg/kg, mientras que en sedimentos de ríos el promedio se ubicó en 17,2 ± 5,0 mg/kg.

No se logró detectar Plomo (Pb), en la mayor parte de las muestras analizadas, por sobre el umbral de detección de 10,0 mg/kg, aunque se presentó con una concentración de 14,0 mg/kg en el tramo superior del río Vizcachas (VSUP) y en la laguna Skorpio (en el Ea. Rupai Pacha) con 16,7 mg/kg. Ambos casos por debajo de los niveles guía disponibles para cursos y cuerpos naturales (Anexo V).

El Níquel (Ni) presentó concentraciones variables según las secciones y si bien en ningún caso se superaron los niveles guía en estándares de referencia habituales en cursos y cuerpos naturales (Anexo V), en diversos casos las concentraciones resultaron particularmente altas, como por ejemplo VSUP (38,9 mg/kg). En promedio la región evidenció valores de 21,9 ± 9,7 mg/kg con una ligera diferencia en más en las muestras correspondiente a ríos (promedio de 25,5 mg/kg) en relación a las lagunas (14,8 mg/kg). En todos los casos para los cuales se dispone de valores guía en las fuentes utilizadas en el presente proyecto (Anexo V), las concentraciones de metales observados en las diferentes muestras de sedimentos de la RH11 se encuentran por debajo.

## 3. CONCLUSIONES

- Los diferentes muestreos propuestos en el presente proyecto se realizaron temporalmente en momentos representativos de los hidrogramas estacionales para el curso principal de la región hidrográfica del río Vizcachas. Si bien durante el verano se lo encontró con los caudales medios esperados para la estación, durante el invierno se presentó anormalmente bajo, propio de un año típicamente seco. Esta situación debe tenerse presente durante la interpretación de resultados y de conclusiones, y podría requerir de una repetición de muestreos en un segundo año de proyecto.
- Las aguas de los ríos Vizcachas y Don Guillermo podrían utilizarse para irrigación de prácticamente cualquier tipo de cultivo en casi cualquiera de los suelos que posean aptitudes para su utilización dentro de la región, sin que resulte probable el desarrollo de condiciones de salinidad y/o sodicidad que afecten su rendimiento promedio (será preciso analizar calidades de suelo en cada situación que se lo requiera). En el caso del arroyo Don Guillermo se presentan algunas restricciones de riesgo salino durante el verano que obligan a la consideración cuidadosa del tipo de cultivo a seleccionar y a la consideración de los drenajes artificiales, durante el diseño de áreas a irrigar, si se presentase algún impedimento al drenaje natural de los suelos que se intentaran regar.
- Las aguas de los ríos de la región pueden clasificarse como de buena a excelente calidad natural para la bebida animal, sin elementos que representen toxicidad específica si bien en general tratándose de aguas de baja mineralización. Algunas lagunas mostraron restricciones estacionales, aunque en general resultan buenas fuentes de bebida y tan solo una de éstas (VLN2) demostró ser desde múltiples aspectos un agua restringida para la bebida animal. Las lagunas de la región son una importante fuente cuya disponibilidad podría estar en riesgo de confirmarse los impactos negativos asociados a un cambio climático del cual no se tienen apropiadas evidencias cuantitativas por el momento, pero se percibe como severa la disminución interanual de volumenes de agua por parte de pobladores locales y superficiarios. Esta situación requiere de futuros estudios para determinar el grado real de severidad y eventualmente poder establecer recomendaciones técnicas orientadas a la adaptación local a un escenario futuro de restricciones en el acceso como fuente de bebida animal para la RH11.
- Tan solo uno de los cursos de la RH11 posee un registro hidrométrico continuo, aunque de corta duración (recién unos 10 años) y aguas debajo de una importante cantidad de obras hidráulicas menores que

representan la captura de un importante caudal (aunque no del todo bien medido y monitoreado en la actualidad) en relación a la producción estacional de aguas de toda la cuenca. Esta falta de información no permite establecer apropiadamente el impacto de la extracción de caudales del curso respecto a la dinámica natural del río, en especial en relación con el impacto sobre el ecosistema fluvial, sus caudales ecológicos y los servicios ecosistémicos del río.

- La red hidrométrica actual en la RH11 resulta escasamente desarrollada como para establecer apropiadamente la dinámica de los cursos de superficie con potencialidad de aprovechamiento, contando con tan solo una estación en el tramo final del río Vizcachas. Tampoco se cuenta con estaciones meteorológicas en la región que permitan estudiar el hidroclima y con el conjunto, monitorear el balance hídrico de superficie en la región. Esta situación contribuye al desconocimiento de la dinámica del agua superficial en la RH11 y en la dificultad para establecer actualmente, apropiadas pautas de manejo, concesión de caudales y protección de los ecosistemas fluviales. Se sugiere la posibilidad de densificar la red con la instalación de al menos una estación hidrométrica más, aguas arriba de la primer obra hidráulica de toma, así como estaciones meteorológicas en sitios representativos de la región que permitan monitorear las precipitaciones de la RH11, cuando menos dos ubicadas en puntos extremos de la RH, en el sector argentino.
- 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 protegidas.
- No puede descartarse la existencia de un cambio en el hidroclima regional que pueda significar una menor producción actual de escurrimientos de superficie futura si bien por el momento este fenómeno no ha sido apropiadamente estudiado. Esta situación requiere aún de más y mejores estudios que involucren el conocimiento de la distribución espacial y temporal de precipitaciones, como así también mejores conocimientos sobre los escurrimientos de superficie de la región a partir del análisis de registros hidrométricos disponibles en toda la RH. Las tendencias en años recientes en el único río cuyos caudales se monitorean en la región muestran una caída en la producción anual de escurrimientos y un ligero cambio en patrones de distribución estacionales que pueden impactar en el futuro cercano en la provisión de los servicios ecosistémicos que provee a la región.

