



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CUYO.
FACULTAD DE CIENCIAS AGRARIAS, MENDOZA, ARGENTINA.

INGENIERÍA EN RECURSOS NATURALES RENOVABLES
TESIS DE GRADO

**“CARACTERIZACIÓN LIMNOLÓGICA DE UN TRAMO DEL
RÍO COLORADO SOBRE LA MARGEN MENDOCINA,
PARA DETERMINACIÓN DE ESTADO ECOLÓGICO Y
CALIDAD DE AGUA. PERÍODO 2015-2018”.**

NICOL AZAR

2019

Directora: Dra. PERALTA, Patricia.

Codirector: Ing. ALBERTO, Marcelo.

RESUMEN

El objetivo principal del presente trabajo fue determinar el estado del ecosistema acuático de un tramo del río Colorado, analizando los elementos hidrológicos, fisicoquímicos y de las comunidades bentónicas del sistema, teniendo en cuenta la estacionalidad climática interanual y la variación espacial entre 4 sitios sobre la margen mendocina del río. En cada monitoreo se realizaron mediciones in situ (pH, conductividad eléctrica, transparencia y temperatura), se tomaron muestras de agua para análisis hidroquímicos y muestras de fitobentos y macroinvertebrados. Con la base de datos de los resultados se elaboraron matrices cualitativas y cuantitativas integrando los resultados por sitios y estaciones climáticas de los 4 años considerados (verano 2015 – primavera 2018).

Se realizaron análisis de componentes principales (ACP) y análisis multivariado de la varianza (MANOVA) sobre las variables consideradas, arrojando como resultado la existencia de variabilidad estacional y ausencia de variabilidad espacial.

El análisis hidrológico mostró relación entre las variables analizadas y la temporada de primavera, momento en que el caudal fue significativamente más alto (época de deshielo). En esta temporada la concentración de sólidos totales suspendidos aumentó, con la consecuente disminución de la transparencia. Asimismo la conductividad eléctrica fue menor debido al efecto de dilución.

Las aguas se definen circumneutrales a alcalinas, con mayor temperatura en la temporada estival. Las aguas se tipificaron como sulfatadas cálcicas en primavera y cloruradas sódicas en las restantes temporadas. La determinación de la calidad del agua se llevó a cabo comparando los datos fisicoquímicos con los límites máximos establecidos por Recursos Hídricos de la Nación, para biota acuática y por la Organización Mundial de la Salud y Ente Provincial de Agua y Saneamiento para bebida humana. Según estos resultados las aguas de este tramo del río no son aptas para consumo humano debido a las concentraciones de Al, As, Cd, Fe y Mn. Por otro lado, se detectó la presencia de Cd que junto con Co, Cr, Cu y Zn, poseen efectos nocivos en el ecosistema, ya que pueden resultar altamente tóxicos para la biota acuática, principalmente para la comunidad algal.

La concentración de nutrientes se describió como no limitante para la productividad primaria. Los niveles de Fósforo total determinaron estado oligotrófico avanzado a mesotrófico.

Las variables estructurales de las comunidades fito y zoobentónicas se encontraron reducidas en la primavera, en relación al aumento de caudal en esta temporada. Mientras que en la temporada invernal, la diversidad fue mayor debido a las condiciones hidráulicas más estables. Se identificaron 64 especies de algas, con predominancia de diatomeas seguidas por clorofíceas y cianofíceas. Las especies más frecuentes indican condiciones de moderada a alta degradación de materia orgánica, y sin limitación de nutrientes.

Fueron identificadas 29 especies de macroinvertebrados, entre las cuales el grupo funcional de colectores/recolectores fue predominante, lo que indica un ambiente con carga de materia orgánica fina. Según el índice biótico de diatomeas (IBD) la calidad de agua para biota acuática resultó buena a excelente, mientras que según el índice en base a macroinvertebrados (ABI), la calidad biológica osciló entre mala, moderada o buena. Este análisis es inédito para este tramo del Río Colorado y cobra relevancia como línea de base para futuros estudios de impacto ambiental y planes de monitoreo, teniendo en cuenta que este sector de la cuenca puede ser impactado de manera directa o indirecta por potenciales proyectos petroleros como Pata Mora, mineros como Potasio Río Colorado e hidroeléctricos como Portezuelo del Viento.

Palabras clave: calidad de agua, limnología, fisicoquímica, fitobentos, macroinvertebrados.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todos los que de alguna manera me acompañaron a lo largo de este camino, compartiendo conmigo buenos y malos momentos.

A mi familia, por su apoyo, contención y paciencia durante todos estos años y en particular durante este último tramo. Gracias por apoyarme en todo lo que me propongo, sin ustedes este camino hubiera sido más difícil.

A mis amigas y amigos de la vida por su amistad infinita, su cariño, confianza y permanentes palabras de aliento.

A Fran por ser mi soporte incondicional y mi compañía durante todos estos años. Y porque disfrutamos de esta hermosa carrera, creciendo y aprendiendo juntos.

A mis amigos y futuros colegas, con los que compartí largos días de cursado y muchas más horas de estudio: Jose, Juani, Tobi, Franco, Coti y Flor. Gracias por compartir conmigo la pasión por la naturaleza.

A mi directora Pato Peralta, por transmitirme tu amor, sabiduría y vocación sobre lo que haces y por tu paciencia infinita llevando a cabo esta tesis.

A Marcelo Alberto, por su valiosísima ayuda y colaboración.

A mis evaluadores, Iván, Eduardo y Rubén, por sus valiosos aportes y sugerencias, y su predisposición para corregir esta tesis.

Y a la Facultad de Ciencias Agrarias, por darme las herramientas y conocimientos para llevar a cabo esta hermosa profesión.

ÍNDICE

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	5
1.1 Hipótesis de trabajo	15
1.2 Objetivos generales y particulares.....	15
2. MATERIALES Y METODOLOGÍA	15
2.1 Sitios de muestreo.....	15
2.2 Mediciones <i>in situ</i>	16
2.3 Análisis hidroquímicos para tipificación y calidad de agua.....	17
2.4 Análisis de comunidades bentónicas.	17
2.4.1 Fitobentos.	17
2.4.2 Macroinvertebrados.	19
2.5 Análisis ecológico	19
2.6 Índices biológicos.	20
2.7 Determinación Estado Trófico	24
2.8 Análisis estadístico:	24
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
3.1 Características hidrológicas y fisicoquímicas	25
3.1.1 Parámetros <i>in situ</i>	25
3.1.2 Tipificación del agua según la concentración iónica.....	30
3.1.3 Concentración de elementos químicos	32
3.1.4 Concentración de Nutrientes y Estado Trófico	46
3.2 Características biológicas	50
3.2.1 Fitobentos	50
3.2.2 Macroinvertebrados	57
4. CONCLUSIONES.....	66
5. BIBLIOGRAFÍA.....	70
6. ANEXO 1.....	77
7. ANEXO 2.....	79
8. ANEXO 3.....	83

1. INTRODUCCIÓN

La cuenca del Río Colorado comprende las provincias de Neuquén, Río Negro, Mendoza, La Pampa y Buenos Aires. Presenta una superficie de 47458,89 km², determinando el límite entre las provincias de Neuquén y Mendoza (Figura 1). Debido a que el Río Colorado atraviesa de Oeste a Este 5 provincias, el mismo se encuentra bajo el control del Consejo Interjurisdiccional del Río Colorado (COIRCO) con el programa único: Habilitación de Áreas de Riego y Distribución de Caudales (www.coirco.gov.ar).

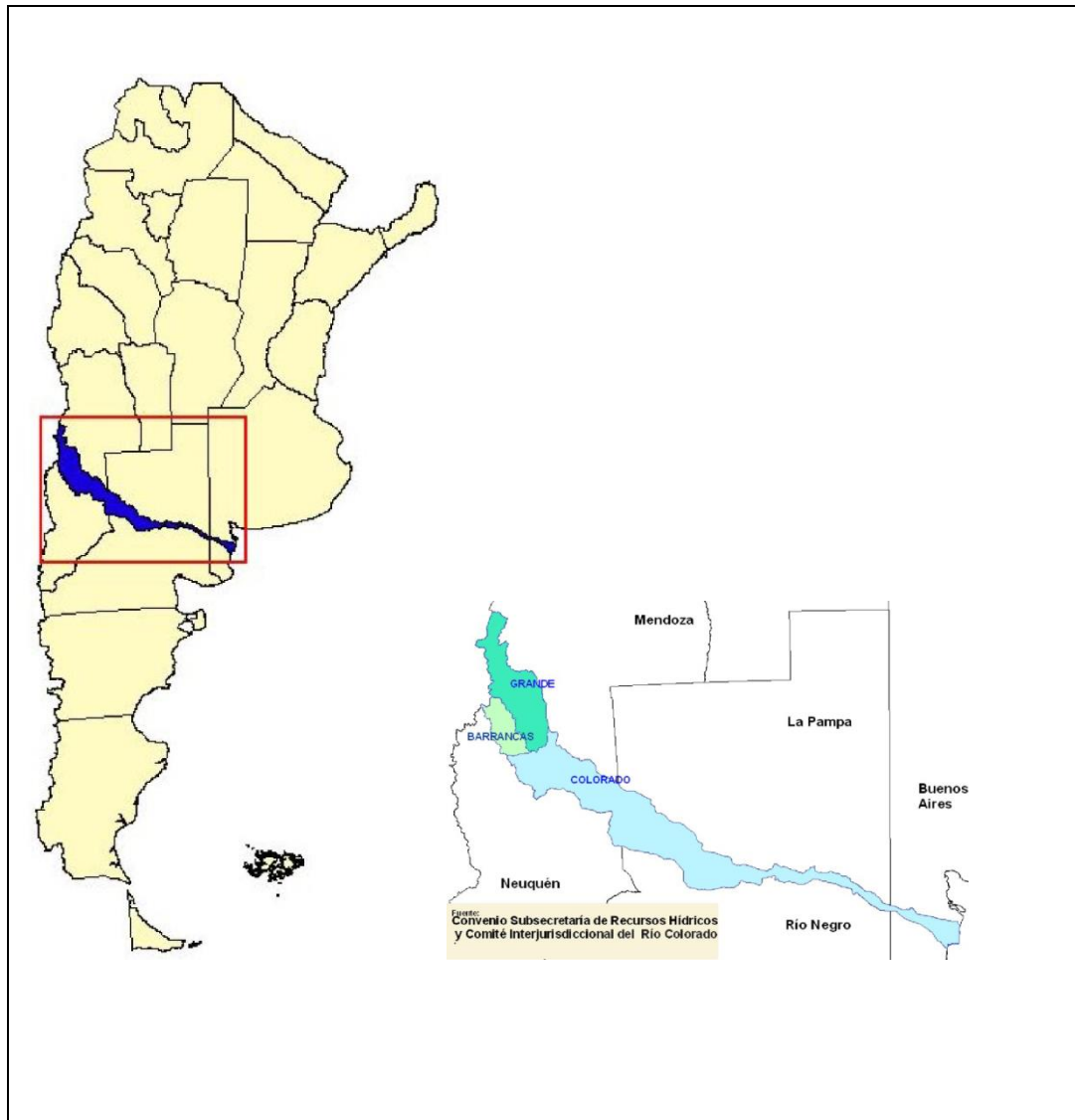


Figura 1: Ubicación geográfica de la Cuenca del Río Colorado. Fuente: Secretaría de recursos hídricos de la nación.

El río Colorado se origina en la confluencia de los ríos Grande (el cual aporta la quinta parte del caudal) y Barrancas (Latitud 36°52'25.43"S y Longitud 69°45'33.60"O). Recorre alrededor de 1.200 km, con un derrame anual de 4.380 Hm³ y caudal medio anual de 138,8 m³/seg, presentando una marcada estacionalidad primavera-estival, atribuida a su

régimen nival. Las precipitaciones a lo largo de la cuenca varían entre los 100 y 500 mm medios anuales según el área de la región (Aumassanne y Fontanella, 2015).

Tanto el COIRCO como la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación, cuentan con estaciones aforadoras permanentes, por lo que puede disponerse de los caudales máximos, mínimos y medio, diarios y mensuales.

El ecosistema acuático del presente análisis corresponde a la margen mendocina del Río Colorado, Sur Oeste de la Provincia de Mendoza entre los $37^{\circ}10'16.37''S$ $69^{\circ}27'47.38''O$ y $37^{\circ}12'24.94''S$ $69^{\circ}6'49.35''O$, próximo a la localidad del El Portón hacia el Oeste, y de Pata Mora hacia al este (Figura 2).

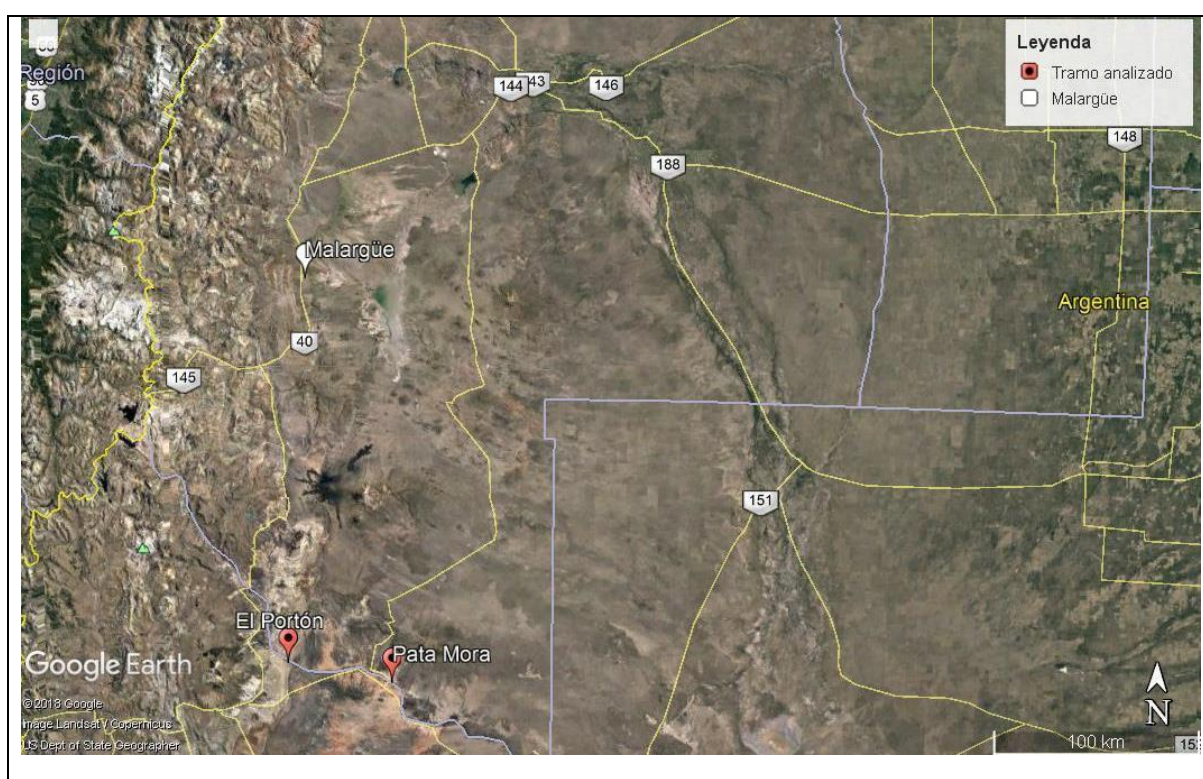


Figura 2: Tramo del Río Colorado analizado, sobre la margen mendocina.

En base a relevamientos previos del grupo de trabajo, se sabe que desde sus nacientes, el Río Colorado no presenta obras hidráulicas, excepto puentes de acceso desde y hacia Mendoza - Neuquén. Recién a 287 km aproximadamente, aguas abajo de la confluencia, se encuentra la única presa (Embalse Casa de Piedra) a la altura de la Provincia de La Pampa.

A lo largo de la Cuenca la industria petrolera se encuentra muy extendida, con importantes yacimientos de extracción, destilerías y gasoductos. La minería es otra actividad presente en la cuenca. Particularmente en la zona de estudio, se encuentra el

proyecto destinado a la extracción de potasio. Aunque la mina no ha concretado la explotación y las actividades se encuentran suspendidas desde el año 2016, habría posibilidades de reactivación.

Se conoce también que el tramo del río analizado en el presente trabajo se encuentra en el área de influencia indirecta de estas industrias (minera y petrolera), no así de la actividad ganadera entre las cuales la caprina constituye la fuente de sustento y actividad principal de la escasa población existente en este sector. Por otra parte el sector agrícola no desarrolla actividades en el área de estudio.

El agua del Río Colorado es fuente para el abastecimiento de agua potable de todas las poblaciones ribereñas, como también para poblaciones que se encuentran alejadas de la cuenca (COIRCO, 2010). El programa de Habilitación de Áreas de Riego y Distribución de Caudales establece al abastecimiento de poblaciones y el riego, como actividades prioritarias sobre los demás usos posibles.

Según la clasificación de Daniele y Natenzon (1988) el área de estudio se encuentra comprendida en la ecorregión de la Estepa Arbustiva Patagónica (árida). El clima es frío y seco con precipitaciones que rondan los 300 mm medios anuales, y vientos moderados a fuertes provenientes del oeste. Tanto el deshielo como las precipitaciones pluviales, se producen principalmente en primavera y verano, lo que determina un importante aumento de caudal en esas estaciones.

Geológicamente, la zona corresponde a la región de La Payunia (Ramos, 1999), con extensas coladas basálticas, las cuales son ricas en minerales ferromagnesianos y silicatos. En el área son importantes los afloramientos de unidades volcánico - sedimentarias.

Dentro de una cuenca hidrográfica, el movimiento de la escorrentía de lluvia, acarrea solutos y partículas hacia los ríos, además determina la cantidad de agua y de sedimentos que entran a los cuerpos de agua y define en gran medida la geomorfología y fisicoquímica de estos ecosistemas (Allan y Castillo, 2007). En combinación, estas características definen el ambiente acuático y son en parte responsables de la alta biodiversidad que se encuentra en ellos.

La limnología es, en sentido amplio, el estudio de las reacciones funcionales y de la productividad de las comunidades bióticas de las aguas dulces en relación a los parámetros físicos, químicos y bióticos ambientales. El conocimiento de las respuestas

metabólicas funcionales de los ecosistemas acuáticos permite lograr la gestión máxima y eficaz del recurso hídrico ante posibles modificaciones (Wetzel *et al.*, 1981).

Uno de los ejes fundamentales en el estudio de los recursos hídricos es el concepto de calidad de agua. Se puede entender la calidad, desde un punto de vista funcional, como la capacidad intrínseca que tiene el agua para responder a los usos que se podrían obtener de ella. O desde un punto de vista ambiental, como la define la propuesta de Directiva Marco de las Aguas de España (www.miteco.gob.es) como aquellas condiciones que deben darse en el agua para que ésta mantenga un ecosistema equilibrado y para que cumpla determinados objetivos de calidad (calidad ecológica). O como el conjunto de características físicas, químicas y microbiológicas que la definen.

La calidad de las aguas puede verse modificada tanto por causas naturales como por factores externos. Cuando los factores externos que degradan la calidad natural del agua son ajenos al ciclo hidrológico, se habla de contaminación o impactos (Mimam, 1998). Los cuerpos de agua corriente están siendo afectados por la acción de factores antrópicos con grandes obras de ingeniería, transformación del paisaje, cambios en el uso de la tierra, introducción de especies exóticas, sobreexplotación de sus recursos, contaminación, ocupación de las planicies de inundación, cambios de cursos, derivación de canales para usos agropecuarios, etc. (Karr, 1991; Allan y Flecker, 1993; Winemiller *et al.*, 1996).

Perturbaciones en las cuencas o en el río resultan en cambios en la composición y estructura de las comunidades. Por lo que, la estrecha relación entre la flora y fauna acuática y el entorno los convierte en indicadores (Ramirez y Gutierrez-Fonseca, 2016). La cuenca del río Colorado no es ajena a estos factores antrópicos. Por ejemplo en un futuro cercano se comenzará con las obras para la construcción de la obra hidroeléctrica Embalse Portezuelo del Viento, sobre el Río Grande, su principal afluente.

Tradicionalmente la calidad del agua en un río se mide usando criterios físico-químicos (Barbour *et al.*, 1998), en base a límites permisibles establecidos para cada región o país como por ejemplo: la Organización Mundial de la Salud (OMS), Recursos Hídricos de la Nación (RHN), entre otros (OMS, 2006). Hacia finales de la década de los 70 del siglo XX, los análisis químicos eran los métodos más utilizados para evaluar la calidad de las aguas, aunque eran ineficaces para detectar cambios en las condiciones naturales cuando resultaban de perturbaciones de origen difuso. Ante esta situación se revalorizan otros métodos biológicos cuyo uso en el monitoreo de las condiciones de los cuerpos de agua ha tenido un gran auge en las dos últimas décadas, y se han convertido en una herramienta valiosa y complementaria de los métodos químicos y bacteriológicos. Por lo

que la calidad del agua puede ser evaluada usando organismos vivos (Alba-Tercedor, 1996; Barbour *et al.*, 1998; Mandaville, 2002; Roldán, 1999; Segnini, 2003; Stark, *et al.*, 1999) que definen el estado de la calidad morfo estructural de los hábitats fluviales (Pardo *et al.*, 2002).

La bioevaluación de las aguas se fundamenta en la capacidad natural que tiene la biota de adaptarse a los cambios ambientales. En términos generales se puede decir que la biota acuática cambia su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales de sus hábitats naturales. De modo que es posible usar algunas características o propiedades estructurales y funcionales de los diferentes niveles de organización biológica para evaluar en forma comparativa el estado de la biota acuática, cuya condición es reflejo del estado ecológico del cuerpo de agua. Estas características de evaluación se conocen con el nombre genérico de bioindicadores (Segnini, 2003).

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, por lo que los impactos físicos o la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y al propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva (Bartram y Ballance, 1996). Por este motivo, algunos organismos pueden proporcionar información de cambios físicos y químicos en el agua, ya que a lo largo del tiempo revelan modificaciones en la composición de la comunidad (Vázquez *et al.*, 2006). Se considera que un medio acuático tiene una buena calidad biológica del agua cuando posee características naturales que permiten que en su seno se desarrollen comunidades de organismos biológicos (Alba-Tercedor, 1996a).

Para el estudio de los ecosistemas en general, y en nuestro caso los ecosistemas acuáticos, es importante considerar la variabilidad ambiental, la cual es reconocida como un componente importante en los cambios observados en las poblaciones y en la estructura de los mismos (Harley *et al.*, 2006), teniendo lugar en diferentes escalas temporales y espaciales. A partir de ello es posible conocer cómo varía la riqueza y composición de especies (entre otros), como así también los parámetros físicos y químicos, y su interrelación.

La abundancia y la diversidad son parámetros de primordial importancia en el estudio de las comunidades, ya que constituyen la base para la investigación de hipótesis sobre su funcionamiento y sobre los procesos de estructuración. Jaksic y Feinsinger (1991) señalaron la falta de estudios sobre la abundancia y la diversidad específica de comunidades y sobre sus patrones espacio-temporales de uso del hábitat, al mismo

tiempo que destacaron su importancia no sólo para acrecentar el conocimiento sino para la formulación de prioridades de conservación.

Otra medida a tener en cuenta en la clasificación del estado ecológico de los cuerpos de agua es la referida al proceso de eutrofización. La eutrofización consiste en el enriquecimiento de las aguas con nutrientes, a un ritmo tal que no puede ser compensado por la mineralización total, de manera que la descomposición del exceso de materia orgánica produce una disminución del oxígeno en las aguas, que alteran temporalmente las condiciones de equilibrio, induciendo desviaciones en las características del sistema, en su composición biótica y en su sucesión (Margalef *et al.*, 1976).

Si bien la eutrofización se produce de manera natural, normalmente está asociada a fuentes antropogénicas de nutrientes, tales como: fertilizantes, excrementos de animales, residuos urbanos (detergentes con fosfatos), vertidos industriales o agrícolas, contaminación atmosférica, entre otros. Por lo tanto, se han desarrollado diversas estrategias para su evaluación, desde inspección visual, métodos isotópicos radiactivos e índices de expresión matemática que consideran variables fisicoquímicas, como el Índice de Estado Trófico (TSI) de Carlson (1977).

Otro aspecto a considerar es el aporte de elementos químicos tóxicos, que es otra fuente de perturbación en el medio acuático. La OMS define la toxicidad de un compuesto como la capacidad relativa de ocasionar daños mediante efectos biológicos adversos (OMS, 2006). Entre estos elementos podemos diferenciar, según Pasquali (2004), los metales esenciales traza (V, Cr, Mn, Co y Ni), los metales tóxicos (Be, Cd, Pb y Hg) y los no metales tóxicos (Se, As y F).

Los metales esenciales traza son un conjunto de elementos denominados así debido a su baja concentración (a nivel de ug/L) y que, dado el requerimiento por parte de animales y plantas en pequeñas cantidades, también son denominados micronutrientes. Fundamentalmente participan, ya sea integrando centros activos de enzimas, o como cofactores en reacciones enzimáticas. Estos elementos en altas concentraciones pueden transformarse en tóxicos, a través de la forma iónica del elemento (Conzonno, 2009). La concentración de un metal esencial traza debe ser mayor que un mínimo o umbral para que se manifieste algún efecto sobre los organismos, tal como el crecimiento. Por debajo de un cierto valor de concentración existirá deficiencia y en un cierto rango de concentraciones el efecto biológico se mantendrá constante por los mecanismos homeostáticos, eliminando el exceso. Un aumento de la concentración hará tóxico al metal (Pasquali, 2004).

Numerosas organizaciones, instituciones e investigaciones a nivel mundial, han establecido normas y límites máximos permisibles de diferentes elementos químicos y biológicos, tanto para agua de bebida humana como para riego y biota acuática. Entre esas organizaciones, la OMS constituye la autoridad directiva y coordinadora de la acción sanitaria en el sistema de las Naciones Unidas, asumiendo a los recursos hídricos (agua dulce) como esencial para la vida. Existiendo, además, otros documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas como: Concise International Chemical Assessment Document (CICAD) de la OMS, informes de la Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (JMPR), Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA), e información de autoridades nacionales competentes, como la Agencia de Protección del Medio Ambiente (Environmental Protection Agency, EPA) de los EE.UU. Estas fuentes han sido examinadas por expertos y proporcionan información fácilmente accesible sobre la toxicología, los peligros y los riesgos de muchos contaminantes menos habituales (OMS, 2006).

A nivel nacional varias entidades regulan y definen los límites máximos permitidos de diferentes elementos químicos. Entre ellos Recursos Hídricos de la Nación (RHN) establece límites para: bebida humana, vida acuática, irrigación y bebida de ganado. Por su parte la Ley Nacional 24.585 de Protección Ambiental para la Actividad Minera (www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-24585), establece también valores guía para los mismos cuatro usos que RHN. A su vez el Código Alimentario Argentino (CAA) establece los valores guía para agua potable para bebida humana (www.argentina.gob.ar/anmat/codigoalimentario). A nivel provincial el Ente Provincial de Agua y Saneamiento (EPAS) establece valores guía para agua potable (www.epas.mendoza.gov.ar) y la Resolución N° 778 del Departamento General de Irrigación (DGI), consistente en el reglamento general para el control de contaminación hídrica y control de calidad de los vertidos (www.irrigacion.gov.ar).

Por lo mencionado, los estudios ecológicos en general, implican planes de trabajo sistemáticos, teniendo en cuenta el diseño espacial y temporal según los objetivos propuestos. Previamente es necesario la compilación de información del área en todos sus aspectos (climáticos, geomorfológicos, actividades antrópicas, etc) y antecedentes de análisis previos. En caso de no contar con antecedentes, como es el caso del presente análisis limnológico, la información obtenida incrementa el valor del mismo.

Los análisis sobre calidad de las aguas consisten en condensar todos los datos de campo disponibles y presentarlos de forma clara y concisa, de manera que sean manejables e interpretables. Para ello se emplean índices que relacionan los datos y simplifican su

significado; traduciendo la información contenida en la lista de las especies presentes en valores que indican el orden o grupo que ocupan las muestras dentro de una escala establecida. El análisis de las comunidades requiere utilizar expresiones matemáticas sencillas, empleando para ello datos cualitativos y cuantitativos. En general se utilizan índices de diversidad, índices de equitatividad y dominancia, índices bióticos, entre otros (Arce *et al.*, 2006).

Para los ecosistemas acuáticos, los Índices de Diversidad son básicamente una aproximación a la calidad biológica a través de la estructura de la comunidad, en cambio los Índices Bióticos son una aproximación a los diferentes impactos o transformaciones que puede estar sufriendo el sistema o a la contaminación del agua, haciendo uso del concepto “organismo indicador”, aunque estos no representen la estructura de la comunidad (Vázquez *et al.*, 2006).

Se han desarrollado numerosos índices bióticos de ecosistemas acuáticos basados en comunidades de macroinvertebrados y algas, principalmente diatomeas. Basados en macroinvertebrados pueden mencionarse, entre otros, el índice biótico de familias (IBF) (Hilsenhoff, 1988), Monitoreo Biótico de Corrientes Patagónicas (Biotic Monitoring Patagonian Stream, BMPS) (Miserendino y Pizzolon, 2000), Índice Biótico Andino ABI (Acosta *et al.*, en prensa) y Grupos funcionales (Merritt y Cummings ,1996). Según la composición taxonómica y densidad de diatomeas se han elaborado el Índice Biológico Diatómico (IBD,norma AFNOR N. F T 90-354, Francia) e Índice Diatómico General (IDG).

En el presente estudio se analizan las comunidades bentónicas. El término “Bentos” incluye diversos organismos asociados al sustrato en los hábitats acuáticos: peces, macroinvertebrados y perifiton (conformado por bacterias, hongos y algas, Wetzel, 1983). Las algas bénticas son los productores primarios que colonizan hábitats acuáticos marinos, salobres y dulces. Son consideradas la principal fuente de energía para niveles superiores tróficos (Stevenson *et al.*, 1996), con especies pertenecientes a distintos grupos como: diatomeas (algas silíceas), clorofíceas (algas verdes), cianofíceas (algas verde azuladas), rodofíceas (algas rojas), entre otras.

De las microalgas, las diatomeas son preferidas para los monitoreos, debido a que es el grupo autotrófico dominante. Según Toro *et al.*, 2003 este grupo presenta las siguientes ventajas:

- Son cosmopolitas.
- Algunas especies son muy sensibles a cambios ambientales, mientras que otras son muy tolerantes.

- El muestreo es sencillo y rápido.
- Pueden cultivarse para estudiarlas en diseños experimentales.

Este tipo de investigación cobra importancia a partir de que las algas como organismos utilizados en el biomonitoreo se convierten en una herramienta de gestión ambiental, razón por la cual su estudio se ubica dentro del área de interés del manejo y conservación de los recursos naturales. Cambios en las comunidades algales “delatan” el inicio de alteración o impacto que pueda existir en un sistema acuático, lo cual se refleja en las modificaciones de la estructura poblacional y en la proliferación de especies asociadas a determinados aportes (Fabricius, 2000).

Los macroinvertebrados comprenden a los animales que en sus últimos estadios larvarios alcanzan un tamaño igual o mayor a un milímetro. Pertenecen las siguientes taxas: Insecta (Ordenes Ephemeroptera, Diptera, Trichoptera, Plecoptera, y Coleoptera), Mollusca, Oligochaeta, Hirudinea y Crustacea. Algunas desarrollan toda su vida en el medio acuático, otras tienen una fase de su ciclo aéreo. Cualquier tipo de sustrato puede constituirse en hábitat adecuado para estos organismos incluyendo grava, piedra, arena, fango, detritus, plantas vasculares, algas filamentosas, etc.

Son los organismos más frecuentemente utilizados como indicadores de calidad de agua por varias razones (Gómez *et al.*, 2009):

- La variedad y abundancia de las comunidades que lo forman.
- Presentan facilidad para la toma de muestras.
- Son organismos con escasa capacidad de movimiento, por ello son representativos de las condiciones de su hábitat.
- Poseen un ciclo de vida largo en comparación con otros organismos, por lo que se pueden realizar estudios durante largos periodos.
- Poseen un espectro ecológico muy amplio (grupo muy heterogéneo).
- Tienen un tamaño óptimo.

En la República Argentina se han llevado a cabo numerosos estudios limnológicos, donde la provincia de Mendoza cuenta con antecedentes en las cuencas del Río Mendoza (Peralta y Claps, 1999 y 2001), Río Tunuyán, Río Diamante y Río Atuel (DGI 2004-2009; Peralta *et al.*, 1997), río Malargüe (Martínez, 2009); como así también de lagunas naturales como Llanquanelo (Peralta y Fuentes, 2005) y laguna Horcones (Peralta y Claps, 2002), entre otros.

Con respecto a la cuenca del Río Colorado debido a su importancia socioeconómica y geopolítica, el COIRCO realiza desde el año 1981 monitoreos de la calidad físico-química del agua, pero entre los mismos no ha considerado el tramo del río que incumbe en el presente estudio. Los primeros antecedentes limnológicos en la cuenca se basan en muestreos realizados en el embalse Casa de Piedra (Biasotti *et al.*, 2012). Álvarez *et al.* (1993) realizaron una lista de presencia-ausencia de las especies de algas presentes. Posteriormente, Wenzel *et al.*, (1996) analizaron las cianofíceas y en los últimos años, Echaniz *et al.*, (2008) y Bazán *et al.*, (2008) determinaron su estado trófico. A su vez en verano y otoño del 2010 se llevó a cabo el primer trabajo en un tramo del río objeto de estudio en la provincia de La Pampa, cuya finalidad fue dar a conocer información preliminar sobre la composición taxonómica fitoplanctónica registrada en la zona aluvial.

En el presente estudio se busca conocer cuál es el estado del ecosistema acuático en un tramo del Río Colorado en el periodo verano 2015-primavera 2018. Para ello se llevó a cabo un análisis con enfoque limnológico (de los elementos hidrológicos, hidroquímicos y comunidades bentónicas) y se estudió la variabilidad de las mismas tanto espacial (en cuatro sitios de muestreo) como estacional (verano, otoño, primavera y verano). Este abordaje permite la caracterización del sistema en su integridad limnológica teniendo en cuenta la posible dinámica espaciotemporal de variables fisicoquímicas, de especies de algas y macroinvertebrados, sus abundancias y requerimientos ecológicos, como así también conocer la interacción entre las variables ambientales e interespecíficas.

De esta forma, el seguimiento sistemático de las variables mencionadas, permitiría conocer la calidad de agua, no sólo por la composición química propia, sino también por el tipo de especies y densidad de las mismas que colonizan el sustrato del río. A su vez, debido a la caracterización actual de este tramo del río, el estudio constituirá la línea de base para determinar los posibles cambios en el sistema, ya sea por procesos naturales y/o antropogénicos.

El estudio será un aporte muy valioso en cuanto al conocimiento de la dinámica de este ecosistema, constituyendo el primer estudio limnológico realizado de manera sistemática en el tramo analizado. Por otro lado, el mismo permitirá conocer la calidad ecológica actual del sistema hídrico, el cual puede ser la base de futuros estudios, constituyendo una herramienta rápida y eficaz para el manejo y conservación del recurso hídrico.

1.1 Hipótesis de trabajo

-El ecosistema acuático en el tramo analizado del Río Colorado presenta variabilidad estacional en los parámetros fisicoquímicos, hidrológicos y comunidades bentónicas.

-El ecosistema acuático en el tramo analizado del Río Colorado presenta variabilidad espacial en los parámetros fisicoquímicos, hidrológicos y comunidades bentónicas.

1.2 Objetivos generales y particulares

Objetivo general:

Determinar el estado del ecosistema acuático de un tramo del Río Colorado, analizando los elementos hidrológicos, fisicoquímicos y de las comunidades bentónicas del sistema, teniendo en cuenta la estacionalidad climática interanual y la variación espacial entre los puntos de muestreo.

Objetivos particulares:

- Analizar la dinámica estacional y espacial de las características hidrológicas y fisicoquímicas.
- Determinar presencia y concentración de metales pesados.
- Determinar calidad de agua para diversos usos según normas nacionales (RHN, EPAS) e internacionales (OMS).
- Analizar la dinámica estacional y espacial de la estructura de comunidades bentónicas.
- Determinar el estado del ecosistema según índice biológico de diatomeas (IBD), índice biótico para macroinvertebrados (ABI), e índice de estado trófico (TSI).

2. MATERIALES Y METODOLOGÍA

2.1 Sitios de muestreo

El presente estudio se llevó a cabo con la base de datos físico químicos y biológicos resultantes de campañas de campo realizadas en las cuatro estaciones climáticas (verano, otoño, invierno y primavera) durante los años 2015, 2016, 2017 y 2018.

Se seleccionaron 4 sitios de monitoreo en la zona litoral sobre la margen mendocina del Río Colorado, denominados en sentido Oeste – Este, es decir desde aguas arriba hacia

aguas abajo: Sitio 1, Sitio 2, Sitio 3 y Sitio 4. Este último en la localidad de Pata Mora (Tabla 1).

Tabla 1: Coordenadas geográficas de los sitios de monitoreo limnológico. Río Colorado.

Nombre	Latitud	Longitud
Sitio 1	37° 10' 15.70" S	69° 27' 49.53" W
Sitio 2	37° 9' 20.81" S	69° 15' 17.57" W
Sitio 3	37° 9' 50.78" S	69° 14' 11.46" W
Sitio 4	37° 12' 25.24" S	69° 6' 59.73" W



Figura 3: Ubicación de los sitios de monitoreo limnológico. Río Colorado.

2.2 Mediciones *in situ*.

En cada uno de los sitios de monitoreo se determinaron los valores de: pH (pH metro Denver UP-10), Conductividad Eléctrica y Temperatura (Termo Conductímetro Thermo Russell), y Transparencia (disco de Secchi, Wetzel 1981). Estas determinaciones se realizan, según el caudal en ese momento, a una distancia de la orilla desde 0,5 a 2m (en primavera) y una distancia de hasta 7m en las demás estaciones. Las mismas se realizan en general a una profundidad de 0,2m.

Los datos de caudal para cada momento de muestreo, fueron tomados de la página oficial del COIRCO (Estación hidrométrica Buta Ranquil). En todos los sitios se tuvieron en cuenta observaciones tales como: tipo de sustrato (arenoso, pedregoso, rocoso) y presencia ausencia de biofilm.

2.3 Análisis hidroquímicos para tipificación y calidad de agua.

Las muestras de agua destinadas al análisis químico en laboratorio fueron tomadas a una profundidad de 0,5 m. Se muestrearon 3 litros de agua (en botellas de polietileno) en cada uno de los sitios de monitoreo. Las mismas fueron conservadas en heladeras a 4°C para el traslado al laboratorio en un plazo no mayor de 32 h con las correspondientes cadenas de custodia. En el anexo 1 se presenta el listado de las determinaciones analíticas realizadas, sus unidades, las técnicas utilizadas y los límites de detección de los métodos.

El balance iónico para la tipificación de agua y las gráficas correspondientes se realizaron mediante el software AqQA. Para la evaluación de calidad de agua, se tienen en cuenta los valores guía para bebida humana según Organización Mundial de la Salud (OMS) y Ente Provincial de Agua y Saneamiento (EPAS). Para vida acuática los establecidos por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación (RHN) y por la Ley Nacional 24.585 cuando no estén establecidos por RHN (Anexo 2A).

2.4 Análisis de comunidades bentónicas.

2.4.1 Fitobentos.

Para el análisis de la comunidad fitobentónica, se colectaron muestras multihábitat. En el caso de suelo arenoso o arcilloso se utilizó un corer (tubo de acrílico) de 3,5 cm de diámetro, extrayéndose los primeros 5 a 10 mm de la capa superficial, la cual es la fotosintéticamente activa (Figura 4a y 4b).



Figura 4 a y b: colecta de muestras de fitobentos, en el periodo de estudio analizado (2015-2018).

En los sitios con presencia de macrófitos y/o algas filamentosas sumergidas se colectó superficie conocida. En el sustrato pedregoso – rocoso se realizó el raspado con cuchillo de plástico de una superficie definida. Las muestras fueron analizadas y cuantificadas con el uso de microscopio invertido (Olympus CK40). Los resultados de abundancia se expresaron en cél/cm² (Gómez *et al.*, 2009). Las mismas fueron conservadas en envases plásticos con formol al 4%.

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

Para el análisis de los requerimientos ambientales de las especies de diatomeas presentes en el área de estudio, se consultó bibliografía existente como ID-TAXA, Identification Guide and Ecological Resource for Diatoms of the United States Descy y Coste (1990), Patrick y Reimer 1975, Lowe, 1974, Segura García *et al.*, 2011, Germain 1981, entre otros.

Se utilizó el siguiente glosario referido a los diferentes requerimientos ambientales:

Acuática estricta: taxón que vive exclusivamente en ecosistemas acuático.

Subaérea: taxón que soporta períodos prolongados de sequedad.

Neutrófila: taxón que vive preferentemente en aguas neutras.

Alcalófila: taxón que vive preferentemente en aguas alcalinas.

Alcalibionte: taxón que vive exclusivamente en aguas alcalinas.

Acidófila: taxón que vive preferentemente en aguas ácidas.

Eurihalobia: taxón que vive en aguas con alto o bajo contenido de sales.

Halófila: taxón que vive preferentemente en aguas con alto contenido de sales.

Halófoba: taxón que vive preferentemente en aguas con bajo contenido de sales.

Oligosapróbila: taxón que vive preferentemente bajo condiciones oligo-mesosapróbicas (contenido bajo-moderado en materia orgánica).

Mesosapróbila: taxón que vive preferentemente bajo condiciones mesosapróbicas (contenido moderado en materia orgánica).

Polisapróbila: taxón que vive preferentemente bajo condiciones con alta degradación de materia orgánica y bajo a nulo contenido de oxígeno.

Hipereutrófila: taxón que vive preferentemente bajo condiciones hipereutróficas (contenido alto en nutrientes).

Eutrófila: taxón que vive preferentemente bajo condiciones eutróficas (contenido alto en nutrientes).

Oligotrófila: taxón que vive preferentemente bajo condiciones oligotróficas (contenido bajo en nutrientes).

2.4.2 Macroinvertebrados.

Los macroinvertebrados fueron colectados según el método multihábitat, es decir, teniendo en cuenta la variabilidad de hábitat del fondo del río (sustrato rocoso, arenoso, vegetación sumergida) con una red marco tipo D-frame 250 μm de tamaño de poro (Figura 5), en todos los microhábitats presentes en el sitio de muestreo (Hering *et al.*, 2004; Barbour *et al.*, 2006).

Las muestras se almacenaron en recipientes plásticos (500 cm^3), previamente rotulados y fijados *in situ* con alcohol al 70%. Teniendo en cuenta el ancho de abertura de la red D-frame (30 cm) y la distancia recorrida dentro del agua por cada réplica (1,5 metros), las densidades de invertebrados se expresaron como individuos por metro cuadrado (ind/m^2).