- 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 RH11 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.
- La carga de sedimentos transportada por los diferentes cursos resultó lo suficientemente reducida como para clasificar las aguas de la mayor parte de los cursos de la región como excelentes o claras. Debe tenerse presente, sin embargo, que tanto esta característica como la clasificación posible que resulte de un análisis guarda una estrecha relación con las dinámicas estacionales, mensuales y aún diarias de los caudales e incluso de la forma e intensidad con la cual se ocupe y aproveche el territorio y, por lo tanto, los resultados logrados solo pueden considerarse una imagen de la situación actual, instantánea para cada momento evaluado.
- 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.
- No se detectaron concentraciones de metales en los sedimentos de la RH11 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.

- No se dispone en la actualidad de información de acceso público sobre obras hidráulicas existentes en la región y su utilización, en especial en lo concerniente a caudales erogados en año redondo o estacionalmente, aunque es posible sí determinar, que en todos los casos existentes se trata de caudales consuntivos. El único antecedente documentado es el publicado por DNGRH – UNLP en 1998 sobre el cual pueden inferirse algunas relaciones entre caudales producidos por la región y los demandados por el sector agropecuario. Esta situación de desconocimiento de las dinámicas naturales y productivas alrededor del recurso no resulta compatible con la posibilidad de plantear un plan hídrico en la región, orientado al uso y conservación, en especial para compatibilizar también una serie de nuevas demandas que se reconocen como la pesca deportiva y eventualmente la extracción de hidrocarburos. Se sugiere la posibilidad de avanzar en la elaboración de un catastro de aguas públicas superficiales y subsuperficiales en la región 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.
- La dinámica de la oferta natural de aguas de superficie en la RH11 aún requiere de mayor estudio y monitoreo para asegurar su apropiado conocimiento, base ésta 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 (aún no apropiadamente dimensionados) resulta importante tanto avanzar en una planificación integral del recurso hídrico, como en ejercicios de organización de superficiarios en la figura de consorcios de regantes, contemplada en la normativa vigente, a fin de lograr un equilibrio en el acceso al recurso y facilitar su administración.
- Se sugiere elaborar un plan de monitoreo periódico de la producción y calidad de aguas de superficie en la RH11, involucrando aguas subsuperficiales y subterráneas, como base para sustentar planes de gestión así como de apoyo a la toma de decisiones de gestión.

# 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.

Akaaham T.J.A., Eneji I.S. and Azua E.T. 2016. The relationship between surface water temperatura and dissolved oxygen in river Benue At Makurdi. European Journal of Basic and Applied Sciences 3(1): 52-60.

Alberta Agriculture and Food. 2005. Water requirements for livestock. Agdex 400/716-1. 9p.
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. 2000 (a). 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. 2000 (b). 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.

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.

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.

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.

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.

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

CONAF. 2017. Sistema de Información Territorial. Corporación Nacional Forestal, Ministerio de Agricultura, República de Chile. En: https://sit.conaf.cl/. Último acceso el 28/07/2018.

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.

DIFROL. 2018. Comité de Integración Chile – Argentina. Ministerio de Relaciones Exteriores, Dirección Nacional de Limites y Fronteras del Estado, Gobierno de Chile. En: http://www.difrol.gob.cl/argentina/comite-de-integracion-chile-argentina.html. Último acceso: 01/10/2018.

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. & 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.

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 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.

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.

IDEChile. 2017. Infraestructura de Datos Geoespaciales. Ministerio de Bienes Nacionales, República de Chile. En: http://www.ide.cl/descarga/capas. Último acceso: 18/07/2019.

IDEChile. 2018. Servicios OGC del Ministerio de Minería en IDEChile. En: http://www.ide.cl/vinculos/servicios-de-mapas-y-catalogo/wms/43-ministerio-de-mineria.html. Último acceso: 18/07/2019.

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. Inst. of Agriculture, Univ. of Tennessee. 2p. En: https://extension.tennessee.edu/publications/Documents/Forms/AllItems.

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

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

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., 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.

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

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.

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

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.

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.