Figura 5: colecta de muestras de macroinvertebrados, en el periodo analizado (2015-2018).

Posteriormente, en laboratorio se llevó a cabo la separación de los organismos de los sedimentos y materia orgánica mediante el lavado de las muestras en una serie de tamices de 2000 μm , 1000 μm , 500 μm y 250 μm (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2009). Los organismos se conservaron en frascos, rotulados por sitio y preservados en alcohol al 70%.

2.5 Análisis ecológico

Para este análisis, con la base de datos de los resultados hidroquímicos y biológicos, se elaboraron matrices cualitativas y cuantitativas integrando los resultados por sitios y estaciones climáticas de los 4 años considerados. Posteriormente, con el objetivo de determinar propiedades estructurales de las comunidades, se calcularon los índices de diversidad específica de Shannon - Weaver (H') y de Dominancia de Simpson (λ), (Brower y Zar 1977, programa BioDiversityPro).

Índice de Shannon – Weaver

La diversidad de especies es una expresión de la estructura de la comunidad. Se dice que una comunidad presenta alta diversidad, cuando la densidad de todas las especies presentes es igual o similar. Por otro lado, una comunidad es poco diversa cuando la misma está compuesta por pocas especies, o si alguna de las especies presenta alta densidad con respecto a las especies restantes.

El valor del índice oscila entre 0 a 5, aunque el valor máximo depende del logaritmo que se utilice. Pero, en general valores bajos indican menor diversidad, y valores altos mayor diversidad. (Brower y Zar, 1977).

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

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i .

Índice de Simpson

Una comunidad con alta diversidad tendrá baja dominancia y viceversa. El índice es una representación de la probabilidad de que dos individuos, dentro de una misma región y seleccionados al azar, sean de la misma especie. Para la comprobación matemática de esta variable estructural se aplica la siguiente fórmula, en la cual el símbolo λ indica dominancia. (Brower y Zar, 1977).

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

Donde:

λ = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i (ni) dividido entre el número total de individuos de la muestra (N).

2.6 Índices biológicos.

Fitobentos

Clasificación de la calidad de las aguas según Índice IBD (NF. T 90-354)

Es un índice francés (Norma AFNOR NF. T 90- 354) utilizado para el control de calidad de los ecosistemas acuáticos. Viene referido para todos los ecosistemas de agua dulce, porque las diatomeas se caracterizan por estar presentes en todas partes y, sobre todo, en todo tipo de soporte. La determinación de este método presenta múltiples ventajas, ya que la toma de muestras es un proceso fácil y son muestras pequeñas; las diatomeas son organismos sensibles a la eutrofización, a la polución orgánica y mineral y debido a que la estructura de las distintas poblaciones de diatomeas está determinada por las características químicas del agua, independientemente de las características morfodinámicas (Prygiel, 2002).

El cálculo tiene en cuenta:

- La abundancia relativa de los taxones.
- Descarta los taxones que se presentan menor al 7.5%
- Cálculo de la probabilidad de presencia de un taxón significativo de la población.

$$F(i) = \frac{\sum Ax * Px(i) * Vx}{\sum Ax * Vx}$$

Ax es la abundancia del taxón "x" que aparece en porcentaje.

Px (i) es la probabilidad de presencia del taxón "x" de la clase de calidad "i".

Vx es el valor ecológico del taxón "x".

IBD define cinco clases de calidad de agua (Tabla 2).

Tabla 2: Tipos de calidad de agua para biota acuática de acuerdo al valor del IBD.

Valor	Significado
IBD > 17	Calidad excelente
16 > IBD > 13	Calidad buena
12 > IBD > 9	Aceptable
8 > IBD > 5	Mediocre
IBD < 4	Mala calidad

Macroinvertebrados

Un grupo funcional es un conjunto de especies que usan de la misma manera ciertos recursos o que responden de manera similar a ciertas perturbaciones (Diacó *et al.*, 2006).

Los macroinvertebrados bentónicos se pueden agrupar según la forma de alimentarse en grupos funcionales tróficos, que permiten predecir las relaciones biológicas que se desarrollan en la dinámica trófica de un ecosistema acuático y, a partir de ellas, inferir el

grado de integridad biológica del mismo. Para ello se determinó la abundancia relativa (%) de los grupos funcionales en cada uno de los sitios, agrupados en raspadores, colectores recolectores, colectores filtradores, fragmentadores y predadores (Merritt y Cummins, 1996).

Para el análisis de las comunidades de macroinvertebrados, se calculó el índice biótico Índice Biótico Andino (ABI) (Acosta *et al.*, 2001). Este método evalúa la calidad biológica de los ríos altoandinos para las familias de macroinvertebrados acuáticos de los Andes Tropicales, presentes desde los 2000 m.s.n.m hasta el límite con las nieves perpetuas.

Valores de tolerancia (Tabla 3) son asignados a cada familia debido a la contaminación orgánica y finalmente tras la suma de los valores correspondientes a cada una de las familias presentes se obtiene la calidad del agua, que se puede encuadrar en una de las 5 categorías propuestas por Alba-Tercedor y Sánchez (1988) (Tabla 4).

Tabla 3: Puntuaciones del Índice Biótico Andino (ABI)

Orden	Familia	Puntuación	Orden	Familia	Puntuación
Turbellaria		5	Lepidoptera	Pyralidae	4
Hirudinea		3	Coleoptera	Ptilodactylidae	5
Oligochaeta		1		Lampyridae	5
Gasteropoda	Ancylidae	6		Psephenidae	5
				Scirtidae	
	Physidae	3		(Helodidae)	5
	Hydrobiidae	3		Staphylinidae	3
	Limnaeidae	3		Elmidae	5
	Planorbidae	3		Dryopidae	5
Bivalvia	Sphaeriidae	3		Gyrinidae	3
Amphipoda	Hyalellidae	6		Dytiscidae	3
Ostracoda		3		Hydrophilidae	3
Hydracarina		4		Hydraenidae	5
Ephemeroptera	Baetidae	4	Diptera	Blepharoceridae	10
	Leptophlebiidae	10		Simuliidae	5
	Leptohyphidae	7		Tabanidae	4
	Oligoneuridae	10		Tipulidae	5
Odonata	Aeshnidae	6		Limoniidae	4
	Gomphidae	8		Ceratopogonidae	4
	Libellulidae	6		Dixidae	4
	Coenagrionidae	6		Psychodidae	3
	Calopterygidae	8		Dolichopodidae	4
	Polythoridae	10		Stratiomyidae	4
Plecoptera	Perlidae	10		Empididae	4
	Gripopterygidae	10		Chironomidae	2
Heteroptera	Veliidae	5		Culicidae	2
	Gerridae	5		Muscidae	2
	Corixidae	5		Ephydriidae	2
	Notonectidae	5		Athericidae	10
	Belostomatidae	4		Syrphidae	1
	Naucoridae	5			
Trichoptera	Helicopsychidae	10			
	Calamoceratidae	10			
	Odontoceridae	10			
	Leptoceridae	8			
	Polycentropodidae	8			
	Hydroptilidae	6			
	Xiphocentronidae	8			
	Hydrobiosidae	8			
	Glossosomatidae	7			
	Hydropsychidae	5			
	Anomalopsychidae	10			
	Philopotamidae	8			
	Limnephilidae	7			

Tabla 4: Valores de significancia y juicios de calidad para ABI.

Categoría	Valor ABI	Significado
1	>74	Muy bueno
2	45 -74	Bueno
3	27-44	Moderado
4	11-26	Malo
5	<11	Pésimo

2.7 Determinación Estado Trófico

La relación entre las concentraciones de P total y de clorofila *a* ha sido utilizada por Carlson (1977) para desarrollar el índice numérico del estado trófico (Trophic State Index, TSI). El estado trófico de un ecosistema acuático puede ser definido mediante índices, entre ellos TSI, que describen el grado de eutrofización. Éstos permiten clasificar a los cuerpos de agua como oligotróficos (con bajos niveles de nutrientes), mesotróficos (con moderados niveles de nutrientes), eutrófico (niveles de nutrientes aumentados) e hipertrófico (con gran abundancia de nutrientes) (Carlson, 1977; Lampert y Sommer, 1997) (Tabla 5).

La determinación de estado trófico se realizó en base a la concentración de P Total según el método de Carlson, modificado por Aizaki *et al.*, (1981).

- **Índice de estado trófico (TSI) de Carlson (1977)**, (Aizaki *et al.*, 1981)

$$\text{TSI (TP)} = 10 \times (2.46 + \ln \text{TP} / \ln 2.5)$$

Tabla 5: TSI y su relación con parámetro asociado.

	TSI	PT superficial
oligotrófico	0	0.75
	10	1.5
	20	3
	30	6
	40	12
mesotrófico	50	24
	60	48
	70	96
	80	192
eutrófico	90	384
	100	768

2.8 Análisis estadístico:

A fin de indagar sobre las tendencias espaciales y temporales, en una instancia descriptiva, se realizaron análisis en componentes principales (ACP) y, luego, en una instancia confirmatoria, se llevaron a cabo análisis multivariado de la varianza (MANOVA) con el objeto de evaluar la variación tanto espacial como temporal, de las variables incluidas en el estudio. Las comparaciones múltiples se hicieron con el test de Hotelling. Se utilizó el software INFOSTAT para todos los procedimientos estadísticos mencionados

(InfoStat versión estudiantil 2016). Para evaluar la existencia o no de diferencias estadísticamente significativas de las variables dependientes se utilizó la prueba de Tukey, mediante el software Statgraphics.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Características hidrológicas y fisicoquímicas

3.1.1 Parámetros *in situ*

Utilizando la base de datos cuantitativa de los datos medidos *in situ*, se llevó a cabo el análisis estadístico a través de MANOVA. En los resultados obtenidos se puede observar que utilizando la estadística de Wilks, se rechaza la hipótesis nula en el caso de la estación pero se acepta en el caso del sitio. Por lo que los valores de los datos medidos *in situ* (pH, CE, T°, caudal y transparencia) presentaron variabilidad estacional en el período analizado, mientras que no se observa variabilidad a escala espacial en el tramo del río analizado (Tabla 6).

Se puede observar la variabilidad entre estaciones con la prueba de Hotelling, la cual determina que las cuatro estaciones son significativamente diferentes entre sí (diferentes letras, indican diferencias significativas). A su vez con la misma prueba, se puede observar ausencia de diferencias significativas entre sitios. (Tabla 7).

Tabla 6: Análisis MANOVA, análisis de la varianza de Wilks para los parámetros *in situ*, en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
ESTACION	0,02	27,72	15	127	<0,0001
SITIO	0,87	0,43	15	127	0,9684

Tabla 7: Análisis MANOVA. Prueba de Hotelling para los parámetros *in situ*, en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

ESTACION	pH	CE (Us/cm)	T (°C) AGUA	Secchi (cm)	Caudal (m3)	n	
VERANO	8,31	1170,5	20,13	11,96	67,32	14	A
PRIMAVERA	8,24	697,37	18,78	2,84	192,1	15	B
OTOÑO	7,4	1156,05	8,51	16,58	75,62	13	C
INVIERNO	7,84	1194,57	11,29	20,63	74,77	15	D
SITIO	pH	CE (Us/cm)	T (°C) AGUA	Secchi (cm)	Caudal (m3)	n	
Sitio 4	7,9	1101,22	14,18	13,14	97,02	11	A
Sitio 3	8	1046,94	14,32	12,11	103,69	16	A
Sitio 2	7,97	1042,02	14,53	14,25	105,43	14	A
Sitio 1	7,91	1028,31	15,66	12,5	103,69	16	A
Prueba Hotelling Alfa=0,05							
Error: Matriz de covarianzas común gl: 50							
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)							

El tramo del río considerado presentó caudales más bajos en otoño, invierno y verano, entre 54 y 96 m³/seg, y el máximo de 132 m³/seg en invierno 2016 (Figura 6). En primavera se observó el fenómeno opuesto con el nivel de las aguas elevado (entre 164 a 269 m³/seg), fuera del álveo principal ocupando la planicie de inundación. (Figura 7, 8 ,9 y 10). Al ser una cuenca de régimen nival, las oscilaciones de caudal se deben a los aportes de agua de deshielo, aunque también se presentan crecidas pluviales de poca duración (Aumassanne y Fontanella, 2015). Según la prueba de Tukey estas diferencias observadas en los valores fueron estadísticamente significativas (Anexo 3A).

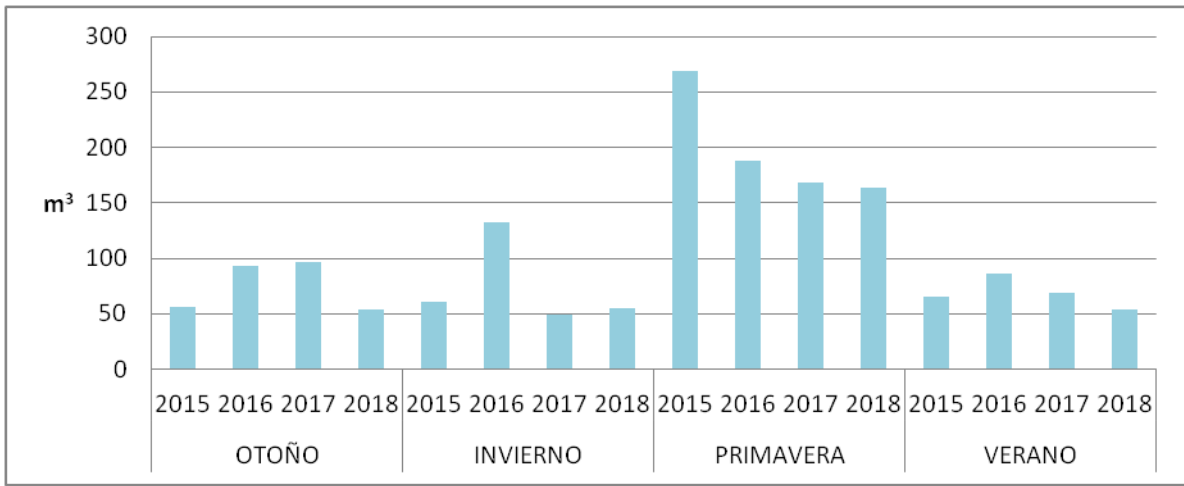


Figura 6: Caudal medio en los momentos de monitoreo. Tomados de COIRCO.



Figura 7: Acceso sitio 1. Otoño.



Figura 8: Acceso sitio 1. Primavera.



Figura 9: Sitio 3. Otoño.



Figura 10: Sitio 3. Primavera.

La fluctuación del nivel de las aguas es uno de los principales factores de control del tipo de sustrato, y por ende de las comunidades perifíticas (Margalef, 1983; Nosek y Oertel, 1983 y Weitzel, 1979 en Claps y Skorupka, 1990).

En los momentos de bajo caudal en los sitios de aguas arriba (sitios 1 y 2) se observa una mayor cobertura de sustrato rocoso; mientras que hacia aguas abajo (sitios 3 y 4) predomina el sustrato de grano fino, representado por arena. (Figuras 11 y 12).



Figura 11: Sitio 2. Otoño 2017



Figura 12: Sitio 4. Verano 2015

En el sector litoral el sustrato registró presencia de biofilm, conformado por algas verdes filamentosas, con mayor cobertura en los momentos de bajo caudal (Figura 13 a y 13 b). La presencia de este biofilm favorece la colonización por comunidad de perifiton (algas microscópicas, bacterias, hongos) (Stevenson *et al.*, 1996).

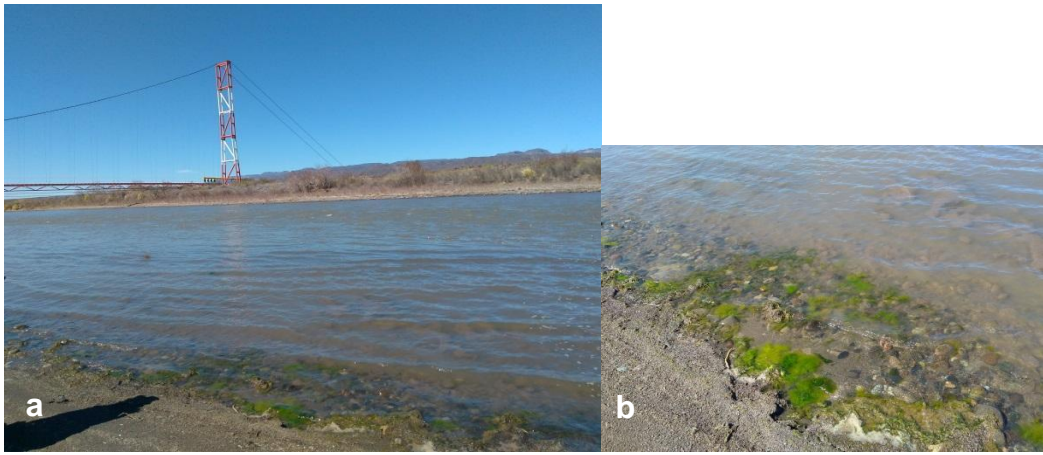


Figura 13 a y b: Biofilm de algas clorofíceas observadas en la toma de muestras, durante el periodo analizado (2015-2018).

Las variaciones de caudal observadas también rigen la concentración de sólidos suspendidos, y por ende la transparencia de las aguas. Determinando baja transparencia en primavera, con valores del disco de Secchi inferiores a 5 cm, debido a la elevada concentración de sedimentos, entre 304 a 952 mg/L. Seguido por el verano, donde se obtuvieron a su vez valores bajos de transparencia (entre 2 y 24 cm), con una concentración variable de sedimentos entre 36 y 850 mg/L. En invierno se observaron los mayores valores de transparencia (entre 12 y 30 cm) debido a la baja concentración de sedimentos (entre 5 y 56 mg/L). A su vez en otoño también se observaron altos valores de transparencia, entre 6 y 28 cm, en relación a la baja concentración de sedimentos que osciló entre 5 y 248 mg/L (Figura 14). Estas diferencias fueron estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey realizada (Anexo 3A), tanto para los valores de sólidos totales disueltos como para los de transparencia.

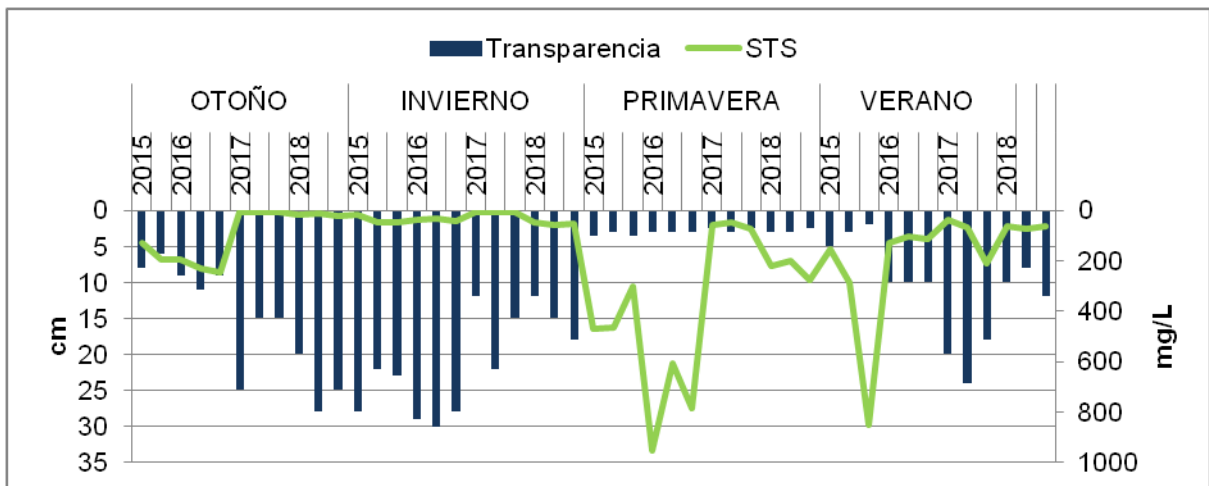


Figura 14: Valores de transparencia (cm) y de sólidos totales suspendidos, medidos en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

Las aguas se presentaron en general con valores de pH neutro (Figura 15). En algunos momentos los mismos fueron circumneutrales (pH = 6.4) y alcalinos (8.4 unidades de pH). Estos valores presentaron diferencias significativas según la prueba de Tukey (Anexo 3A).

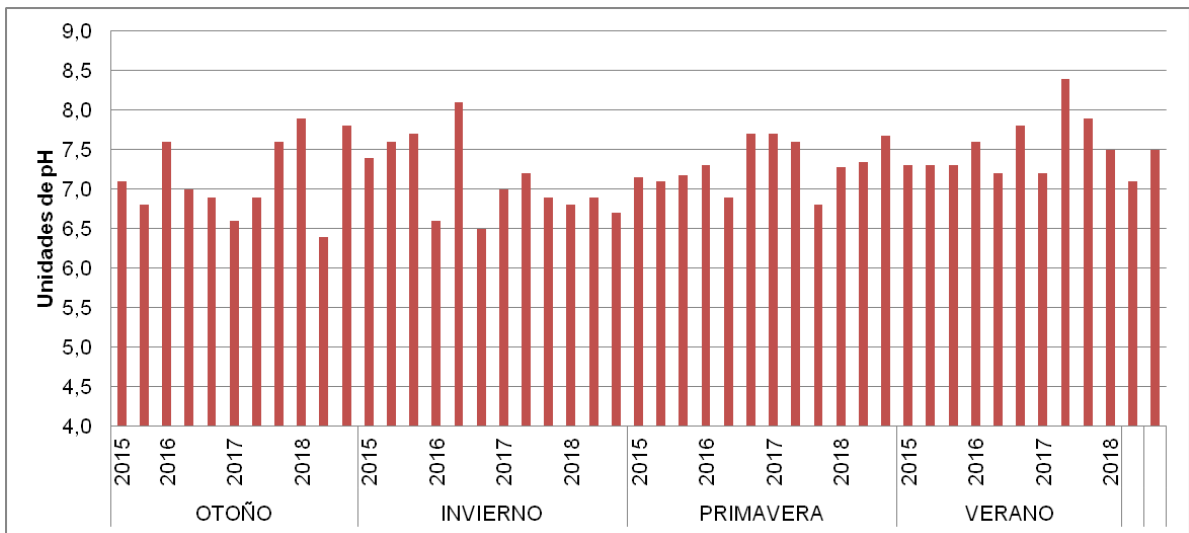


Figura 15: Valores de pH medidos *in situ* en cada sitio y estación climática considerada.