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

US EPA. 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. 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, f] | VALORES CUERPOS [e, f] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Alcalinidad Total | mg $CaCO_3$/l | 150,0 | 5,0 – 250,0 | > 20,0 | - | 32,0 – 121,4 | 346,7 – 13.672,4 |
| Aluminio | mg/l | - | - | - | - | < 0,001 – 0,073 | < 0,001 – 0,114 |
| Amonio ($NH_3$-$NH_4$) | mg/l | 0,01 – 10,0 | < 0,01 – 45,0 | - | ≤ 5,0 | < 0,05 | < 0,05 – 0,60 [e] |
| Arsénico (As) | µg/l | 2,0 | < 0,1 – 1.100,0 | ≤ 10,0 | - | < 2,0 | |
| Bario (Ba) | µg/l | 60,0 | 18,0 – 152,0 | ≤ 2.000,0 | - | < 0,1 | |
| Bicarbonato ($HCO_3$) | mg/l | 58,4 | 0 – 4.467 | - | ≤ 0,16 [q] | 37,0 – 146,0 | 312,9 – 4.471,9 |
| 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 | 8,0 – 32,1 | 6,0 – 110,0 |
| Carbonato ($CO_3$) | mg/l | ~ 0,0 | ~ 0,0 | - | ≤ 0,03 [q] | < 1,0 | 54,0 – 5.998,0 |
| 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 | 4,8 – 18,0 | 763,0 – 150.751,1 |
| Cobre (Cu) | µg/l | 10,0 | 0,05 – >100,0 | ≤ 3,7 | - | < 100,0 | |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | - | - | - | - | 4,4 – 12 | <2,2 – 2,2 |
| Coliformes Fecales | NMP/100 ml | - | - | - | - | < 2,2 – 8,8 | <2,2 |
| Conductividad Específica | µS/cm a 25°C | 70,0 | 40 – 1.500 | - | ≤ 3.000,0 | 69,7 – 292,0 | 4.900 – 520.000 |
| 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 – 12,9 | 3,0 – 13,5 |
| Dureza | mg $CaCO_3$/l | 47,0 – 54,0 | 1,0 – 1.000,0 | - | - | 33,2 – 115,0 | 29,8 – 597,9 |
| DQO [j] | mg/l | - | < 2,0 – 100,0 | - | - | < 16 – 80 | <16,0 – 144,0 |
| Flúor (F) | mg/l | - | - | - | - | < 0,01 – 0,29 | 0,06 – 1,42 |
| Fósforo Total (P) | mg/l | 0,02 – 6,0 | 0,01 – 30,0 | - | - | < 0,01 – 0,19 | < 0,01 – 0,21 |
| Ortofosfato ($PO_4$) | mg/l | 0,01 – 0,5 | < 0,01 – 14,0 | - | ≤ 2,0 | < 0,01 – 0,06 | 0,03 – 4,51 |
| Hidrocarburos (TPH) | mg/l | - | - | - | - | <0,5 | |
| Magnesio (Mg) | mg/l | 4,0 | 0,0 – 379,0 | - | ≤ 60,75 | 2,0 – 8,5 | 2,4 – 109,0 |
| Mercurio (Hg) | µg/l | 1,0 | < 0,1 – 5,0 | ≤ 0,012 | - | < 1,0 | |

| PARÁMETRO [a] | UNIDAD | VALOR TÍPICO [b] | RANGO REF. [c] | EPA Standard 1994 – 2017 [o] | FAO 1985 [p] | VALORES RIOS [d, f] | VALORES CUERPOS [e, f] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 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 – 0,1 | < 0,1 – 7,1 |
| Nitrito ($NO_2$) | mg/l | 0,01 – 0,5 | < 0,002 – 10,0 | ≤ 1,0 | - | < 0,001 – 0,012 | < 0,001 – 0,004 |
| Nitrógeno Total (N) [n] | mg/l | 0,1 – 10,0 | 0,004 – >100,0 | - | - | < 0,140 – 0,154 | < 0,140 – 7,572 |
| Oxígeno disuelto ($O_2$) | mg/l | 3,0 – 9,0 | 0,0 – 19,0 | - | - | 9,0 – 18,1 | 4,3 – 10,6 |
| pH | adimensional | 4,5 – 8,5 | 1,0 – 9,0 | 6,5 – 8,5 | 6,0 – 8,5 | 7,1 – 8,7 | 9,2 – 9-5 |
| 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 – 3,0 | 58,0 – 1.600,0 |
| RAS | adimensional | - | - | - | ≤ 15,0 | 0,38 – 0,77 | 20,10 – 2.985,16 |
| 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 | 19,0 – 49,0 | 1.130 – 125.000 |
| SST [k] | mg/l | 10,0 – 100,0 | 0,3 – 50.000 | - | - | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 18,0 (265,0) [e] |
| STD [l] | mg/l | 73,0 – 89,0 | 5,0 – 317,0 | ≤ 500,0 | ≤ 2.000,0 | 50,0 – 278,0 | 3.517,0 – 272.000 |
| Sulfato ($SO_4$) | mg/l | 8,3 – 11,2 | 0,13 – 3.930,0 | ≤ 250,0 | ≤ 960,0 | 1,7 – 30,6 | 40,0 – 14.000,0 |
| Turbidez [m] | NTU (=mg/l) | - | 0,0 – 3,0 | ≤ 29,0 | - | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 265,0 |

**[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] 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; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [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] 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 | 32,0 – 121,4 | 346,7 – 13.672,4 | - | Sin referencias en norma |
| Aluminio | mg/l | < 0,001 – 0,073 | < 0,001 – 0,114 | 0,20 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Amonio ($NH_3$-$NH_4$) | mg/l | < 0,05 | < 0,05 – 0,60 [f] | 0,20 | ▲ Casi todas las muestras entran en el rango<br>▼ Una laguna en invierno supera 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 | 37,0 – 146,0 | 312,9 – 4.471,9 | | |
| Cadmio (Cd) | µg/l | < 5,0 | | 5,0 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Calcio (Ca) | mg/l | 8,0 – 32,1 | 6,0 – 110,0 | - | Sin referencia en norma |
| Carbonato ($CO_3$) | mg/l | < 1,0 | 54,0 – 5.998,0 | | |
| Cinc (Zn) | µg/l | < 100,0 | | 5.000 | ▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango<br>▼ Ninguna laguna entra en rango para Cloruros |
| Cloruro (Cl) | mg/l | 4,8 – 18,0 | 763,0 – 150.751,1 | 350 | |
| Cobre (Cu) | µg/l | < 100,0 | | 1.000 | |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | 4,4 – 12 | <2,2 – 2,2 | ≤ 3 | ▲ Todas las muestras de lagunas entran en el rango<br>▼ Salvo pocas excepciones, todas las secciones superan el umbral mínimo en invierno y en verano |
| Coliformes Fecales | NMP/100 ml | < 2,2 – 8,8 | <2,2 | | |
| Conductividad Específica | µS/cm a 25°C | 69,7 – 292,0 | 4.900 – 520.000 | - | 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 – 12,9 | 3,0 – 13,5 | - | Sin referencias en norma |
| Dureza | mg $CaCO_3$/l | 33,2 – 115,0 | 29,8 – 597,9 | 400,0 | ▲ Muestras de ríos en el rango; ▼ lagunas no entran |
| DQO [j] | mg/l | < 16 – 80 | <16,0 – 144,0 | - | Sin referencias en norma |
| Flúor (F) | mg/l | < 0,01 – 0,29 | 0,06 – 1,42 | 0,8 – 1,7 [s] | ▲ Todas las muestras entran en el rango para el máximo; ▼ Todos los cursos y mayoría de lagunas son definitarias |
| Fósforo Total (P) | mg/l | < 0,01 – 0,19 | < 0,01 – 0,21 | - | Sin referencias en norma |
| Ortofosfato ($PO_4$) | mg/l | < 0,01 – 0,06 | 0,03 – 4,51 | | |
| Hidrocarburos (TPH) | mg/l | < 0,5 | 0,0 | | |

| PARÁMETRO [a] | UNIDAD | VALORES RIOS [b, e] | VALORES CUERPOS [c, e] | ANMAT CAP.XII [d] | Comentario |
|---|---|---|---|---|---|
| Magnesio (Mg) | mg/l | 2,0 – 8,5 | 2,4 – 109,0 | - | Sin referencias en norma |
| 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 – 0,1 | < 0,1 – 7,1 | 45,0 | |
| Nitrito ($NO_2$) | mg/l | < 0,001 – 0,012 | < 0,001 – 0,004 | 0,10 | |
| Nitrógeno Total (N) [n] | mg/l | < 0,140 – 0,154 | < 0,140 – 7,572 | - | Sin referencias en norma |
| Oxígeno disuelto ($O_2$) | mg/l | 9,0 – 18,1 | 4,3 – 10,6 | | |
| pH | adimensional | 7,1 – 8,7 | 9,2 – 9-5 | 6,5 – 8,5 | ▼ Las muestras de lagunas no entran en rango<br>▲ Casi todas las muestras de río entran en el rango |
| 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 – 3,0 | 58,0 – 1.600,0 | - | Sin referencias en norma |
| RAS | adimensional | 0,38 – 0,77 | 20,10 – 2.985,16 | | |
| Selenio (Se) | µg/l | < 4,0 | | 10,0 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Sodio (Na) | mg/l | 19,0 – 49,0 | 1.130 – 125.000 | - | Sin referencias en norma |
| SST [k] | mg/l | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 18,0 (265,0) [f] | | |
| STD [l] | mg/l | 50,0 – 278,0 | 3.517,0 – 272.000 | 1.500 | ▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango<br>▼ Todas las muestras de lagunas fuera de rango |
| Sulfato ($SO_4$) | mg/l | 1,7 – 30,6 | 40,0 – 14.000,0 | 400 | ▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango<br>▼ ALgunas muestras de lagunas fuera de rango |
| Turbidez [m] | NTU (=mg/l) | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 265,0 | <3,0 | ▼ Mayoría de lagunas y algunas de ríos no entran en rango<br>▲ Solo algunas muestras de ríos entran en el 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); [c] Valores extremos de concentraciones en parámetros observados durante las campañas, en cuerpos de agua (lagunas); [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] Un solo valor excepcional; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [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; [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, e] | VALORES CUERPOS [c, e] | DISPO 004/96 [d] | Comentario |
|---|---|---|---|---|---|
| Alcalinidad Total | mg $CaCO_3$/l | 32,0 – 121,4 | 346,7 – 13.672,4 | - | Sin referencias en norma |
| Aluminio | mg/l | < 0,001 – 0,073 | < 0,001 – 0,114 | | |
| Amonio ($NH_3$-$NH_4$) | mg/l | < 0,05 | < 0,05 – 0,60 [f] | 0,50 | ▲ Casi todas las muestras entran en el rango<br>▼ Una laguna en invierno supera el rango |
| Arsénico (As) | µg/l | < 2,0 | | 50,0 | |
| Bario (Ba) | µg/l | < 100,0 | | - | Sin referencia en norma |
| Bicarbonato ($HCO_3$) | mg/l | 37,0 – 146,0 | 312,9 – 4.471,9 | | |
| Cadmio (Cd) | µg/l | < 5,0 | | 10,0 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Calcio (Ca) | mg/l | 8,0 – 32,1 | 6,0 – 110,0 | - | Sin referencia en norma |
| Carbonato ($CO_3$) | mg/l | < 1,0 | 54,0 – 5.998,0 | | |
| Cinc (Zn) | µg/l | < 100,0 | | 1.500 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Cloruro (Cl) | mg/l | 4,8 – 18,0 | 763,0 – 150.751,1 | - | Sin referencia en norma |
| Cobre (Cu) | µg/l | < 100,0 | | 1.500 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | 4,4 – 12 | <2,2 – 2,2 | - | Sin referencia en norma |
| Coliformes Fecales | NMP/100 ml | < 2,2 – 8,8 | <2,2 | | |
| Conductividad Específica | µS/cm a 25°C | 69,7 – 292,0 | 4.900 – 520.000 | | |
| Cromo (Cr) | µg/l | < 50,0 | | 50,0 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| $DBO_5$ [i] | mg/l | 0,3 – 12,9 | 3,0 – 13,5 | 10,0 | ▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango |
| Dureza | mg $CaCO_3$/l | 33,2 – 115,0 | 29,8 – 597,9 | - | Sin referencias en norma |
| DQO [j] | mg/l | < 16 – 80 | <16,0 – 144,0 | 6,0 | ▼ Solo algunas secciones se encuentran en el rango |
| Flúor (F) | mg/l | < 0,01 – 0,29 | 0,06 – 1,42 | - | Sin referencia en norma |
| Fósforo Total (P) | mg/l | < 0,01 – 0,19 | < 0,01 – 0,21 | | |
| Ortofosfato ($PO_4$) | mg/l | < 0,01 – 0,06 | 0,03 – 4,51 | | |
| Hidrocarburos (TPH) | mg/l | < 0,5 | 0,0 | | |
| Magnesio (Mg) | mg/l | 2,0 – 8,5 | 2,4 – 109,0 | | |
| Mercurio (Hg) | µg/l | < 1,0 | | | |