La conductividad eléctrica (CE) presentó los mayores valores, entre 1000 a 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en otoño, invierno y verano. Mientras que en el momento de mayor estiaje, los valores de concentración de electrolitos descendieron a valores menores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con los menores valores registrados en primavera de 2015 (entre 654 y 711 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 16). Estas diferencias fueron estadísticamente significativas (Tukey, anexo 3A). Esta situación se relaciona con el aumento de caudal en primavera, ya que en el Río Colorado, se ha estudiado que existe una relación inversamente proporcional entre la CE y el caudal (Aumassanne y Fontanella, 2015).

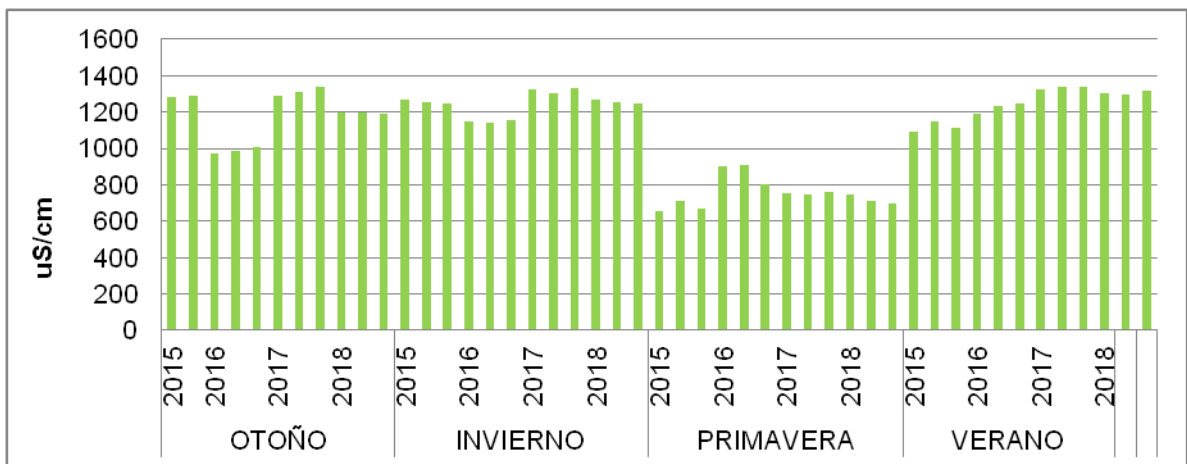


Figura 16: Valores de Conductividad Eléctrica medidos *in situ* en cada sitio y estación climática considerada.

Como es de esperar para ríos de climas templados, la temperatura del agua registró variación estacional, con los valores más bajos en otoño e invierno y los más altos en primavera y verano. La temperatura mínima observada fue de 5,9 °C en otoño, y la máxima de 24,9 °C en verano (valores significativamente diferentes, según prueba de Tukey, anexo 3A).

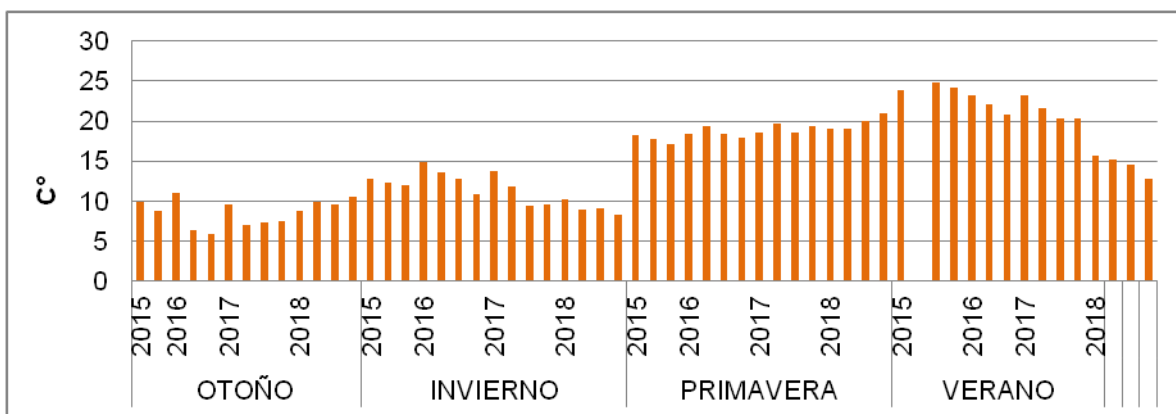


Figura 17: Valores de Temperatura medidos *in situ* en cada sitio y estación climática considerada.

3.1.2 Tipificación del agua según la concentración iónica

Utilizando la base de datos cuantitativa de la concentración de aniones y cationes presentes en el agua, se llevó a cabo el análisis estadístico a través de MANOVA. En los resultados obtenidos se puede observar que a través de la estadística de Wilks, se rechaza la hipótesis nula en el caso de la estación y se acepta en el caso del sitio. Por lo que los valores de las concentraciones de iones presentaron variabilidad estacional en el periodo analizado, mientras que no se observa esa variabilidad a escala espacial (Tabla 8).

Se puede observar la variabilidad con la prueba de Hotelling, la cual determina que las cuatro estaciones son significativamente diferentes entre sí (diferentes letras, indican diferencias significativas). A su vez con la misma prueba, se puede observar ausencia de diferencias significativas entre sitios (Tabla 9).

Tabla 8: Análisis MANOVA, análisis de la varianza de Wilks para la concentración iónica, en cada sitio y estación climática, en el periodo analizado (2015-2018).

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
ESTACION	3,10E-03	14,49	36	86	<0,0001
SITIO	0,37	0,95	36	86	0,5593

Tabla 9: Análisis MANOVA. Prueba de Hotelling para la concentración iónica, en cada sitio y estación climática, en el periodo analizado (2015-2018).

ESTACION	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼	Cl ⁻	STS	CE	pH	Dureza	Alcalinidad	n	
VERANO	126,11	8,5	124,67	3,5	100,23	264,37	204,6	184,07	1242,1	7,51	339,45	81,89	12	A
PRIMAVERA	94,62	9,24	65,34	4,85	123,68	151,55	81,29	382,41	746,53	7,31	230,09	112,31	12	B
OTOÑO	106,1	10,48	130,51	4,07	113,31	198,66	217,46	104,97	1185,1	7,15	304,15	92,81	11	C
INVIERNO	102,11	9,91	150,35	4,09	107,6	205,59	226,97	43,6	1237,6	7,12	275,81	87,87	12	D
SITIO	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁼	Cl ⁻	STS	CE	pH	Dureza	Alcalinidad	n	
Sitio 4	108,93	9,23	122,82	3,88	104,98	214,78	182,93	210,56	1124,9	7,3	285,9	89,9	11	A
Sitio 3	108,64	10,12	110,51	4,56	121,17	202,59	177,43	210,91	1064,9	7,26	295,57	100,13	6	A
Sitio 2	105,98	9,29	120,4	4,08	108,51	204,18	182,1	134,49	1115	7,28	289,69	91,74	14	A
Sitio 1	105,4	9,5	117,13	3,99	110,17	198,62	187,86	159,08	1106,5	7,25	278,35	93,1	16	A
Prueba Hotelling Alfa=0,05														
Error: Matriz de covarianzas común gl: 40														
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)														

Según la concentración de iones mayoritarios (Ca, Na, K, HCO₃⁻, y SO₄⁻²), en verano, otoño e invierno la mineralización de las aguas se ve determinada por Ca y Na como cationes principales, y cloruro como el anión estable en el período analizado. En primavera en cambio, el sulfato constituye el anión predominante por lo que las aguas se tipifican sulfatadas cálcicas, a diferencia de las restantes temporadas donde se describen como cloruradas sódicas. Estos iones provienen del lavado de rocas sedimentarias presentes en el área (Tablas 10, 11,12 y 13).

Tabla 10: Concentración iónica, desvíos estándar y balance iónico, temporada de otoño.

	Otoño			
	2015	2016	2017	2018
Ca	112,8 ± 2,8	111,9 ± 3,8	101,7 ± 2,3	98,6 ± 0,6
Mg	11 ± 0,9	11,5 ± 0,4	9,2 ± 0,5	10,4 ± 0,1
Na	133,6 ± 1,6	89,9 ± 2,3	146,1 ± 7,6	154 ± 1
K	4,8 ± 0,7	4,2 ± 0,1	3,4 ± 0,2	4 ± 0,0
Bicarbonatos	134,8 ± 12,2	122,7 ± 5,3	98,2 ± 1,8	103,1 ± 1,4
Sulfatos	205,8 ± 4,7	188,8 ± 4,1	197 ± 5	200,9 ± 9,5
Cloruros	246,1 ± 7,2	122,7 ± 2,6	241,5 ± 24,9	272,4 ± 6,4
STS	162 ± 48,1	225,3 ± 26,6	5 ± 0,0	18,7 ± 6,1
Conductividad	1286 ± 8,5	988 ± 20	1313 ± 26	1193,3 ± 2,1
pH	7 ± 0,2	7,2 ± 0,4	7 ± 0,5	7,4 ± 0,8
Balance iónico	NaCl	CaSo4	NaCl	NaCl

Tabla 11: Concentración iónica, desvíos estándar y balance iónico, temporada de invierno.

	Invierno			
	2015	2016	2017	2018
Ca	94,2 ± 2,3	109,3 ± 3,7	105,2 ± 2,1	97,7 ± 1,7
Mg	10,9 ± 0,2	8,4 ± 0,3	9,9 ± 0,4	9,9 ± 0,1
Na	166,8 ± 2,8	128,3 ± 2,5	145,4 ± 0,9	166,5 ± 3,6
K	4,5 ± 0,2	3,4 ± 0,1	3,9 ± 0,5	4,3 ± 0,2
Bicarbonatos	112,7 ± 3,4	106,7 ± 3,7	102,4 ± 0,6	100,7 ± 0,7
Sulfatos	224,2 ± 4,5	187,7 ± 2,2	208 ± 1,3	201,7 ± 2,9
Cloruros	306,9 ± 23,2	156 ± 5	187,5 ± 4,7	262,5 ± 14,1
STS	37,3 ± 15	37,3 ± 6,1	5 ± 0,0	52 ± 4
Conductividad	1257,3 ± 13,5	1148 ± 5,3	1320 ± 14,1	1255,7 ± 8,3
pH	7,6 ± 0,2	7,1 ± 0,9	7 ± 0,2	6,8 ± 0,1
Balance iónico	NaCl	NaCl	NaCl	NaCl

Tabla 12: Concentración iónica, desvíos estándar y balance iónico, temporada de primavera.

	Primavera			
	2015	2016	2017	2018
Ca	84,3 ± 4,3	141,5 ± 23,6	80,3 ± 2,4	70,4 ± 2,1
Mg	9,9 ± 0,5	13,6 ± 1,4	7,1 ± 0,3	5,9 ± 0,7
Na	54,6 ± 0,4	69 ± 1,1	68,6 ± 1,2	74,7 ± 1,2
K	5,7 ± 0,2	7 ± 1	4,1 ± 0,2	2,2 ± 0,1
Bicarbonatos	118,5 ± 1	200,5 ± 28,7	81,5 ± 8,3	86,4 ± 1,7
Sulfatos	122,9 ± 2,1	163,5 ± 4,8	143,2 ± 2,2	175,7 ± 2,7
Cloruros	80,5 ± 2,5	67,8 ± 2,7	90,2 ± 3,5	91,6 ± 1,5
STS	413,3 ± 94,8	781,3 ± 172	60 ± 12	512,7 ± 1,3
Conductividad	678,3 ± 29,4	870,3 ± 60,1	751,7 ± 8	716,3 ± 25,1
pH	7,1 ± 0,0	7,3 ± 0,4	7,4 ± 0,5	7,4 ± 0,2
Balance ionico	CaSo4	CaSo4	CaSo4	CaSo4

Tabla 13: Concentración iónica, desvíos estándar y balance iónico, temporada de verano.

	Verano			
	2015	2016	2017	2018
Ca	129 ± 16,1	125,3 ± 12	131,4 ± 9,6	117,6 ± 0,9
Mg	8,3 ± 1,5	7,3 ± 0,9	8,4 ± 0,6	9,7 ± 0,2
Na	108,3 ± 4,9	111,7 ± 15,8	128,3 ± 5	152,5 ± 3,2
K	2,7 ± 0,6	3,7 ± 0,4	3,4 ± 0,7	4 ± 0,2
Bicarbonatos	88,7 ± 4	117,3 ± 6,5	92 ± 1,2	99,3 ± 3
Sulfatos	260,7 ± 44,3	250,3 ± 27,9	281,3 ± 26,6	264 ± 2,6
Cloruros	166,3 ± 23,2	180,5 ± 19,7	207,8 ± 11,1	267,3 ± 1
STS	431 ± 368,7	116 ± 12	105,3 ± 93,8	66,7 ± 4,6
Conductividad	1118 ± 26,2	1224 ± 29,8	1335 ± 8,7	1305,3 ± 11,7
pH	7,3 ± 0,0	7,5 ± 0,3	7,8 ± 0,6	7,4 ± 0,2
Balance ionico	CaSo4	CaSo4	CaCl	NaCl

3.1.3 Concentración de elementos químicos

Del análisis hidroquímico llevado a cabo en laboratorio sobre las muestras de agua colectadas en cada ocasión, además de iones y aniones mayoritarios, se midieron 29 elementos, de los cuales se detectaron solo 16.

Para estos elementos los resultados del análisis estadístico a través de MANOVA, arrojaron que mediante la estadística de Wilks se rechaza la hipótesis nula en el caso de la estación y se acepta en el caso del sitio. Por lo que los valores de las concentraciones de metales presentaron variabilidad estacional en el periodo analizado, mientras que no se observa esa variabilidad a escala espacial en el tramo del río analizado (Tabla 14).

Mediante la prueba de Hotelling se puede observar esa variabilidad, la cual determina que el otoño y el invierno no son significativamente diferentes entre sí, pero si hay diferencias significativas entre esas estaciones y el verano y la primavera. A su vez con la misma prueba, se puede observar ausencia de diferencias significativas entre sitios (Tabla 15).

Tabla 14: Análisis MANOVA, análisis de la varianza de Wilks para la concentración de metales, en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
ESTACION	2,20E-03	10,25	48	72	<0,0001
SITIO	0,3	0,76	48	72	0,8454

Tabla 15: Análisis MANOVA. Prueba de Hotelling para la concentración de metales, en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

ESTACION	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Li	Mn	Si	Sr	Ti	V	Zn	n	
VERANO	3,5	1,40E-03	0,02	0,02	1,10E-03	9,10E-04	8,20E-04	3,80E-03	3,42	0,02	0,09	17,39	0,95	0,11	2,40E-03	0,01	11	A
PRIMAVERA	15,49	2,30E-03	0,06	0,15	1,20E-03	3,70E-03	0,01	0,01	11,15	0,02	0,31	38,51	0,63	0,43	0,03	0,02	12	B
OTOÑO	5,08	9,50E-04	0,07	0,06	1,50E-03	9,70E-04	9,30E-04	8,80E-04	4,46	0,03	0,13	24,54	0,73	0,12	0,01	3,30E-03	11	C
INVIERNO	2,64	9,20E-04	0,05	0,06	1,20E-03	9,00E-04	8,10E-04	1,10E-03	1,86	0,03	0,05	17,55	0,76	0,06	2,40E-03	0,01	12	C
SITIO	Al	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Li	Mn	Si	Sr	Ti	V	Zn	n	
Sitio 4	5,17	1,40E-03	0,06	0,06	1,00E-03	1,90E-03	2,70E-03	3,60E-03	3,64	0,03	0,1	23,22	0,74	0,16	0,01	0,01	11	A
Sitio 3	9,53	1,10E-03	0,03	0,1	1,90E-03	1,10E-03	1,30E-03	0,01	8,24	0,02	0,24	27,94	0,81	0,25	0,02	0,01	5	A
Sitio 2	5,77	1,50E-03	0,05	0,06	1,00E-03	1,60E-03	2,30E-03	4,70E-03	4,31	0,02	0,12	23,34	0,76	0,16	0,01	0,01	15	A
Sitio 1	6,25	1,60E-03	0,05	0,07	9,90E-04	1,80E-03	2,60E-03	0,01	4,68	0,02	0,13	23,48	0,75	0,17	0,01	0,01	15	A
Prueba Hotelling Alfa=0,05																		
Error: Matriz de covarianzas común gl: 39																		
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)																		

De las determinaciones analíticas realizadas en laboratorio, los siguientes presentaron valores por encima de los límites de detección de los métodos aplicados:

ALUMINIO:

En los sitios analizados sobre el Río Colorado este metal se detectó en todas las mediciones realizadas, con excepción del verano de 2015; con un mínimo de 0,99 mg/L en otoño de 2017 y un máximo de 32,55 mg/L en primavera de 2016. Estos valores superan ampliamente los establecidos para bebida humana de la OMS y el EPAS de 0,2 mg/L. No se establece un valor límite para biota acuática. (Figura 18).

Su presencia puede deberse a que es uno de los elementos metálicos más abundante de la corteza terrestre. Las fuentes más comunes de aluminio en el agua de consumo son el aluminio de origen natural y las sales de aluminio utilizadas como coagulantes en el tratamiento del agua (OMS 2006).

Según la OMS altas concentraciones de aluminio pueden tener efectos tanto en la salud como en el ambiente. La ingesta de aluminio (a través de la comida, vías aéreas, por contacto con la piel) en concentraciones significantes puede causar un efecto nocivo en el sistema nervioso central como demencia, pérdida de la memoria, apatía, temblores

severos. En el ambiente el aluminio puede acumularse en las plantas y causar problemas de salud a animales que consumen esas plantas, como por ejemplo: problemas pulmonares, declinación de la actividad, entre otras. (Wright, 2003).

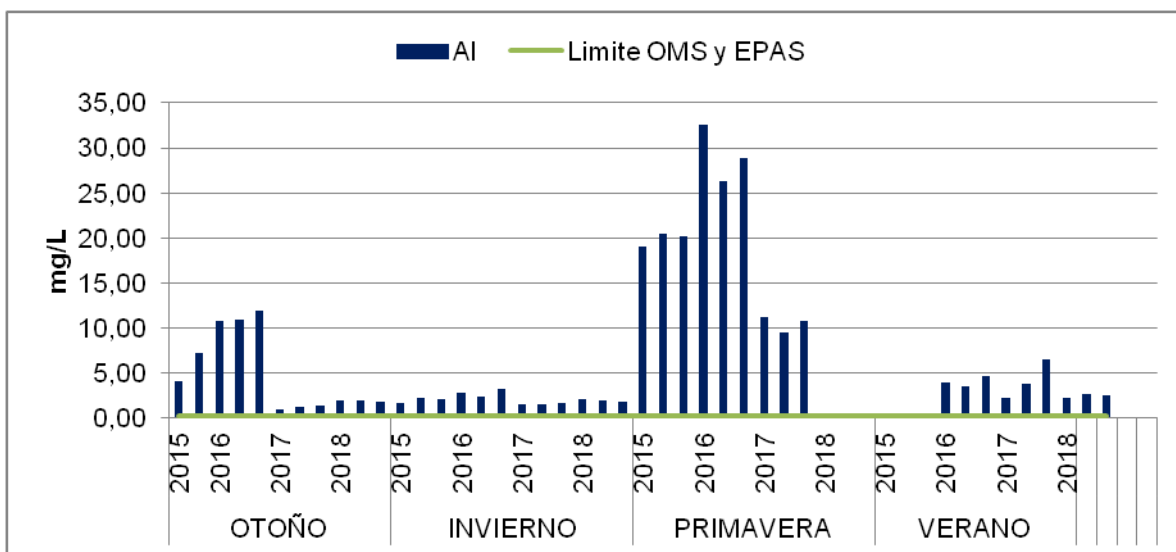


Figura 18: Concentración de Aluminio presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

ARSÉNICO:

Con una precisión de 0.005mg/L, el mismo fue detectado en primavera 2018 en los sitios 1 y 2, en concentración de 0.010 y 0.009 mg/L respectivamente, y en primavera de 2015 (sitio 4).

Según la OMS se fijó un valor de referencia para bebida humana de 0,01 mg/L, basándose en los efectos cancerígenos en el ser humano. El EPAS establece un límite superior de 0,05 mg/L para bebida humana. La Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación (RHN) establece como límite para biota acuática 0,015 mg/L. Se observa que los valores detectados están sobre el límite permitido por la OMS (Figura 19)

La presencia de este elemento en el área de estudio se debería a la disolución de minerales y menas de origen natural (OMS 2006), ya que se encuentra distribuido extensamente por toda la corteza terrestre. No se puede atribuir su presencia a fuentes contaminantes como prácticas agrícolas, fungicidas, rodenticidas e insecticidas (Pasquali, 2004), ya que estas prácticas no se llevan a cabo en este sector.