| PARÁMETRO [a] | UNIDAD | VALORES RIOS [b, e] | VALORES CUERPOS [c, e] | DISPO 004/96 [d] | Comentario |
|---|---|---|---|---|---|
| Níquel (Ni) | µg/l | < 5,0 | | | |
| Nitrato ($NO_3$) | mg/l | < 0,1 – 0,1 | < 0,1 – 7,1 | 45,0 | ▲ Todas las muestras entran en el rango |
| Nitrito ($NO_2$) | mg/l | < 0,001 – 0,012 | < 0,001 – 0,004 | - | Sin referencias en norma |
| Nitrógeno Total (N) [n] | mg/l | < 0,140 – 0,154 | < 0,140 – 7,572 | | |
| Oxígeno disuelto ($O_2$) | mg/l | 9,0 – 18,1 | 4,3 – 10,6 | | |
| pH | adimensional | 7,1 – 8,7 | 9,2 – 9-5 | | |
| 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 – 3,0 | 58,0 – 1.600,0 | - | Sin referencias en norma |
| RAS | adimensional | 0,38 – 0,77 | 20,10 – 2.985,16 | | |
| Selenio (Se) | µg/l | < 4,0 | | | |
| Sodio (Na) | mg/l | 19,0 – 49,0 | 1.130 – 125.000 | | |
| SST [k] | mg/l | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 18,0 (265,0) [f] | | |
| STD [l] | mg/l | 50,0 – 278,0 | 3.517,0 – 272.000 | 1.500 | ▲ Todas las muestras de ríos entran en el rango<br>▼ Ninguna laguna analizada cumple con el rango |
| Sulfato ($SO_4$) | mg/l | 1,7 – 30,6 | 40,0 – 14.000,0 | - | Sin referencias en norma |
| Turbidez [m] | NTU (=mg/l) | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 265,0 | | |

**[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); [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] Un solo valor excepción; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [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; ▲ 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, e] | VALORES CUERPOS [c, e] | LEY 24051 T1/T2 [d] | LEY 24051 T5/T6 [h] | Comentario |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Alcalinidad Total | mg $CaCO_3$/l | 32,0 – 121,4 | 346,7 – 13.672,4 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| Aluminio | mg/l | < 0,001 – 0,073 | < 0,001 – 0,114 | 0,2 / 0,005 | 5,0 / 5,0 | ▲ Todas las muestras en el rango<br>▼ Algunas muestras superan umbral de T2 |
| Amonio ($NH_3$-$NH_4$) | mg/l | < 0,05 | < 0,05 – 0,60 [f] | 0,05 / 1,37 | - / - | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T2 |
| 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+T2 |
| Bicarbonato ($HCO_3$) | mg/l | 37,0 – 146,0 | 312,9 – 4.471,9 | - / - | | Sin referencias en norma |
| Cadmio (Cd) | µg/l | < 5,0 | | 5,0 / 0,2 | 10 / 20 | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6<br>▼ Umbral detección por encima de T2 |
| Calcio (Ca) | mg/l | 8,0 – 32,1 | 6,0 – 110,0 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| Carbonato ($CO_3$) | mg/l | < 1,0 | 54,0 – 5.998,0 | | | |
| Cinc (Zn) | µg/l | < 100,0 | | 5.000 / 30,0 | 2.000 / 50 | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T5<br>▼ Umbral de detección por encima de T2+T6 |
| Cloruro (Cl) | mg/l | 4,8 – 18,0 | 763,0 – 150.751,1 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| Cobre (Cu) | µg/l | < 100,0 | < 100,0 | 1.000 / 2,0 | 200 / 1.000 | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6<br>▼ Umbral de detección por encima de T2 |
| Coliformes Totales | NMP/100 ml | 4,4 – 12 | <2,2 – 2,2 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| Coliformes Fecales | NMP/100 ml | < 2,2 – 8,8 | <2,2 | | | |
| Conductividad Específica | µS/cm a 25°C | 69,7 – 292,0 | 4.900 – 520.000 | | | |
| Cromo (Cr) | µg/l | < 50,0 | < 50,0 | 50,0 / 2,0 | 100 / 1.000 | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6<br>▼ Umbral de detección por encima de T2 |
| $DBO_5$ [i] | mg/l | 0,3 – 12,9 | 3,0 – 13,5 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |

| PARÁMETRO [a] | UNIDAD | VALORES RIOS [b, e] | VALORES CUERPOS [c, e] | LEY 24051 T1/T2 [d] | LEY 24051 T5/T6 [h] | Comentario |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Dureza | mg $CaCO_3$/l | 33,2 – 115,0 | 29,8 – 597,9 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| DQO [j] | mg/l | < 16 – 80 | <16,0 – 144,0 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| Flúor (F) | mg/l | < 0,01 – 0,29 | 0,06 – 1,42 | | 1,0 / 1,0 | ▲ Todas las muestras con excepción de una laguna dentro del rango T5+T6 |
| Fósforo Total (P) | mg/l | < 0,01 – 0,19 | < 0,01 – 0,21 | | - / - | Sin referencias en norma |
| Ortofosfato ($PO_4$) | mg/l | < 0,01 – 0,06 | 0,03 – 4,51 | | | |
| Hidrocarburos (TPH) | mg/l | < 0,5 | 0,0 | - / - | - / 0,3 [o] | ▼ Umbral detección por encima de T6 |
| Magnesio (Mg) | mg/l | 2,0 – 8,5 | 2,4 – 109,0 | | - / - | Sin referencias en norma |
| Mercurio (Hg) | µg/l | < 1,0 | < 1,0 | 1,0 / 0,1 | - / 3,0 | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T6<br>▼ Umbral detección por encima de T2 |
| Níquel (Ni) | µg/l | < 5,0 | < 5,0 | 25,0 / 25,0 | 200 / 1.000 | ▲ Todas las muestras en el rango |
| Nitrato ($NO_3$) | mg/l | < 0,1 – 0,1 | < 0,1 – 7,1 | 10,0 / - | - / - | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T2 |
| Nitrito ($NO_2$) | mg/l | < 0,001 – 0,012 | < 0,001 – 0,004 | 1,0 / 0,06 | | |
| Nitrógeno Total (N) [n] | mg/l | < 0,140 – 0,154 | < 0,140 – 7,572 | - / - | | Sin referencias en norma |
| Oxígeno disuelto ($O_2$) | mg/l | 9,0 – 18,1 | 4,3 – 10,6 | | | |
| pH | adimensional | 7,1 – 8,7 | 9,2 – 9-5 | | | |
| Plata (Ag) | µg/l | < 10,0 | < 10,0 | 50,0 / 0,1 | - / - | ▲ Todas las muestras en el rango T1<br>▼ Umbral de detección por encima de T2 |
| Plomo (Pb) | µg/l | < 50,0 | < 50,0 | 50,0 / 1,0 | 200 / 100 | ▲ Todas las muestras en el rango T1+T5+T6<br>▼ Umbral de detección por encima de T2 |
| Potasio (K) | mg/l | 1,0 – 3,0 | 58,0 – 1.600,0 | - / - | | Sin referencias en norma |
| RAS | adimensional | 0,38 – 0,77 | 20,10 – 2.985,16 | | | |
| Selenio (Se) | µg/l | < 4,0 | < 4,0 | 10,0 / 1,0 | 20 / 50 | ▲ Todas las muestras en el rango T1<br>▼ Umbral de detección por encima de T2 |
| Sodio (Na) | mg/l | 19,0 – 49,0 | 1.130 – 125.000 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| SST [k] | mg/l | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 18,0 (265,0) [f] | | | |
| STD [l] | mg/l | 50,0 – 278,0 | 3.517,0 – 272.000 | | | |

| PARÁMETRO [a] | UNIDAD | VALORES RIOS [b, e] | VALORES CUERPOS [c, e] | LEY 24051 T1/T2 [d] | LEY 24051 T5/T6 [h] | Comentario |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Sulfato ($SO_4$) | mg/l | 1,7 – 30,6 | 40,0 – 14.000,0 | - / - | - / - | Sin referencias en norma |
| Turbidez [m] | NTU (=mg/l) | < 1,0 – 6,0 | 1,0 – 265,0 | | | |

**[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.); [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] Dato excepcional único; [i] Demanda bioquímica de oxígeno; [j] Demanda química de oxígeno; [k] Sólidos totales en suspensión; [l] Sólidos totales disueltos; [m] Unidades de turbidez nefelométricas; [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; ▲ 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 | 0,8 – 2,1 | 1,8 - 20 |
| Bario (Ba) | mg/kg | Sin referencia en normas | | 109,3 – 147,5 | 99,7 – 100,8 |
| Bicarbonato ($HCO_3$) | mg/kg | | | 365,8 – 487,8 | 3.110 – 18.294 |
| Cadmio (Cd) | mg/kg | 0,6 / 3,5 | 1,5 / 10,0 | < 1,0 | |
| Calcio (Ca) | mg/kg | Sin referencia en normas | | 40,1 – 120,2 | 80,2 – 240,5 |
| Carbonato ($CO_3$) | mg/kg | | | < 1,0 | 1.499,5 – 3.538,8 |
| Cinc (Zn) | mg/kg | 123,0 / 315,0 | 200,0 / 410,0 | 41,2 – 57,9 | 41,3 – 65,8 |
| Cloruro (Cl) | mg/kg | Sin referencia en normas | | 239,3 – 430,7 | 9.572 – 181.858 |
| Cobre (Cu) | mg/kg | 35,7 / 197,0 | 65,0 / 270,0 | 7,4 – 20,3 | 11,5 – 17,9 |
| Conductividad Específica | µS/cm a 25°C | Sin referencia en normas | | 45 ± 192 | 1268 – 69.580 |
| Cromo (Cr) | mg/kg | 37,3 / 90,0 | 80,0 / 370,0 | 13,4 – 24,6 | < 10,0 |
| Hidrocarburos (TPH) | mg/kg | Sin referencia en normas | | < 20,0 | |
| Magnesio (Mg) | mg/kg | | | 48,6 – 97,2 | 72,9 – 145,9 |
| Mercurio (Hg) | mg/kg | 0,17 / 0,49 | 0,15 / 1,0 | < 0,2 | |
| Níquel (Ni) | mg/kg | Sin referencia | 21,0 / 52,0 | 13,0 – 38,9 | 14,2 – 15,3 |
| pH | adimensional | Sin referencia en normas | | 6,6 – 7,2 | 10,0 – 10,2 |
| 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 – 14,1 | <10,0 – 16,7 |
| Potasio (K) | mg/kg | Sin referencia en normas | | 3,0 – 8,0 | 160,0 – 300,0 |
| Selenio (Se) | mg/kg | | | < 0,8 | |
| Sodio (Na) | mg/kg | | | 5,0 – 13,0 | 1.000 – 15.000 |
| Sulfato ($SO_4$) | mg/kg | | | 14,9 – 121,1 | 111,9 – 3.290,0 |