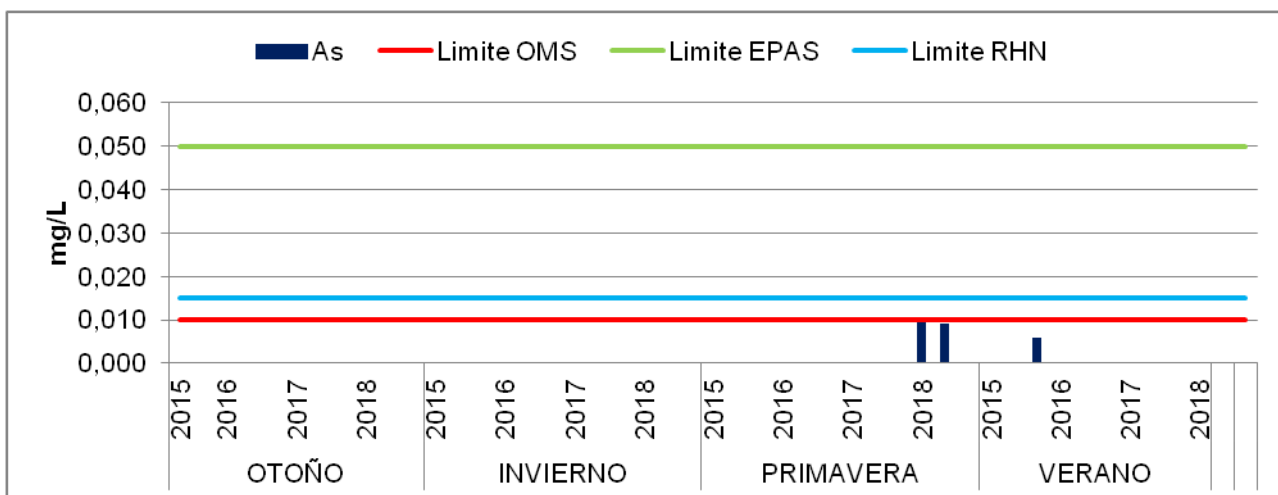


Figura 19: Concentración de Arsénico presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

BORO:

En los sitios analizados sobre el Río Colorado, este elemento se detectó en la mayoría las mediciones con un valor mínimo de 0,017 mg/L en invierno de 2015 y un valor máximo de 0,18 mg/L en primavera de 2018. En verano del 2017 y 2018 y primavera de 2015 no se registró presencia de este elemento por encima de la resolución mencionada (Figura 20).

Todos los valores analizados se encontraron por debajo de los valores guía considerados en el presente estudio tanto para bebida como para biota acuática. El B se encuentra de forma natural en aguas subterráneas, pero su presencia en aguas superficiales con frecuencia es consecuencia del vertido de efluentes de aguas residuales tratadas (OMS, 2006). A su vez los compuestos de boro se utilizan en la fabricación de vidrio, jabones y detergentes, y también como ignífugos. La mayor exposición al boro de la población general es mediante el consumo de alimentos, ya que se encuentra naturalmente en muchas plantas comestibles. La presencia Boro en el área de estudio puede atribuirse a origen natural ya que se detectó en concentraciones traza (Conzonno, 2009).

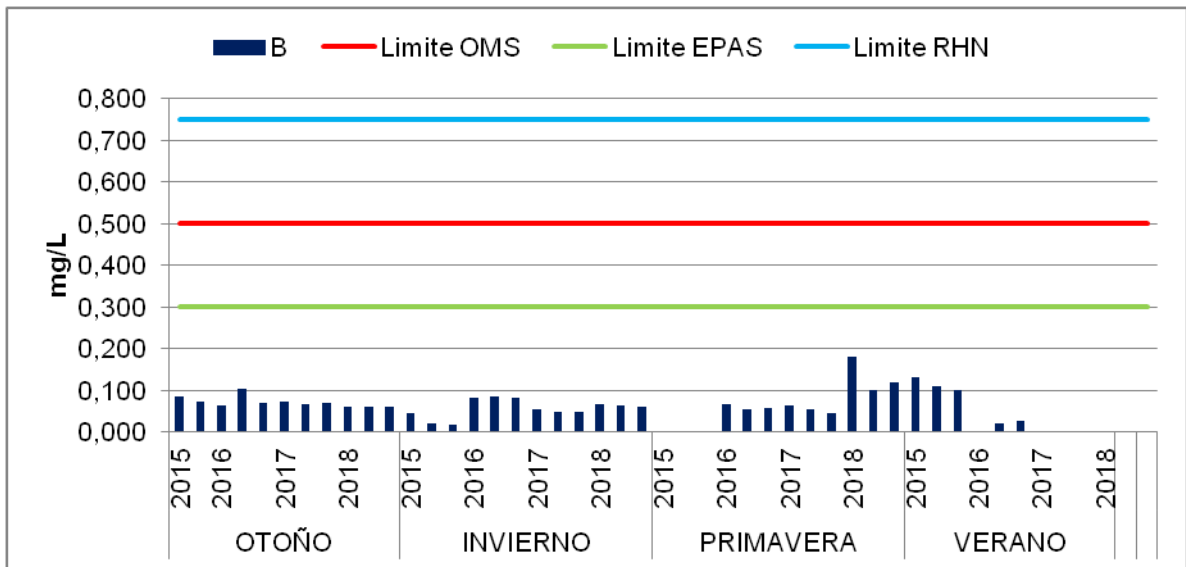


Figura 20: Concentración de Boro presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

BARIO:

Este elemento fue registrado en la mayoría de las mediciones, con un valor mínimo de 0,009 mg/L en verano de 2016 y un valor máximo de 0,259 mg/L en primavera de 2015 (Figura 21).

Todos los valores obtenidos estuvieron por debajo de los valores guía permitidos, pero cercanos al límite establecido por RHN que establece como límite para biota acuática 0,3 mg/L. La presencia de este elemento en el área de estudio es de origen natural, ya que el bario es un oligoelemento presente en las rocas ígneas y sedimentarias (OMS 2006).

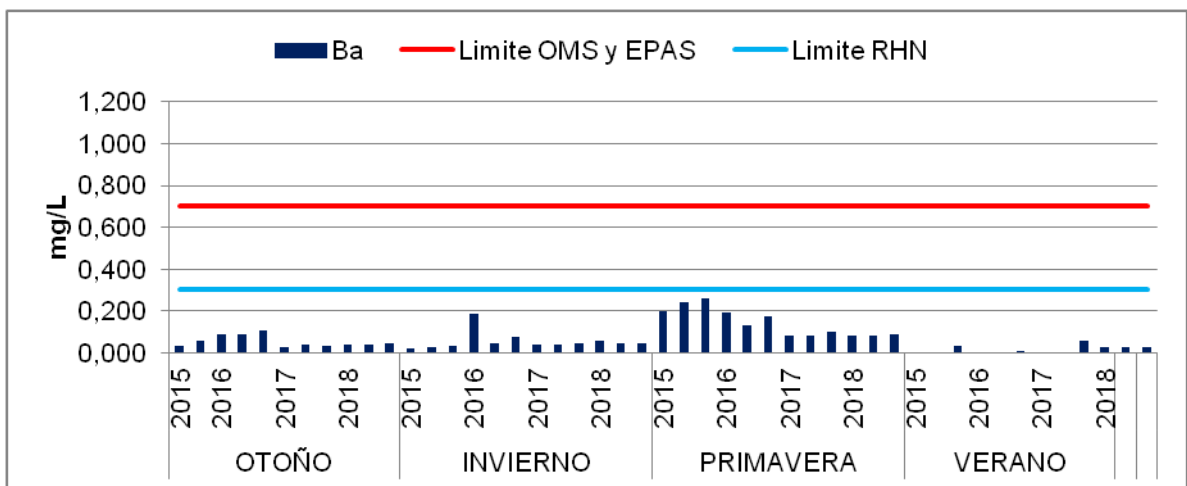


Figura 21: Concentración de Bario presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

CADMIO:

Este elemento se detectó sólo una vez, en otoño de 2015 (sitio 3), con un valor de 0,006 mg/L.

Tanto la OMS y EPAS establecen como valor de referencia para bebida humana de 0,003 mg/L. y la ley 24.585 de 0,0002 mg/L para biota acuática. Como se puede observar, el único valor detectado resulta estar por encima de límites permitidos tanto para bebida humana como para biota acuática. A su vez, es notable que el límite de detección utilizado sea mayor al límite permitido para biota acuática (Figura 22).

El cadmio no es un elemento común en la naturaleza, por lo que su presencia en el río sea probablemente de origen antrópico. Las fuentes de contaminación de cadmio debidas al hombre son la minería, la metalurgia, las industrias químicas, la galvanoplastia, los superfosfatos y algunos plaguicidas (Pasquali, 2004). Hay pruebas de que el cadmio es cancerígeno por inhalación, no obstante, no hay pruebas de que sea cancerígeno por vía oral ni pruebas concluyentes de su genotoxicidad, pero se sabe que la toxicidad del cadmio afecta principalmente al riñón. En ambientes acuáticos los animales que ingieren o beben Cd pueden sufrir presión sanguínea alta, daños en hígado y sistema nervioso central (OMS 2006).

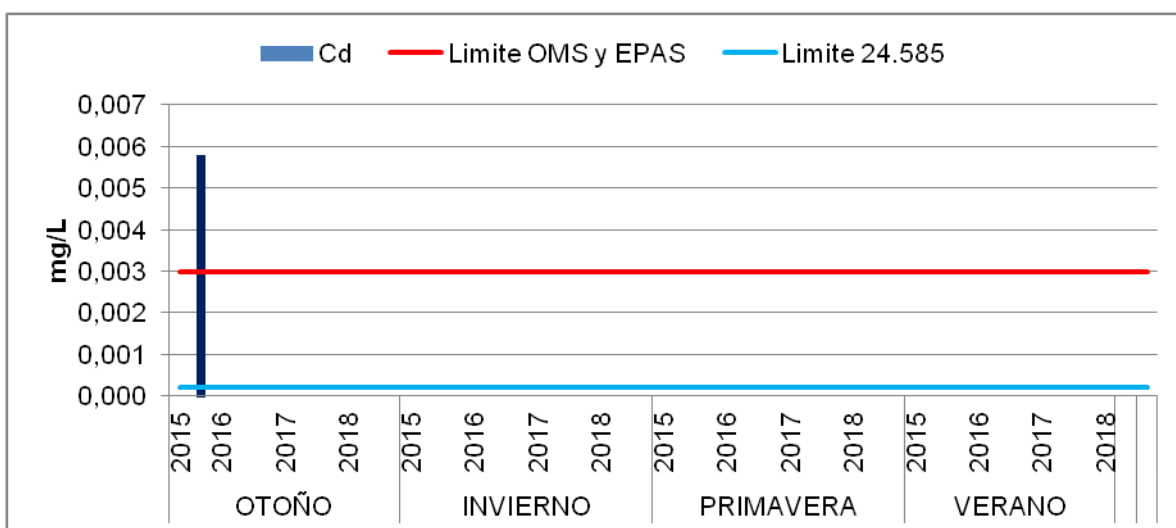


Figura 22: Concentración de Cadmio presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

COBALTO:

Fue detectado sólo en primavera del 2016, con valores de 0,014; 0,011 y 0,012 mg/L. La OMS y el EPAS no determinan límites para bebida humana para este elemento, mientras que la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación establece 0,0019 mg/L para biota acuática, valor que fue superado en las 3 mediciones en las que fue detectado (Figura 23).

El Co detectado puede ser de origen natural ya que el mismo es conocido como un metal esencial traza en la naturaleza. Altas concentraciones de compuestos con cobalto pueden resultar tóxicos, ocasionando bocio y problemas respiratorios (Pasquali, 2004).

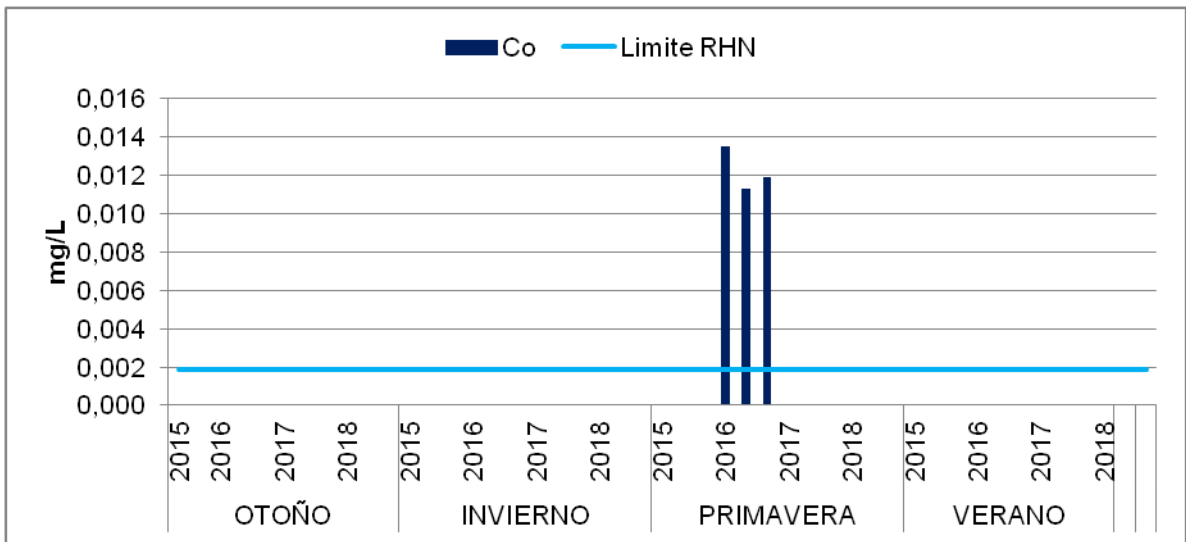


Figura 23: Concentración de Cobalto presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

CROMO:

El cromo fue detectado sólo en primavera del 2016 (al igual que el cobalto) con valores de 0,026; 0,021 y 0,021 mg/L, superando el límite para biota acuática de 0,0025 mg/L establecido por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación. El límite establecido para bebida humana (OMS y EPAS) es de 0,05 mg/L y no fue alcanzado en ninguna medición (Figura 24).

Este elemento es un metal esencial traza y se encuentra distribuido extensamente en la corteza terrestre, por lo que su presencia en este tramo del río puede deberse a fuentes de aporte de origen natural. Puede presentar valencias de +2 a +6, siendo esta última la más peligrosa y clasificado como Grupo 1 por los efectos cancerígenos para el ser humano (OMS 2006).

En la industria los compuestos de cromo +6 son liberados a la atmósfera durante la soldadura de aleaciones conteniendo ese metal. Las curtiembres utilizan sales de cromo +3 en el proceso de curtido. También pueden contener Cr los líquidos residuales de las industrias galvano técnicas (Pasquali, 2004).

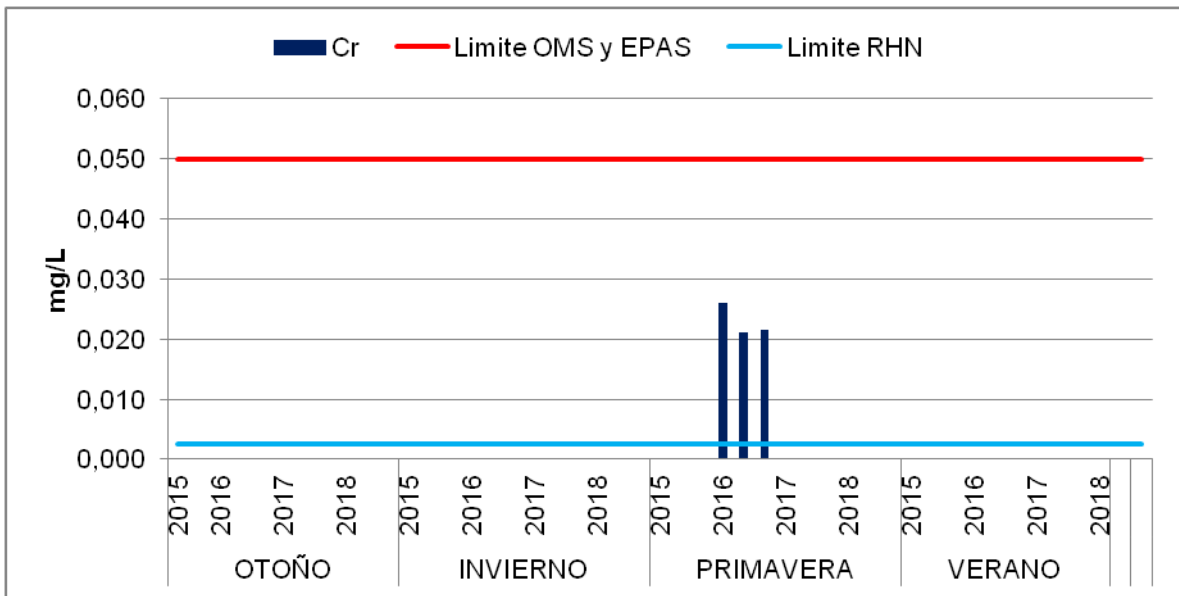


Figura 24: Concentración de Cromo presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

COBRE:

Se detectó en 9 mediciones, con un mínimo de 0,012 mg/L en verano de 2017 y un valor máximo de 0,035 mg/L en primavera de 2016, los que no superan los niveles guía establecidos tanto por la OMS y EPAS para bebida humana (2 y 1 mg/L respectivamente). Mientras que las concentraciones halladas si superan el valor establecido por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación para biota acuática (0.006 mg/L, Figura 25).

En zonas urbanas e industriales, el cobre en el agua puede provenir de la corrosión de tuberías. Pero en este ecosistema su presencia puede ser de origen natural, ya que este elemento pertenece también al grupo de elementos traza. Pero es importante destacar que el cobre iónico (Cu²⁺) a nivel de ug/L, es tóxico para las algas, de ahí el uso de sulfato de cobre en lagos para el control en especial de las algas cianofíceas (Conzonno, 2009).

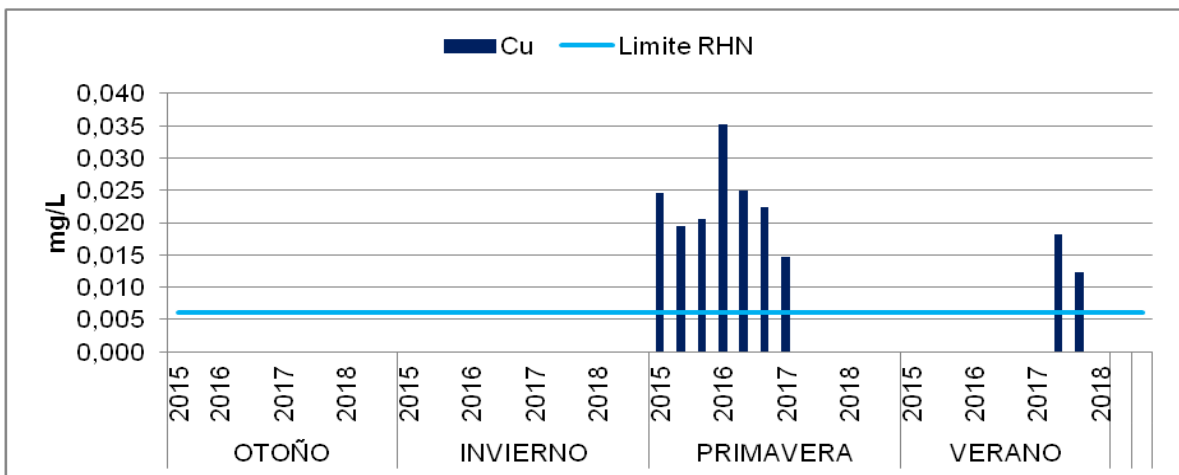


Figura 25: Concentración de Cobre presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

HIERRO:

En los sitios analizados sobre el Río Colorado el Fe se detectó en todas las mediciones realizadas, con un valor mínimo de 0,08 mg/L en verano de 2015 y un valor máximo de 21,667 mg/L en primavera de 2016 (Figura 26). La OMS establece un límite de 2 mg/L para bebida humana mientras que el EPAS un valor de 0,2 mg/L. RHN determina un máximo de 1,37 mg/L para biota acuática.

Su presencia en aguas superficiales es frecuente debido a que es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre. Encontrándose en aguas dulces naturales en concentraciones de 0,5 a 50 mg/l. Por otro lado, la presencia de hierro en el agua de consumo puede deberse también a la utilización de coagulantes de hierro o a la corrosión de tuberías de acero o hierro colado durante la distribución del agua. El Fe pertenece también al grupo de elementos esenciales traza, siendo importante en el transporte de electrones en el metabolismo oxidativo. Se encuentra en el complejo enzimático que actúa en la fijación de nitrógeno en bacterias y algas cianofíceas fijadoras de nitrógeno (Conzonno, 2009).

Se observa que los valores obtenidos superan ampliamente los valores máximos permitidos tanto para bebida humana como para biota acuática. Sin embargo su presencia en este ecosistema, podrían deberse al aporte de rocas basálticas.

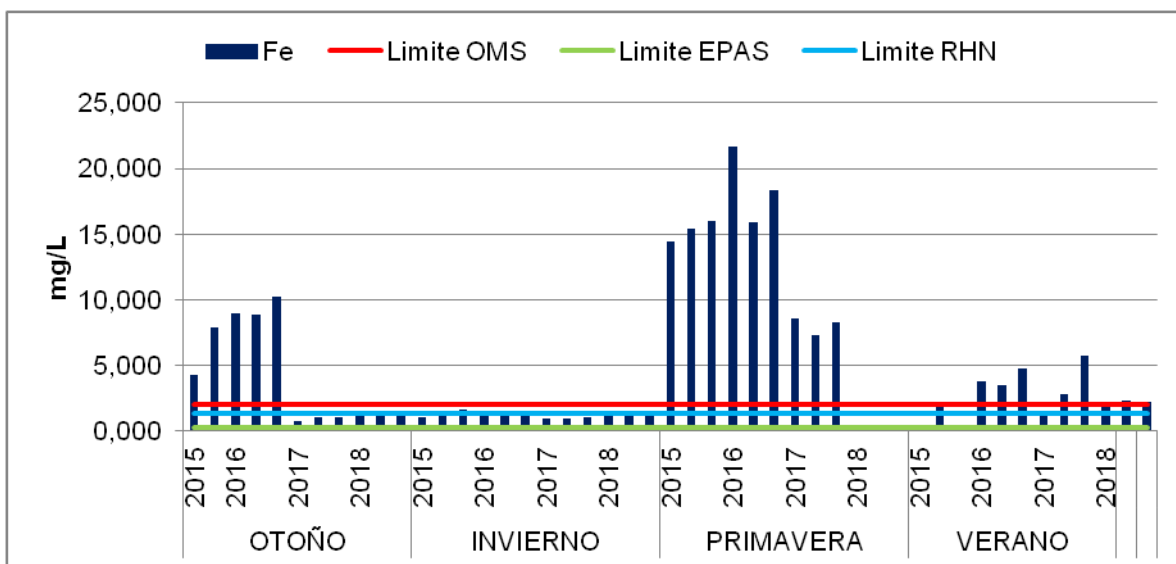


Figura 26: Concentración de Hierro presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

LITIO:

Se registró en la mayoría de las mediciones realizadas, con excepción de invierno de 2015 y verano de 2018; con un valor mínimo de 0,010 mg/L en verano de 2016 y un valor máximo de 0,053 mg/L en invierno de 2016 (Figura 27). Para este elemento alcalino no se han fijado límites permitidos ya sea para bebida como para biota acuática.

El Li es un metal blando moderadamente abundante en la corteza terrestre, encontrándose disperso en pequeña proporción en ciertas rocas volcánicas y sales naturales. Se emplea especialmente en aleaciones conductoras del calor, en baterías eléctricas y, sus sales, en el tratamiento del trastorno bipolar (Wright, 2003).

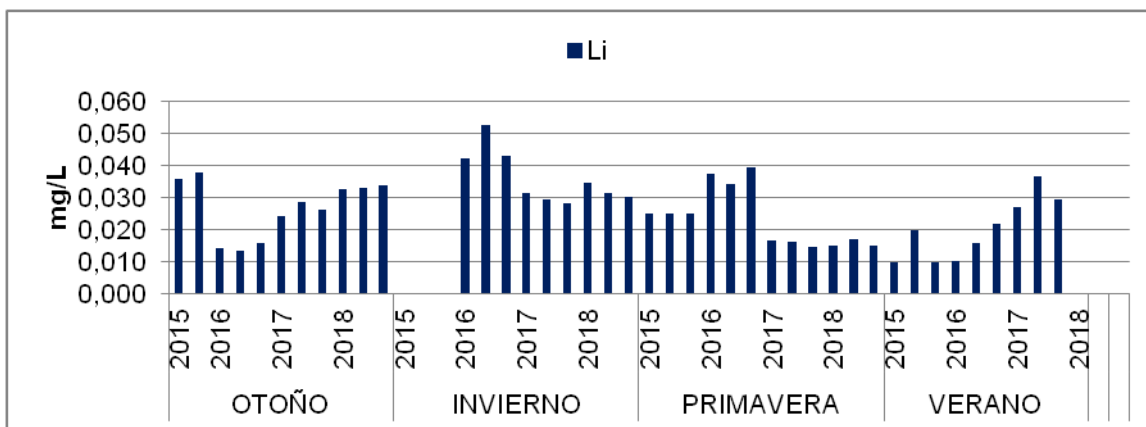


Figura 27: Concentración de Litio presente en el agua en el período analizado (2015-2018).

MANGANESO:

Se detectó en la mayoría de las mediciones, con excepción de primavera 2018 y verano de 2015; con un valor mínimo de 0,019 mg/L en otoño de 2017 y un valor máximo de 0,684 mg/L en primavera de 2016 (Figura 28). La OMS determina como límite para bebida humana 0,4 mg/L, mientras que el EPAS determina 0,1 mg/L como límite. RHN establece para biota acuática 0,8 mg/L.

El manganeso pertenece al grupo de elementos esenciales traza, integra el fotosistema 2, encargado de descomponer el agua y generar oxígeno (Conzonno, 2009). Su existencia en el río estudiado es probablemente de origen natural ya que es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre, y su presencia suele estar asociada a la del hierro. Hay manganeso de origen natural en muchas fuentes de agua superficial y subterránea, sobre todo en condiciones anaerobias o de micro oxidación, siendo la fuente más importante de manganeso en el agua de consumo, aunque la mayor exposición proviene, habitualmente de los alimentos. Estudios epidemiológicos han notificado efectos neurológicos adversos tras la exposición prolongada a concentraciones muy altas en el agua de consumo (OMS, 2006).

Se observa entonces que a lo largo del estudio varias de las mediciones superaron el límite establecido para bebida humana en ambas normas. Mientras que el límite establecido para biota acuática no fue alcanzado en ninguna de las mediciones.

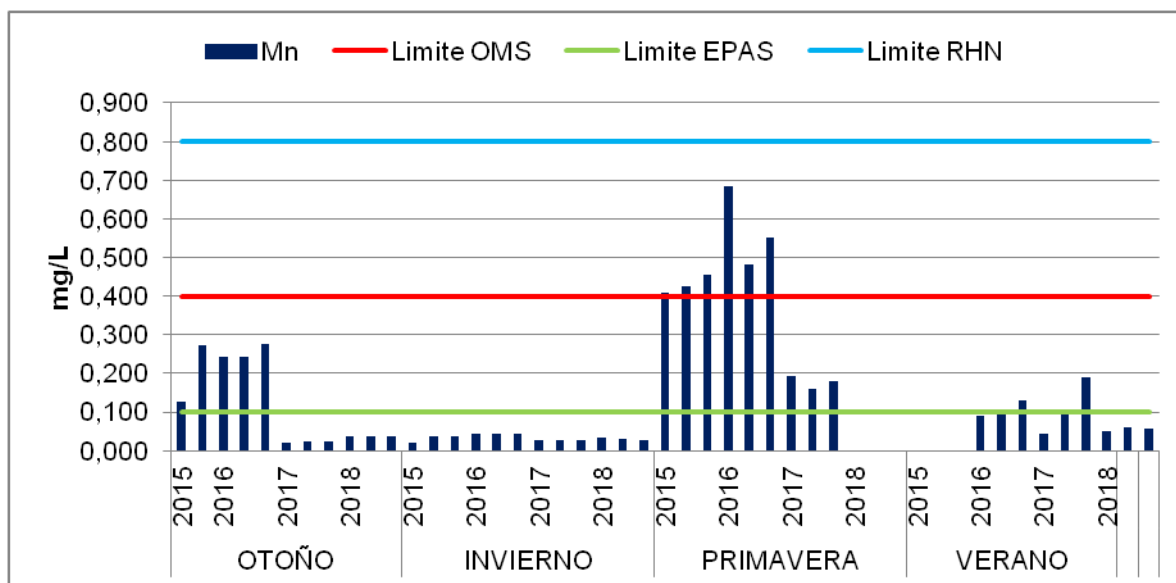


Figura 28: Concentración de Manganeseo presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

SÍLICE:

Este elemento fue detectado en todas las mediciones realizadas, con un valor mínimo de 12,78 mg/L en otoño de 2017 y un máximo de 54,84 mg/L en primavera de 2016 (Figura 29). No se han establecido valores límites para este metaloide.

El sílice en este tramo del río es de origen natural, debido a que es el segundo elemento más abundante en la corteza terrestre, y junto con el oxígeno forman el grupo más numeroso de minerales (Perry *et al.* 2000). Para muchos organismos, la sílice es un elemento esencial, en ellos se lo encuentra formando estructuras o participando activamente en procesos metabólicos. Es clasificado como elemento minoritario dada su concentración, y porque resulta esencial para diversos organismos constituyendo un nutriente limitante para el crecimiento algal (Conzonno, 2009).

El biomineral que forma el silicio es el sílice hidratado, llamado también, ópalo, y representa el segundo mineral más sintetizado por los organismos, después de los carbonatos (Lowenstam, 1981). La sílice (SiO₂) se encuentra en radiolarios (un tipo de protistas), coanoflagelados, algunas familias de esponjas, plantas superiores y es muy importante en las diatomeas (constituyendo entre el 25 y el 60% del peso seco), siendo estos organismos los que han sido más estudiados para esclarecer la estructura, las propiedades y los mecanismos de síntesis de la sílice (Heredia *et al.* 2013).

Por lo tanto la presencia de este elemento en el río es de suma importancia, ya que es necesario para el desarrollo biológico de las comunidades, en especial de las diatomeas, las cuales se encuentran en abundancia y ampliamente distribuidas en nuestra zona de estudio.

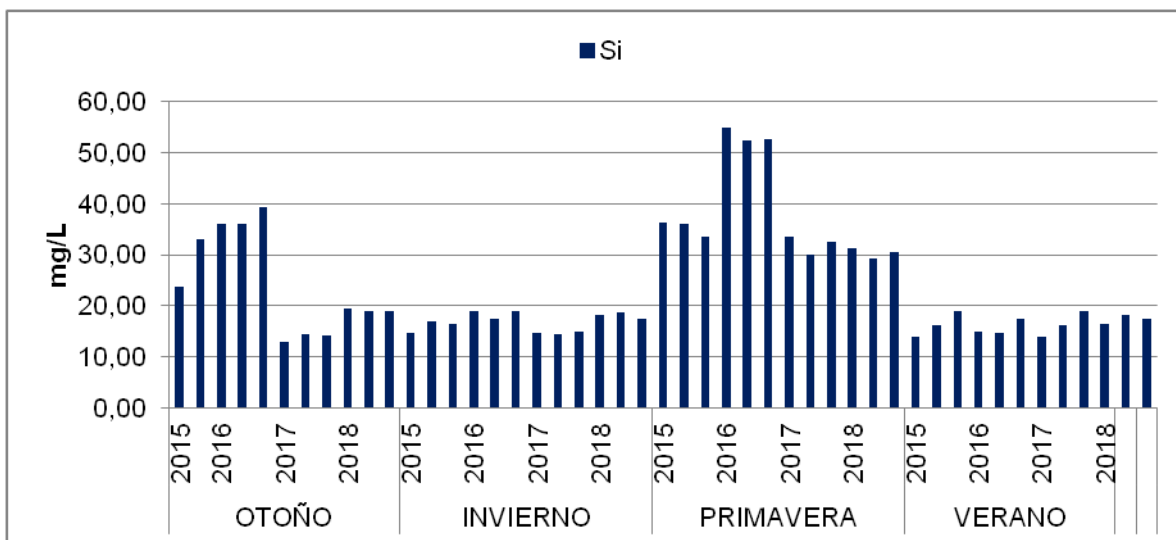


Figura 29: Concentración de Sílice presente en el agua en el período analizado (2015-2018).

ESTRONCIO:

Se detectó en todas las mediciones realizadas, con un valor mínimo de 0,49 mg/L en primavera de 2017 y un máximo de 1,2638 mg/L en verano de 2016 (Figura 30). No se han establecido valores límites para este metal.

Su presencia en el tramo del río objeto de estudio puede atribuirse a origen natural, ya que la corteza de la Tierra contiene el 0.042% de estroncio, siendo tan abundante como el cloro y el azufre. Como ejemplo de su utilidad, el mismo se emplea en la industria como nitrato de estroncio en pirotecnia y en señalamiento de vías férreas. En relación al ser humano y/o animales, cuando el estroncio es consumido en alta cantidad puede causar problemas en el desarrollo de huesos, pero este efecto sólo ocurre cuando es ingerido en concentración de miles de ppm.

Cabe aclarar que los niveles de estroncio en las comidas y agua de bebida no son suficientemente altos para producir los efectos nocivos mencionados. (Wright, 2003).

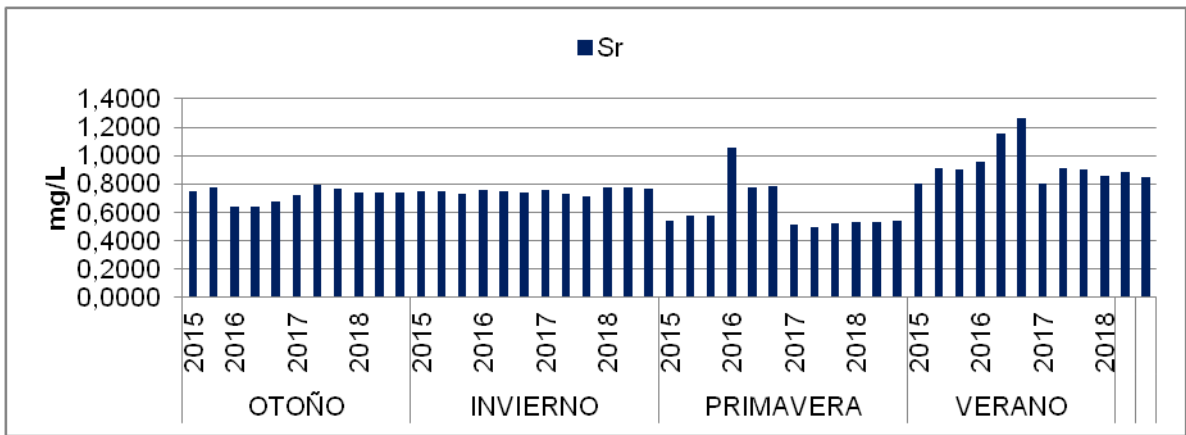


Figura 30: Concentración de Estroncio presente en el agua en el período analizado (2015-2018).

TITANIO:

Se detectó este elemento en todas las mediciones realizadas; con un valor mínimo de 0,021 mg/L en invierno de 2015 y un valor máximo de 0,583 mg/L en primavera de 2016 (Figura 31). No se han establecido valores límites para este metal.

Es el noveno elemento y séptimo metal más abundante en la corteza terrestre, presente en un 0,63 %. Por lo tanto su origen en este tramo del río es natural, por encontrarse en rocas ígneas y sedimentarias. El dióxido de titanio se utiliza mucho como un pigmento blanco en pinturas exteriores por ser químicamente inerte, por su gran poder de recubrimiento, su opacidad al daño por la luz UV y su capacidad de auto limpieza. El dióxido también se ha empleado como agente blanqueador en esmaltes de porcelana, dando un acabado final de gran brillo, dureza y resistencia al ácido. Este elemento posee baja toxicidad y no se han documentado efectos ambientales negativos (Wright, 2003).

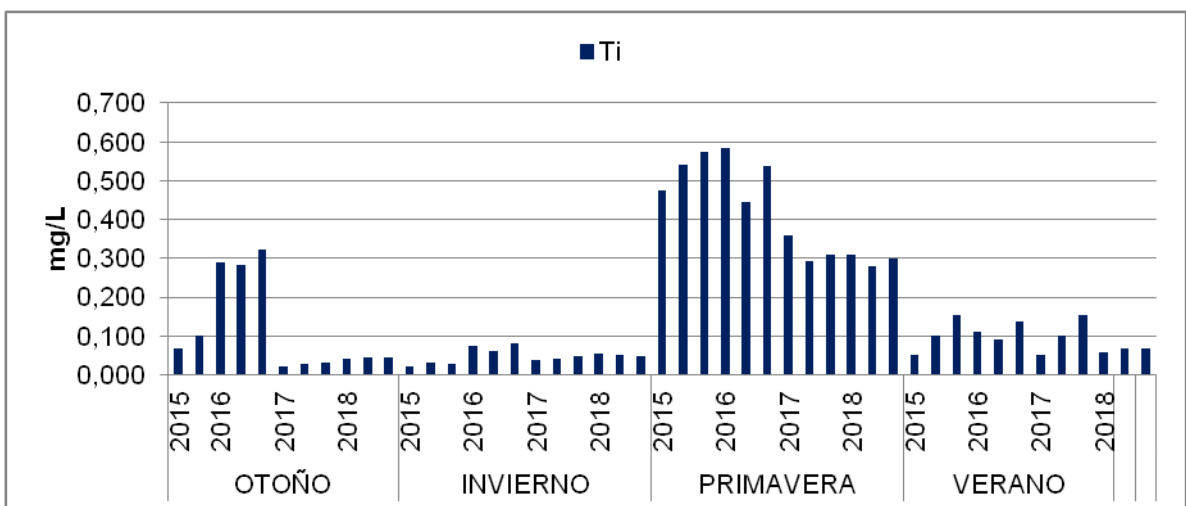


Figura 31: Concentración de Titanio presente en el agua en el período analizado (2015-2018).

VANADIO:

Fue registrado en otoño 2015 y 2016 y en primavera 2015, 2016 y 2017, con un valor mínimo de 0,010 mg/L en otoño de 2015 y un valor máximo de 0,057 mg/L en primavera

de 2016 (Figura 32). No se han determinado valores límites para bebida humana. La Secretaria de Recursos Hídricos de la Nación determinó valor límite de 0,26 mg/L para biota acuática, por lo que las concentraciones presentes se encuentran por debajo de esta norma.

El vanadio es un elemento esencial traza y su presencia en el río puede ser de origen natural. El Vanadio se encuentra en muchos alimentos, particularmente en grasas y aceites. Como así también en los derivados del petróleo. La combustión de estos productos en centrales termoeléctricas y otras instalaciones industriales libera óxidos de vanadio en la atmósfera. Este elemento a su vez, puede ejercer un efecto sinérgico sobre el cadmio en la producción de enfermedad coronaria (Pasquali, 2004).

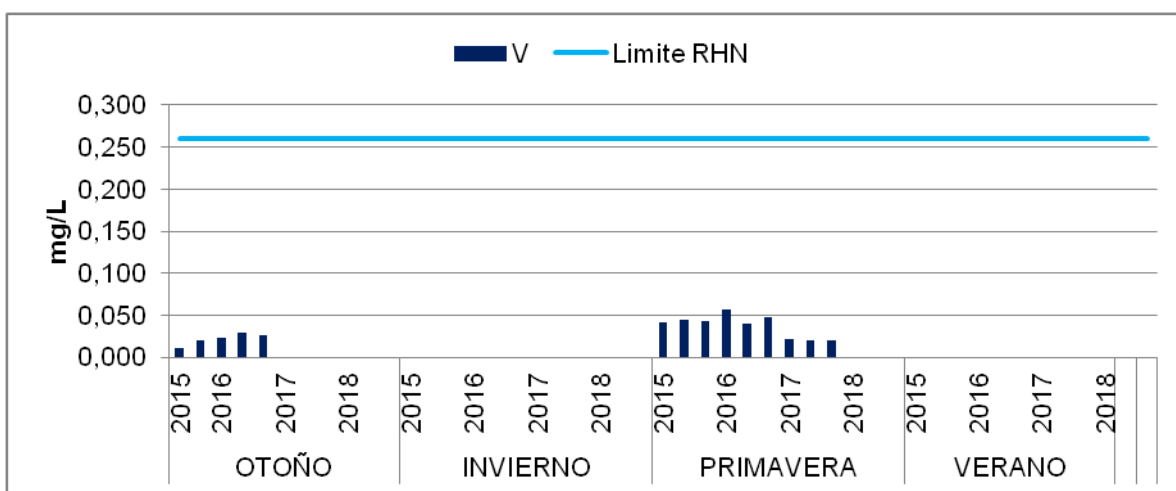


Figura 32: Concentración de Vanadio presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

ZINC:

Fue detectado en otoño 2015; en invierno 2016; en primavera 2016 y en verano 2015, 2017 y 2018. En esas ocasiones fue detectado con un valor mínimo de 0,007 mg/L en verano de 2018 y un valor máximo de 0,085 mg/L en primavera de 2016. La OMS y EPAS determinan como límite para bebida humana 3 mg/L. RHN establece el límite máximo de 0,03 mg/L para biota acuática.

El zinc en el agua del río analizado puede ser de origen natural ya que pertenece también al grupo de elementos esenciales traza, aunque según la OMS las concentraciones de zinc en aguas superficiales y subterráneas no suelen sobrepasar 0,01 y 0,05 mg/l. Al igual que el Cu, el Zn en forma iónica en determinadas concentraciones resulta inhibitorio para el crecimiento algal, sin embargo, los valores detectados a lo largo del estudio están muy por debajo del valor guía para bebida humana, pero superan en varias ocasiones el valor guía para biota acuática (Figura 33).