**[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

| 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 |
| VINF | RIO | 14,8 | 8,7 | 0 | 225 | 10,7 | 181 | 20 | 8 | 16 | 3 | < 1 | 146 | 9 | 13 |
| VMED | RIO | 9,8 | 8,5 | 0 | 80 | 9 | 190 | 10 | 2 | 5 | 3 | < 1 | 49 | 9 | 3 |
| VSUP | RIO | 9,2 | 8,5 | 0 | 108 | 10,8 | 209 | 8 | 5 | 6 | 3 | < 1 | 37 | 18 | 2 |
| RGUI | RIO | 8,9 | 8,3 | 0 | 218 | 12,6 | 211 | 18 | 5 | 14 | 1 | < 1 | 95 | 16 | 19 |
| VLN1 | LAG | 13,3 | 9,5 | 0,3 | 5.818 | 10,6 | 189 | 60 | 109 | 1.130 | 58 | 510 | 2.195 | 763 | 40 |
| VLN2 | LAG | 12,2 | 9,3 | 15 | 520.000 | 8,4 | 137 | 110 | 24 | 114.000 | 1.450 | 5.398 | 4.269 | 146.200 | 1.450 |
| LRPH | LAG | 13,1 | 9,2 | 0,4 | 10.860 | 9,6 | 182 | 6 | 8 | 2.100 | 120 | < 1 | 1.220 | 2.570 | 180 |

| PARAMETRO | | METALES PESADOS | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | As | Ba | Cd | Zn | Cu | Cr | Hg | Ni | Ag | Pb | Se | Al | TPH |
| UNIDADES | | µg/l | mg/l | µg/l | mg/l | mg/l | mg/l | µg/l | µg/l | mg/l | mg/l | µg/l | mg/l | mg/l |
| VINF | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | 0,048 | < 0,5 |
| VMED | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | 0,073 | < 0,5 |
| VSUP | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | 0,03 | < 0,5 |
| RGUI | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| VLN1 | LAG | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | 0,114 | < 0,5 |
| VLN2 | LAG | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| LRPH | LAG | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | 0,042 | < 0,5 |

| PARAMETRO | | DBO5 20°C | DQO | MO | Alc.Tot $CaCO_3$ | Dureza $CaCO_3$ | F | P Total | $PO_4^{3-}$ | $NH_3^+$ | $NO_2^=$ | $NO_3^-$ | SST |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| UNIDADES | | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l |
| VINF | RIO | 12,9 | 48,0 | 3,7 | 120,0 | 127,0 | 0,2 | <0,01 | <0,01 | <0,05 | <0,001 | <0,1 | <1 |
| VMED | RIO | 11,1 | <16 | 6,9 | 52,5 | 55,0 | 0,0 | 0,2 | 0,1 | <0,05 | <0,001 | <0,1 | <1 |
| VSUP | RIO | 12,3 | 80,0 | 5,0 | 82,5 | 55,0 | <0,01 | <0,01 | 0,0 | <0,05 | <0,001 | <0,1 | <1 |
| RGUI | RIO | 12,3 | 16,0 | 12,5 | 77,5 | 86,0 | 0,3 | <0,01 | 0,0 | <0,05 | <0,001 | <0,1 | <1 |
| VLN1 | LAG | 13,5 | 16,0 | <0,01 | 2.225,0 | 550,0 | 0,1 | <0,01 | 4,5 | <0,05 | <0,001 | <0,1 | 265,0 |
| VLN2 | LAG | 12,9 | 16,0 | <0,01 | 8.000,0 | 734,0 | 1,4 | 0,1 | 0,2 | <0,05 | <0,001 | 2,9 | 1,0 |
| LRPH | LAG | 11,4 | <16 | 9,7 | 1.000,0 | 95,0 | 0,6 | 0,2 | 0,0 | 0,6 | <0,001 | <0,1 | 11,0 |