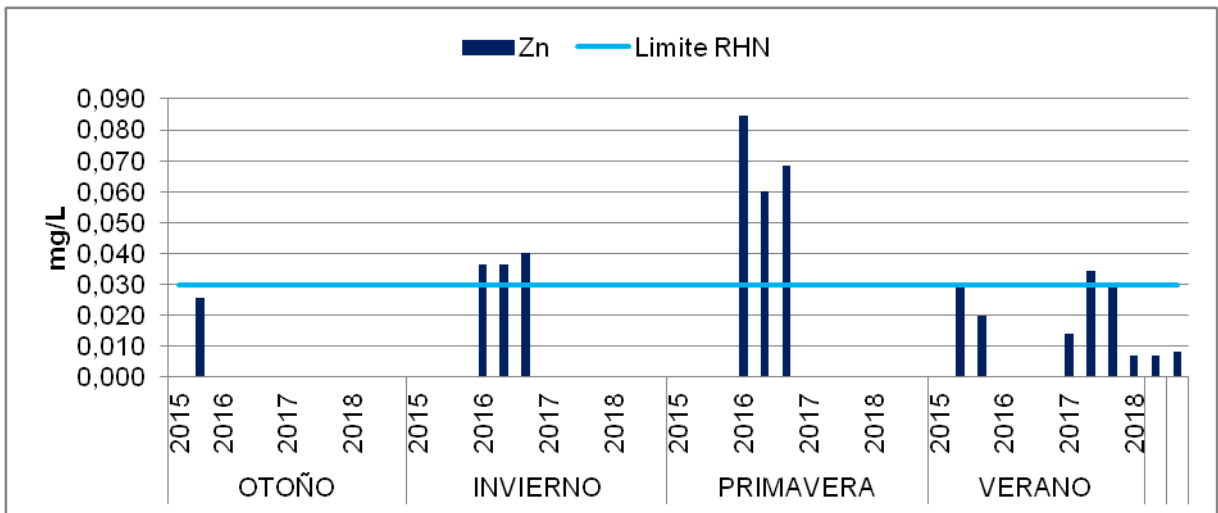


Figura 33: Concentración de Zinc presente en el agua en el período analizado (2015-2018) y valores guía según normas vigentes.

3.1.4 Concentración de Nutrientes y Estado Trófico

Además de los micronutrientes antes mencionados (B, Fe, Cu, Co, Mn, V, Zn) se midieron las concentraciones de nitrógeno y fósforo en el agua. Al igual que el Sílice, estos dos elementos resultan esenciales y/o limitantes para el crecimiento algal. Esta última condición, es de decisiva importancia, como menciona Conzonno (2009), ya que por ser productores primarios constituyen el primer eslabón de la cadena trófica. Por otro lado, estos mismos elementos en concentraciones elevadas influyen directamente en el proceso de eutrofización, por lo cual es importante conocer el aporte externo de los mismos a los cuerpos de agua.

Según las concentraciones de los elementos de nitrógeno y fósforo reportadas por el laboratorio para el presente estudio, el análisis estadístico a través de MANOVA, arrojaron que mediante la estadística de Wilks se rechaza la hipótesis nula en el caso de la estación climática pero se acepta en el caso del sitio. Por lo que los valores de las concentraciones de los nutrientes presentaron variabilidad estacional en el periodo analizado, mientras que no se observa esa variabilidad a escala espacial en el tramo del río analizado (Tabla 16).

Mediante la prueba de Hotelling se puede observar esa variabilidad, la cual determina que la concentración de nutrientes en otoño, invierno y verano no son significativamente diferentes entre sí pero si hay diferencias significativas entre esas estaciones y la primavera. A su vez con la misma prueba, se puede observar ausencia de diferencias significativas entre sitios (Tabla 17).

Tabla 16: Análisis MANOVA. Prueba de Hotelling para la concentración de nutrientes, en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
ESTACION	0,39	2,52	15	94	0,0035
SITIO	0,71	0,81	15	94	0,6608

Tabla 17: Análisis MANOVA, análisis de la varianza de Wilks para la concentración de nutrientes, en cada sitio y estación climática, en el período analizado (2015-2018).

ESTACION	Fosfatos	Nitratos	Amoniaco	Nitritos	P Total	n	
PRIMAVERA	0,35	0,69	0,17	0,01	0,42	12	A
VERANO	0,1	0,84	0,13	0,01	0,05	10	B
OTOÑO	0,15	0,9	4,90E-03	0,01	0,15	11	B
INVIERNO	0,15	0,97	0,14	0,01	0,03	12	B
SITIO	Fosfatos	Nitratos	Amoniaco	Nitritos	P Total	n	
Sitio 4	0,19	0,68	0,02	0,01	0,07	11	A
Sitio 3	0,23	1,14	0,17	0,01	0,29	5	A
Sitio 2	0,15	0,74	0,12	0,01	0,15	14	A
Sitio 1	0,16	0,83	0,14	0,01	0,16	15	A
Prueba Hotelling Alfa=0,05							
Error: Matriz de covarianzas común gl: 38							
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)							

Durante las mediciones realizadas en el presente estudio, el P en forma de fosfatos fue determinado por encima del límite de detección (0,02 mg/L) en varias ocasiones, con un mínimo de 0,2 mg/L en primavera de 2017 y un máximo de 0,9 mg/L en otoño de 2015. Los valores máximos fueron observados en otoño y primavera, y a su vez en primavera fue la temporada cuando se determinó por encima del límite de detección la mayor cantidad de veces. Estas diferencias no fueron estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey (Anexo 3B)

Por otro lado, el fósforo total (PT) fue detectado por encima del límite de detección (0,15 mg/L) en otoño y primavera de 2015, 2016 y 2017. El valor mínimo fue de 0,15 mg/L en primavera de 2016 mientras que el máximo fue de 0,9 mg/L en primavera de 2015. En verano fue determinado una única vez en 2017 (0.19 mg/L), mientras que en los momentos de invierno no fue detectada su presencia (Figura 34). La prueba de Tukey si indicó diferencias estadísticamente significativas para los valores obtenidos de PT (Anexo 3B).

El fósforo se encuentra naturalmente en la corteza terrestre como apatita, en las rocas ígneas y luego por procesos de erosión que conducen a la meteorización de las rocas es movilizado como fósforo inorgánico disuelto. Otras fuentes de fósforo en el agua lo constituyen los aportes de materia orgánica vegetal y animal procedente de cuencas de drenaje, los fertilizantes utilizados en agricultura, los desechos industriales, cloacales y

urbanos, donde la presencia de fósforo se debe en gran parte a los detergentes (Conzonno, 2009). Por lo tanto, la presencia de este elemento en el agua del río estudiado, es de origen natural, ya que en el área no hay desarrollo agrícola ni efluentes orgánicos industriales o de centros urbanos.

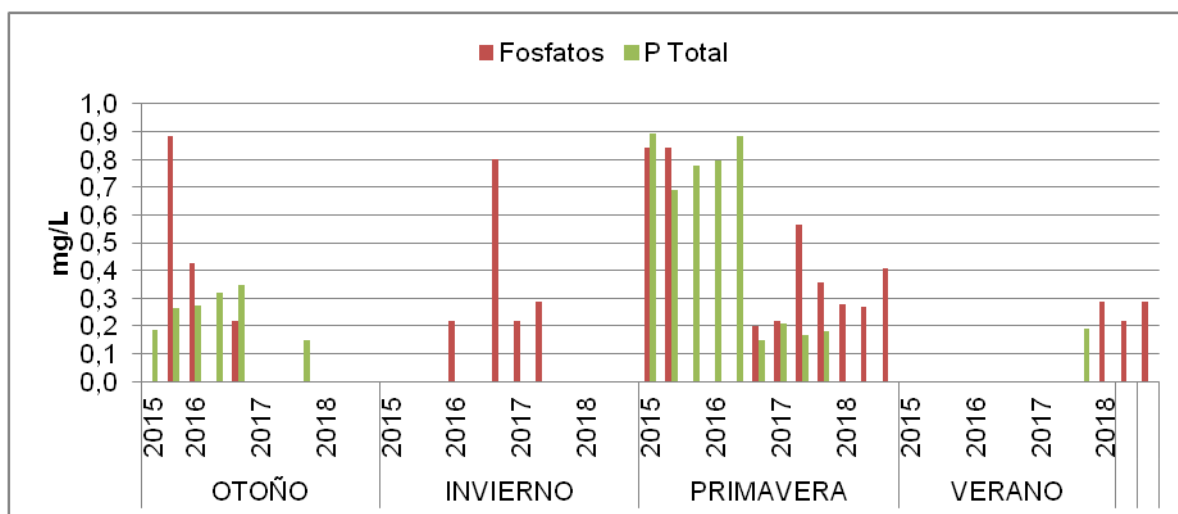


Figura 34: Concentración de fosfatos y fósforo total presentes en el agua en el período analizado (2015-2018).

El índice de estado trófico de Carlson, calculado sobre las concentraciones de Fósforo Total que registraron valores por encima del límite de detección del método, determinó en general estado Oligotrófico Avanzado a Mesotrófico, siendo este estado más frecuente en primavera (Tabla 18).

Tabla 18: Índice de estado trófico (TSI) en el período analizado (2015-2018).

	OTOÑO			PRIMAVERA			VERANO
	2015	2016	2017	2015	2016	2017	2017
PROMEDIO	0,22	0,31	0,15	0,79	0,61	0,18	0,19
TSIPT	Oligotrofico avanzado	Mesotrofico	Oligotrofico avanzado	Mesotrofico	Mesotrofico	Oligotrofico avanzado	Oligotrofico avanzado

Con respecto al otro nutriente limitante para la producción primaria, el nitrógeno en la materia viva, es el cuarto elemento en abundancia después del carbono, hidrógeno y oxígeno, es decir, se encuentra en mayor proporción que el fósforo alcanzando alrededor del 5% del peso seco, presentándose en distintos estados en los cuerpos de agua (Conzonno, 2009):

- Disuelto, que es el caso de las sales de amonio, de nitrito y de nitrato.
- Gaseoso, que es el caso del nitrógeno molecular y el óxido nitroso
- Particulado, como es el nitrógeno integrante de las proteínas de los organismos.

Durante el estudio, la concentración de nitratos fue detectada por encima del límite de detección en casi todas las mediciones, con excepción de una medición en invierno de

2016 y dos en verano de 2015, con un mínimo de 0,02 mg/L y un máximo de 2,1 mg/L (Figura 35).

El amoníaco, por su parte fue identificado por encima del límite de detección, en invierno de 2015, primavera de 2016 y 2018, y verano de 2016; con un mínimo de 0,0001 mg/L y un máximo de 0,9 mg/L. Este último valor manifestaría alta degradación de materia orgánica en este ambiente.

La concentración de nitritos fue detectada por encima del límite de detección únicamente en primavera de 2018, y en una medición de verano de 2015, con un mínimo de 0,0013 mg/L y un máximo de 0,05 mg/L. Las diferencias observadas tanto para nitratos, nitritos y amoníaco, no fueron estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey (Anexo 3B).

El nitrógeno llega el cuerpo de agua por aporte atmosférico ya sea mediante la disolución del gas nitrógeno, precipitación seca de material orgánico y lluvia ácida (ácido nítrico) en los casos de contaminación. A su vez los suelos de la cuenca de drenaje aportan materia orgánica nitrogenada de origen animal y vegetal, así como nitrógeno inorgánico, donde los fertilizantes agregados artificialmente pueden constituir un aporte importante.

En este sector del Río Colorado la presencia de Nitrógeno seguramente se debe a fuentes naturales ya que, como se mencionara respecto al fósforo, en el área es nula la presencia de cultivos, como así también fuentes industriales o urbanas.

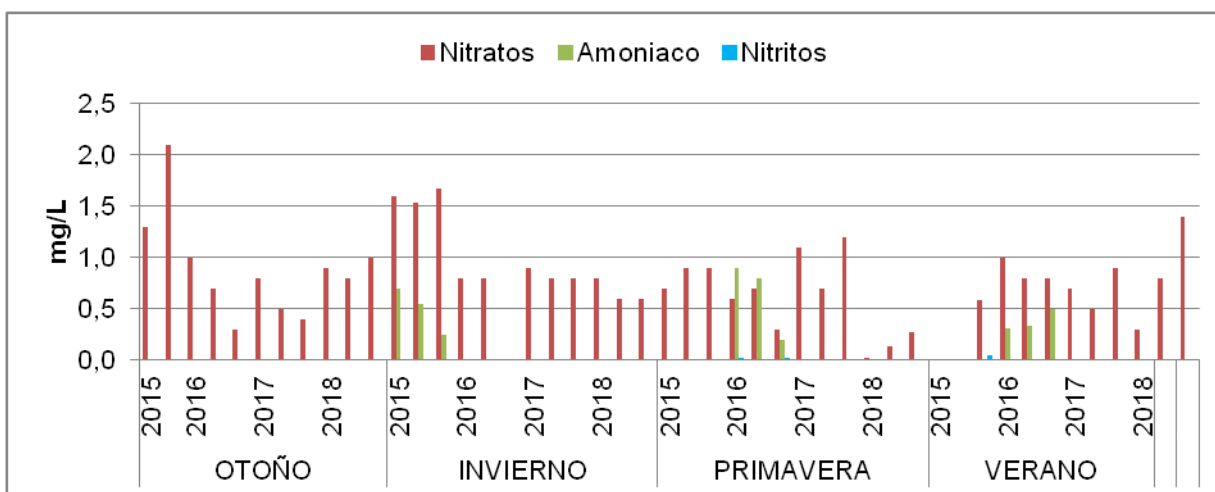


Figura 35: Concentración de nitritos, nitratos y amoníaco presentes en el agua en el período analizado (2015-2018).

3.2 Características biológicas

3.2.1 Fitobentos

Utilizando la base de datos cuantitativa, se llevó a cabo el análisis estadístico a través de MANOVA. En los resultados obtenidos se puede observar que mediante la estadística de Wilks, se rechaza la hipótesis nula en el caso de la estación y se acepta en el caso del sitio. Por lo que la comunidad fitobentónica, presentó variabilidad estacional en el periodo analizado, mientras que no se observa esa variabilidad a escala espacial (Tabla 19).

Se puede observar la variabilidad entre estaciones con la prueba de Hotelling, la cual determina que otoño e invierno no son significativamente diferentes entre sí, pero sí hay diferencias significativas entre esas estaciones y verano y primavera (Tabla 20). A su vez con la misma prueba, se puede observar ausencia de diferencias significativas entre los sitios de muestreo.

Tabla 19: Análisis MANOVA, análisis de la varianza de Wilks sobre la comunidad fitobentónica, teniendo en cuenta la estacionalidad y sitios considerados en el período de estudio.

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
ESTACION	0,38	4,6	12	125	<0,0001
SITIO	0,88	0,53	12	125	0,893

Tabla 20: Análisis MANOVA. Prueba de Hotelling sobre las comunidades fitobentónicas, teniendo en cuenta la estacionalidad y sitios considerados en el período de estudio.

ESTACION	Riqueza	Densidad	Diversidad	Dominancia	n	
VERANO	10,12	3286,63	0,69	0,28	14	A
PRIMAVERA	8,69	2514,31	1,09	0,4	15	B
OTOÑO	15,08	4413,81	1,41	0,19	13	C
INVIERNO	17,09	6423,81	1,44	0,17	15	C
SITIO	Riqueza	Densidad	Diversidad	Dominancia	n	
Sitio 4	13,12	3992,93	1,33	0,24	11	A
Sitio 3	12,5	3645,83	1,03	0,26	16	A
Sitio 2	12,98	4339,23	1,22	0,25	14	A
Sitio 1	12,38	4660,57	1,06	0,3	16	A
Prueba Hotelling Alfa=0,05						
Error: Matriz de covarianzas común gl: 50						
Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)						

A lo largo del estudio se identificaron un total de 64 especies de algas pertenecientes a los grupos de bacilariofíceas (diatomeas), cianofíceas y clorofíceas (Anexo 2B).

Se observó una marcada predominancia de diatomeas (entre un 50 y un 100%) sobre los demás grupos, a excepción de la primavera de 2016, cuando la codominancia estuvo

dada por las cianofíceas. Las algas verdes (Clorofíceas) estuvieron presentes en la mayoría de los momentos analizados con una contribución a la abundancia relativa entre el 3 al 35% (Figura 36). La predominancia de diatomeas se encuentra relacionada con la disponibilidad de sílice en este ambiente, elemento esencial en la síntesis de biosilíce en diatomeas. (Heredia *et al*, 1996).

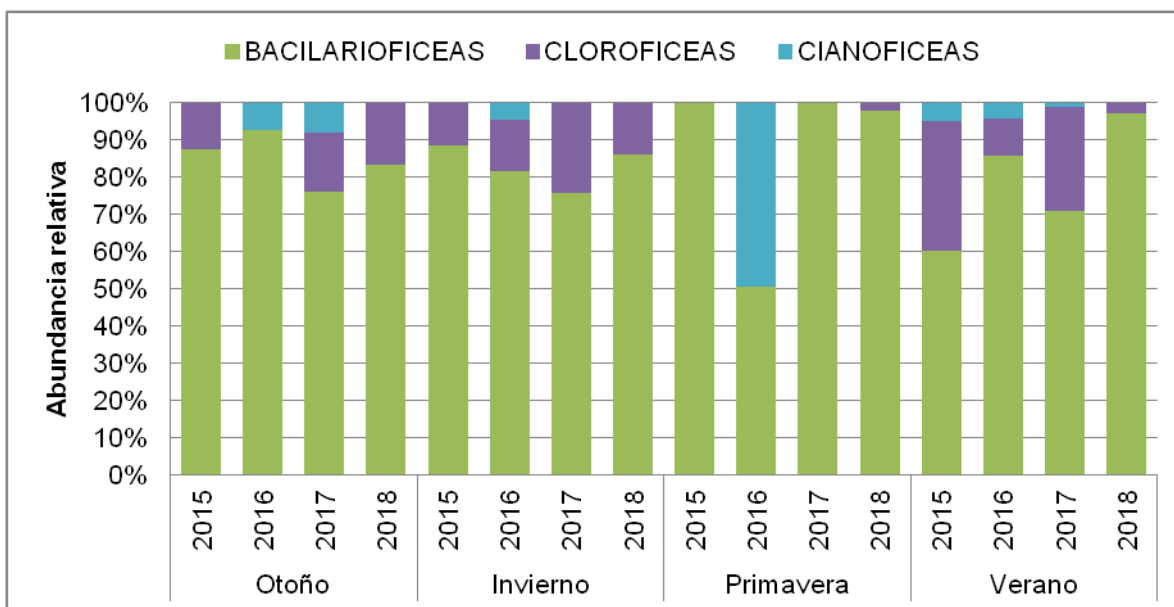
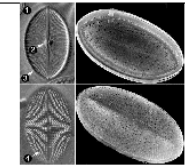

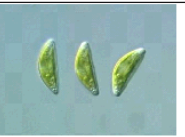
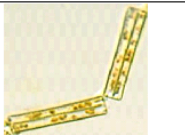

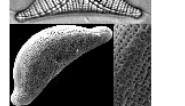


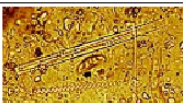

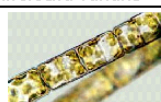
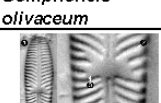
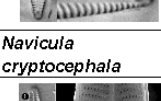

Figura 36: Abundancia relativa de grupos algales presentes en cada estación climática en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Del total de las especies identificadas, las más frecuentes durante el período considerado fueron: *Cocconeis placentula*, *Cymbella cistula*, *Cymbella minuta var. latens*, *Diatoma tenue*, *Diatoma vulgare*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria ulna*, *Fragilaria virescens*, *Gomphoneis olivaceum*, *Melosira varians*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula rhynchocephala*, *Nitzschia palea* y *Cladophora glomerata*.

En la tabla 21 se detallan los requerimientos ecológicos de las especies de diatomeas según ID TAXA; Lowe, 1974; Lowe, 2010; Potapova, 2011; Kociolek, 2010; Hofmann *et al*. 2013.

Tabla 21: requerimientos ecológicos de las especies de diatomeas.

Especie	Hábito de vida	Tipo de agua	pH	Salinidad	Contenido de Materia Orgánica	Carga nutrientes	Tolerancia sequía
<i>Cocconeis placentula</i>		Dulceacuícola	Alcalófila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	
Béntica							
<i>Cymbella cistula</i>		Dulceacuícola	Alcalófila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
<i>Cymbella minuta</i>		Dulceacuícola	Alcalófila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Oligotrófila	Acuática estricta
<i>Diatoma terue</i>		Dulceacuícola	Alcalófila	Halófila	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
Béntica							
<i>Diatoma vulgare</i>		Dulceacuícola	Alcalófila	Eurihalobia	Mesosapróbila	Mesotrófila	Acuática estricta
<i>Epithemia sorex</i>		Dulceacuícola	Alcalibionte		Mesosapróbila	Mesotrófica	

Especie	Hábito de vida	Tipo de agua	pH	Salinidad	Contenido de Materia Orgánica	Carga nutrientes	Tolerancia sequía
<i>Fragilaria ulna</i> 	Béntica	Dulceacuícola	Alcalófila		Mesosapróbila		
<i>Fragilaria virescens</i> 	Planctónica	Dulceacuícola	Neutrófila	Halófoba	Oligosapróbila		
<i>Melosira varians</i> 	Ticoplanctónica	Dulceacuícola	Alcalófila	Halófila	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
<i>Gomphoneis olivaceum</i> 	Béntica	Dulceacuícola	Alcalibionte	Eurihalobia	Mesosapróbila	Eutrófila	Acuática estricta
<i>Navicula cryptocephala</i> 	Béntica	Dulceacuícola	Neutrófila		Mesosapróbila	Eutrófila	
<i>Nitzschia palea</i> 	Béntica	Dulceacuícola	Neutrófila	Eurihalobia	Polisapróbila	Hipereutrófila	Subaérea

Teniendo en cuenta la ecología de estas especies, la comunidad de diatomeas, se encuentra constituida por especies dulceacuícolas, de hábito bentónico, propias de aguas alcalinas, amplia tolerancia a la concentración de electrolitos, degradación de materia orgánica y moderada a alta concentración de nutrientes (ambientes mesotróficos y/o eutróficos).