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

| 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 |
| VINF | RIO | 9,7 | 8,6 | 0,01 | 195,0 | 10,8 | 248,0 | 18,0 | 7,3 | 11 | 2 | < 1 | 103,7 | 12,0 | 7,8 |
| VMED | RIO | 4,8 | 8,1 | 0,01 | 127,0 | 11,1 | 283,0 | 16,0 | 3,7 | 7 | 1 | < 1 | 64,0 | 7,2 | < 1 |
| VSUP | RIO | 4,3 | 7,1 | 0,00 | 118,0 | 12,1 | 237,0 | 10,0 | 2,4 | 7 | 2 | < 1 | 57,9 | 4,8 | 1,7 |
| RGUI | RIO | 7,3 | 8,0 | 0,02 | 296,0 | 10,2 | 331,0 | 32,1 | 8,5 | 19 | 2 | < 1 | 115,9 | 16,8 | 30,6 |
| VLN1 | LAG | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd |
| VLN2 | LAG | 10,1 | 9,3 | 16,06 | 500.500,0 | 4,3 | 214,0 | 100,0 | 20,0 | 125.000 | 1.600 | 5.998,0 | 4.471,9 | 150.751,1 | 14.000,0 |
| LRPH | LAG | 9,0 | 9,2 | 0,38 | 6.514,0 | 7,4 | 234,0 | 8,0 | 2,4 | 1.500 | 60 | 54,0 | 312,9 | 1.770,7 | 219,6 |

| PARAMETRO | | METALES PESADOS | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | As | Ba | Cd | Zn | Cu | Cr | Hg | Ni | Ag | Pb | Se | Al | TPH |
| UNIDADES | | µg/l | mg/l | µg/l | mg/l | mg/l | mg/l | µg/l | µg/l | mg/l | mg/l | µg/l | mg/l | mg/l |
| VINF | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| VMED | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| VSUP | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| RGUI | RIO | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| VLN1 | LAG | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd |
| VLN2 | LAG | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |
| LRPH | LAG | < 2 | < 0,1 | < 5 | < 0,1 | < 0,1 | < 0,05 | < 1 | < 5 | < 0,01 | < 0,05 | < 4 | <0,001 | < 0,5 |

| PARAMETRO | | DBO5 20°C | DQO | MO | Alc.Tot $CaCO_3$ | Dureza $CaCO_3$ | F | P Total | $PO_4^{3-}$ | $NH_3^+$ | $NO_2^=$ | $NO_3^-$ | SST |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| UNIDADES | | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l |
| VINF | RIO | 2,7 | <16 | 22,4 | 85,0 | 82,6 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,05 | 0,012 | <0,1 | 6,0 |
| VMED | RIO | 9,0 | <16 | 2,9 | 52,5 | 111,9 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,05 | 0,006 | <0,1 | 6,0 |
| VSUP | RIO | 0,3 | <16 | 25,6 | 47,5 | 58,7 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,05 | 0,006 | <0,1 | <1,0 |
| RGUI | RIO | 7,2 | <16 | 104,0 | 95,0 | 238,5 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,05 | 0,005 | 0,10 | 5,0 |
| VLN1 | LAG | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd | sd |
| VLN2 | LAG | 3,0 | 144,0 | 59,2 | 13.666,7 | 367,0 | <0,01 | 0,1 | 0,4 | <0,05 | 0,004 | 7,10 | 12,0 |
| LRPH | LAG | 3,6 | <16 | 35,2 | 592,5 | 51,4 | <0,01 | 0,0 | 0,1 | <0,05 | 0,003 | 3,10 | 18,0 |

## 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 | 32,0 – 121,4 | 346,7 – 13.672,4 |
| | | 501 – 1.000 | ± aceptable | aceptable | aceptable | | |
| | | 1.000 – 2.500 | pobre | pobre | pobre | | |
| Aluminio | mg/l | < 5,0 | aceptable | aceptable | aceptable | < 0,001 – 0,073 | < 0,001 – 0,114 |
| Arsénico (As) | µg/l | < 500 [g] | aceptable | aceptable | aceptable | < 2,0 | |
| | | 5.000 [h] | aceptable | aceptable | aceptable | < 2,0 | |
| Cadmio (Cd) | µg/l | < 20,0 | aceptable | aceptable | aceptable | < 5,0 | |
| Calcio (Ca) | mg/l | < 1.000 | aceptable | aceptable | aceptable | 8,0 – 32,1 | 6,0 – 110,0 |
| Cloruro (Cl) [r] | mg/l | < 15.000 | aceptable | aceptable | aceptable | 4,8 – 18,0 | 763,0 – 150.751,1 |
| | | > 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 | 69,7 – 292,0 | 4.900 – 520.000 |
| Dureza | mg $CaCO_3$/l | < 2.000 | aceptable | aceptable | aceptable | 33,2 – 115,0 | 29,8 – 597,9 |
| Flúor (F) | mg/l | < 2,0 | aceptable | aceptable | aceptable | < 0,01 – 0,29 | 0,06 – 1,42 |
| | | > 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 – 0,1 | < 0,1 – 7,1 |
| | | 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 – 0,1 | < 0,1 – 7,1 |
| | | > 443,0 | no recomendable | pobre | no recomendable | | |
| Nitrito ($NO_2$) | mg/l | < 10,0 | aceptable | aceptable | aceptable | < 0,001 – 0,012 | < 0,001 – 0,004 |
| | | 11,0 – 23,0 | pobre | pobre | pobre | | |
| | | < 23,0 | pobre | pobre | no recomendable | | |
| pH | adimensional | < 5,5 | aceptable | aceptable | no recomendado | 7,1 – 8,7 | 9,2 – 9-5 |
| | | 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 – 3,0 | 58,0 – 1.600,0 |
| | | 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 | 19,0 – 49,0 | 1.130 – 125.000 |
| | | > 400,0 | ± aceptable | ± aceptable | ± aceptable | | |
| STD [l] | mg/l | < 1.000 | aceptable | aceptable | aceptable | 50,0 – 278,0 | 3.517,0 – 272.000 |
| | | 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 | 1,7 – 30,6 | 40,0 – 14.000,0 |
| | | < 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 | 1,7 – 30,6 | 40,0 – 14.000,0 |
| | | > 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 $Na^+$.**