Cladophora glomerata (alga clorofícea filamentosa) de amplia cobertura espacial en el tramo del río, y presente en las cuatro estaciones climáticas, requiere alta luminosidad y superficie rocosa para adherirse. Se encuentra presente en ambientes oligotrófico a eutrófico, pero cuando hay crecimiento desmedido indica estado eutrófico. Es una especie bentónica importante de ambientes lóticos ya que sobre ella habitan gran número de especies epífitas de otras especies de algas, pequeños invertebrados y meiofauna (Stevenson, 1996; Ramírez y Carmona, 2005).

Según el análisis de componentes principales (PCA) de las tendencias de distribución de las especies predominantes, en relación a las diferentes temporadas, el caudal y los parámetros medidos *in situ*, se observa la relación entre el caudal y la temporada de

primavera, momento de mayor crecida (Figura 37). La especie *Nitzschia palea*, se encuentra asociada al aumento en la conductividad eléctrica, lo que respondería a su característica eurihalobia, es decir que tolera amplio rango de salinidad. *Diatoma vulgare* se define como una especie presente en invierno y otoño, mientras que *Diatoma tenue*, al igual que *Fragilaria ulna* y *Epithemia sorex*, están asociadas al verano y a un aumento en los valores de pH con tendencia alcalina.

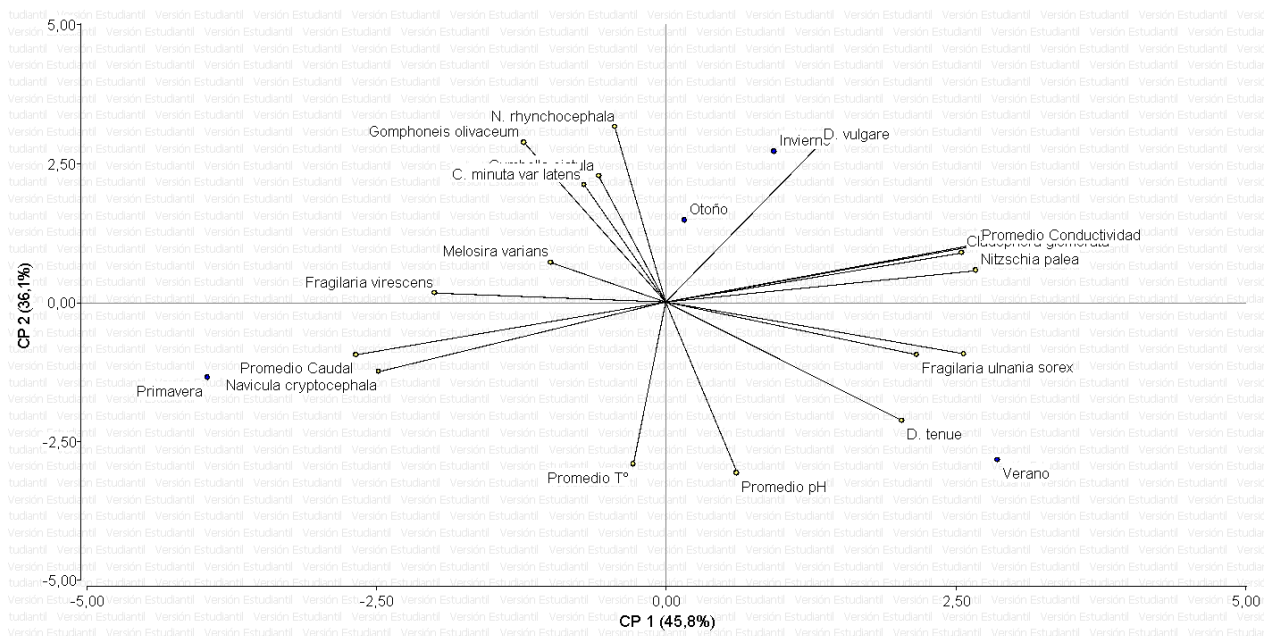


Figura 37: Análisis de componentes principales. Biplot para la distribución de especies predominantes, en relación a parámetros in situ, caudal y estaciones climáticas.

Teniendo en cuenta la escala temporal, la riqueza de especies de las comunidades fitobentónicas fue variable, con mayores valores en la temporada de invierno (entre 11 a 26 especies). En otoño esta métrica osciló entre 11 y 20 taxas, mientras que en primavera y verano se registraron los valores más bajos del período analizado, con 1 especie en primavera 2016 y de 4 en verano 2016 y 2018 (Figura 38). Estas diferencias en los valores de riqueza, fueron estadísticamente significativas, según prueba de Tukey (Anexo 3C).

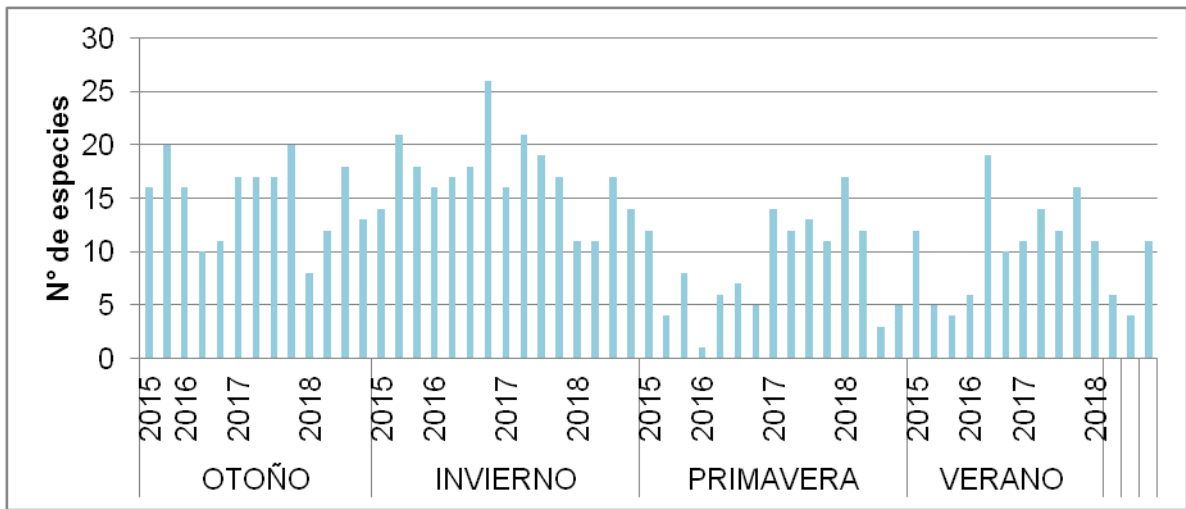


Figura 38: Variación estacional de la riqueza de especies de algas presentes en las comunidades fitobentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

La densidad algal fue variable con un mínimo de 24 cel/cm² en primavera de 2016, y un máximo de 11274 cel/cm² en invierno de 2017 (Figura 39). En general se observa una tendencia de valores más altos de las abundancias en la temporada invernal, con respecto a la estival, los cuales son significativamente diferentes (Tukey, anexo 3C).

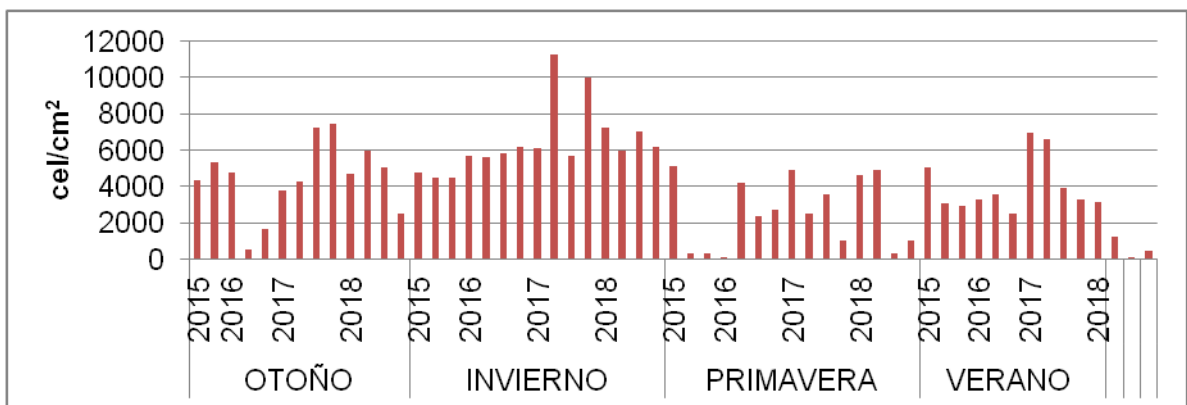


Figura 39: Variación estacional de la densidad de especies de algas presentes en las comunidades fitobentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Por su parte el índice de diversidad específica de Shannon - Weaver (H') arrojó también resultados variables a lo largo de las estaciones, con valores nulos y mínimo ($H' = 1$ nats) en primavera de 2016 y valores superiores a $H' = 2$ nats en otoño, invierno y primavera 2018 (Figura 40). Bajos valores de este índice indican condiciones desfavorables (naturales o antrópicas), con pocas especies adaptadas a esa situación. Por el contrario valores altos de este índice indican condiciones favorables para el desarrollo y colonización de numerosas especies. Esta variabilidad no presenta diferencias estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey (Anexo 3C).

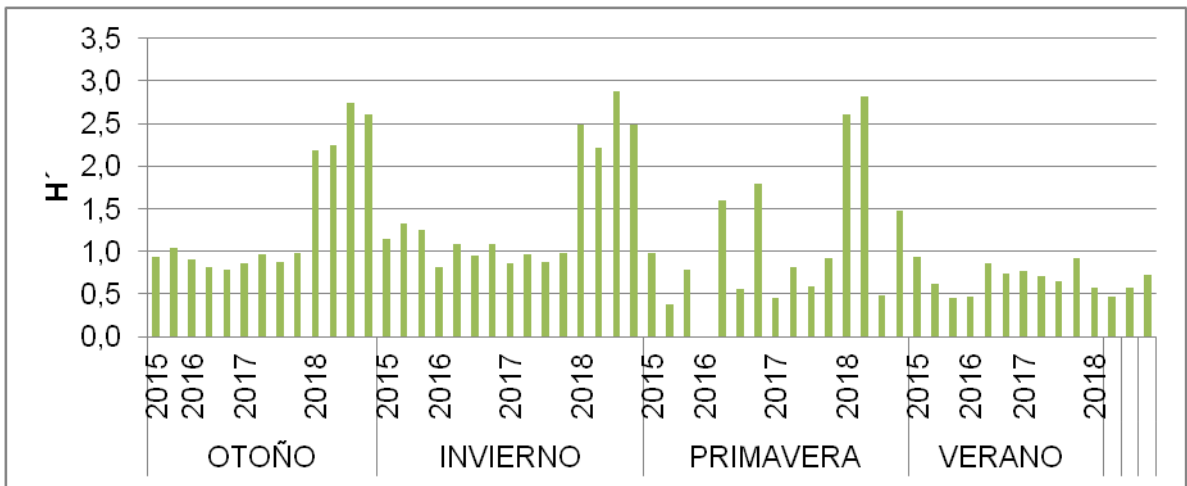


Figura 40: Variación estacional de la diversidad de especies (H') de algas presentes en las comunidades fitobentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Los resultados del índice de Dominancia de Simpson (λ), se observan en la figura a continuación (Figura 41), con los valores más bajos en la temporada invernal (menores a 0,4) y los valores más altos en la temporada estival, alcanzando el valor máximo de dominancia (1) en primavera. Este valor máximo indica la presencia de una sola especie, es decir, indica el valor mínimo de diversidad. Esta variabilidad presenta diferencias estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey (Anexo 3C).

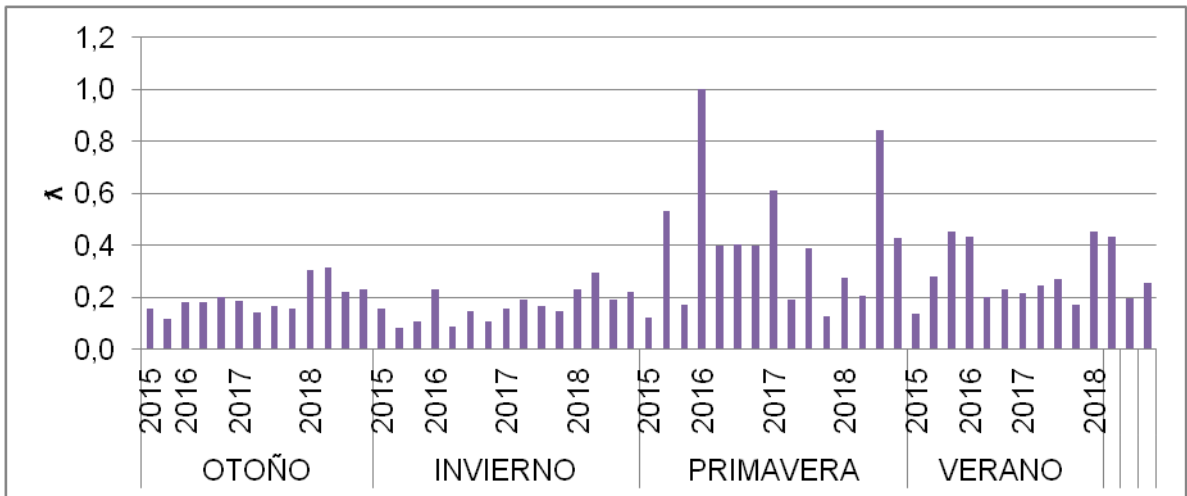


Figura 41: Variación estacional de la dominancia de especies (λ) de algas presentes en las comunidades fitobentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

La tendencia de distribución de las variables estructurales se exploró a través del análisis de componentes principales (PCA). El análisis sugiere una asociación de la dominancia con la primavera, mientras que por otro lado se observa una relación de la diversidad con el otoño, y de la riqueza y la densidad con el invierno (Figura 42).

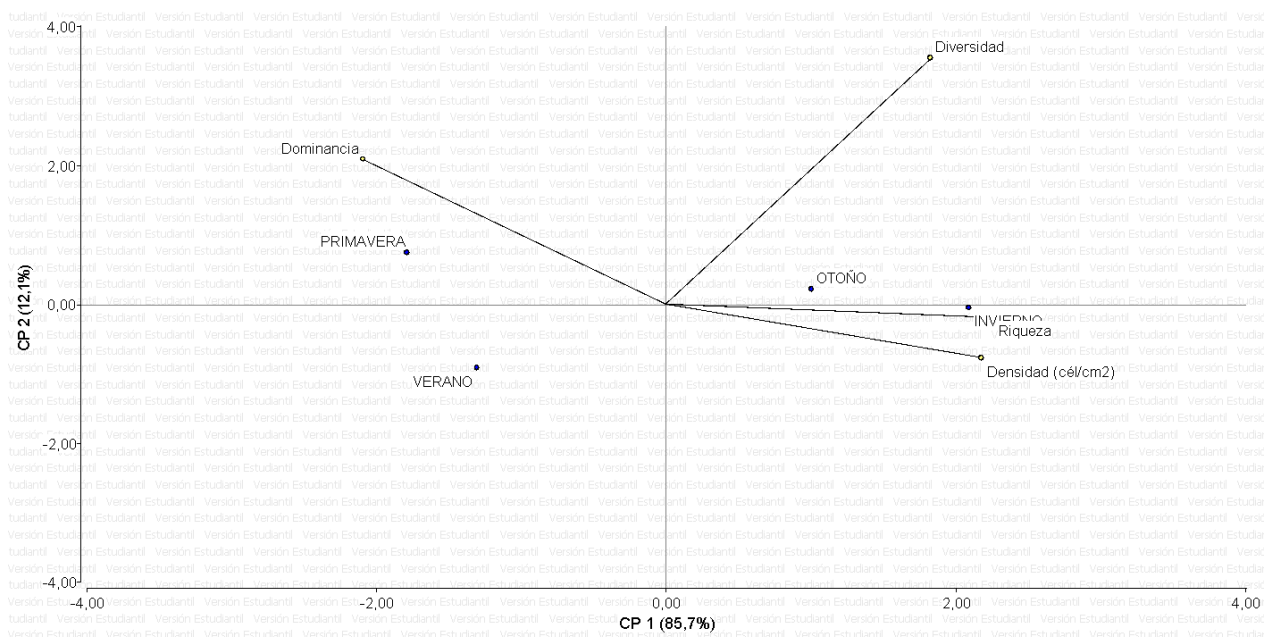


Figura 42: Análisis de componentes principales. Se observan las tendencias estacionales de las variables estructurales de fitobentos.

Para este sector de la cuenca, se puede estimar que los valores bajos de las variables estructurales estarían relacionados a un factor natural, como es el aumento de caudal en la temporada de primavera, provocando variaciones en las condiciones del sistema a las cuales puedan adaptarse y sobrevivir pocas especies.

Los resultados del índice biológico de diatomeas (IBD), arrojaron valores de calidad de agua excelentes en casi todas las estaciones y los años, a excepción del otoño y el invierno del 2015, donde determinó una calidad de agua buena. El valor mínimo observado fue de 13,9 mientras que el máximo fue de 20. (Tabla 22).

Tabla 22: índice biológico de diatomeas, en el periodo analizado (2015-2018).

Temporada	OTOÑO				INVIERNO				
	Año	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
IBD		13,9	19,1	19,2	18,47	14,3	17,5	18,7	18,4
Calidad		Buena	Excelente	Excelente	Excelente	Buena	Excelente	Excelente	Excelente

Temporada	PRIMAVERA				VERANO				
	Año	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
IBD		19,1	17,7	18,2	17,15	17,1	19,1	18,45	20
Calidad		Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente	Excelente

3.2.2 Macroinvertebrados

Utilizando la base de datos cuantitativa, se llevó a cabo el análisis estadístico realizado a través de MANOVA. A través de la estadística de Wilks la hipótesis nula se rechaza en el caso de la estación y se concluye que hay cierta variabilidad en este factor. Para el caso

de los sitios, se acepta la hipótesis nula, por lo que se concluye que no hay variabilidad entre los sitios. (Tabla 23).

Se puede observar esta variabilidad con la prueba de Hotelling (Tabla 24), la cual determina para el caso de las estaciones climáticas, que la primavera es significativamente diferente a las demás. A su vez con la misma prueba, se puede observar ausencia de diferencias significativas entre sitios.

Tabla 23: Análisis MANOVA, análisis de la varianza de Wilks para la comunidad de macroinvertebrados, entre sitios y estaciones climáticas del período de tiempo considerado.

F.V.	Estadístico	F	gl(num)	gl(den)	p
ESTACION	0,55	2,67	12	127	0,0032
SITIO	0,81	0,88	12	127	0,569

Tabla 24: Análisis MANOVA. Prueba de Hotelling sobre las comunidades de macroinvertebrados, teniendo en cuenta la estacionalidad y sitios considerados en el período de estudio.

ESTACION	Riqueza	Densidad	Diversidad	Dominancia	n	
PRIMAVERA	1,14	0,42	0,29	0,18	15	A
VERANO	5,28	34,67	0,96	0,3	14	B
OTOÑO	4,8	15,39	1,09	0,3	14	B
INVIERNO	5,61	48,94	1,15	0,37	15	B
SITIO	Riqueza	Densidad	Diversidad	Dominancia	n	
Sitio 4	3,33	13,71	0,8	0,37	11	A
Sitio 3	3,69	14,71	0,8	0,21	16	A
Sitio 2	4	27	0,86	0,28	15	A
Sitio 1	5,81	44	1,03	0,28	16	A
Prueba Hotelling Alfa=0,05						
Error: Matriz de covarianzas común gl: 51						
Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$)						

En el período de tiempo analizado se identificaron 29 especies de macroinvertebrados (Anexo 2C), pertenecientes a 18 familias y a diferentes grupos funcionales tróficos. No se identificó presencia de organismos macroinvertebrados en: otoño de 2017 (sitio 2 y 3); en primavera de 2015 en ninguno de los sitios de muestreo; primavera de 2016 (sitio 1 y 2); primavera 2017 (sitio 3) y en verano de 2018 (sitio 3).

Los insectos del orden Díptera, con 10 especies y 4 familias resultaron ser el grupo de mayor riqueza, seguido por Ephemeroptera con 6 especies correspondientes a 3 familias. Luego siguieron Coleóptera con 3 taxas, Crustacea, Annelida y Trichoptera con 2 y Acari, Mollusca, Plecoptera y Nematoda con 1 especie.

Teniendo en cuenta la estacionalidad, se observa una marcada predominancia de Ephemeroptera a lo largo de las 4 estaciones climáticas, con codominancia de Díptera en otoño e invierno, y codominancia de Crustacea en primavera de 2016. En algunos momentos se observa eventual codominancia de Coleóptera y Tichoptera, la cual también tuvo alta frecuencia estacional (Figura 43). La importancia de la presencia del grupo Ephemeroptera (con una abundancia relativa del 7 al 58%) radica en que, según Van der Geest *et al.* (2002), requiere condiciones ambientales estables para su desarrollo, por lo que no son capaces de mantener poblaciones en ríos frecuentemente disturbados.

Por otro lado, la presencia de Díptera en casi todas las mediciones (con una abundancia del 2 al 58%) también es importante ya que Wilson y Mc Gill (1977) consideran que la utilización de las asociaciones de quironómidos (Díptera) como indicadores de la calidad del agua podría resultar muy valiosa, ya que son en general organismos con una gran plasticidad ecológica, resistentes a fuertes variaciones ambientales capaces de tolerar amplios rangos de salinidad, variaciones de pH y bajas concentraciones de oxígeno. Se vuelve fundamental conocer la ecología de las diferentes especies en los diferentes tipos de ríos, para poder predecir en un futuro el grado de perturbación de los mismos (Paggi, 2003).

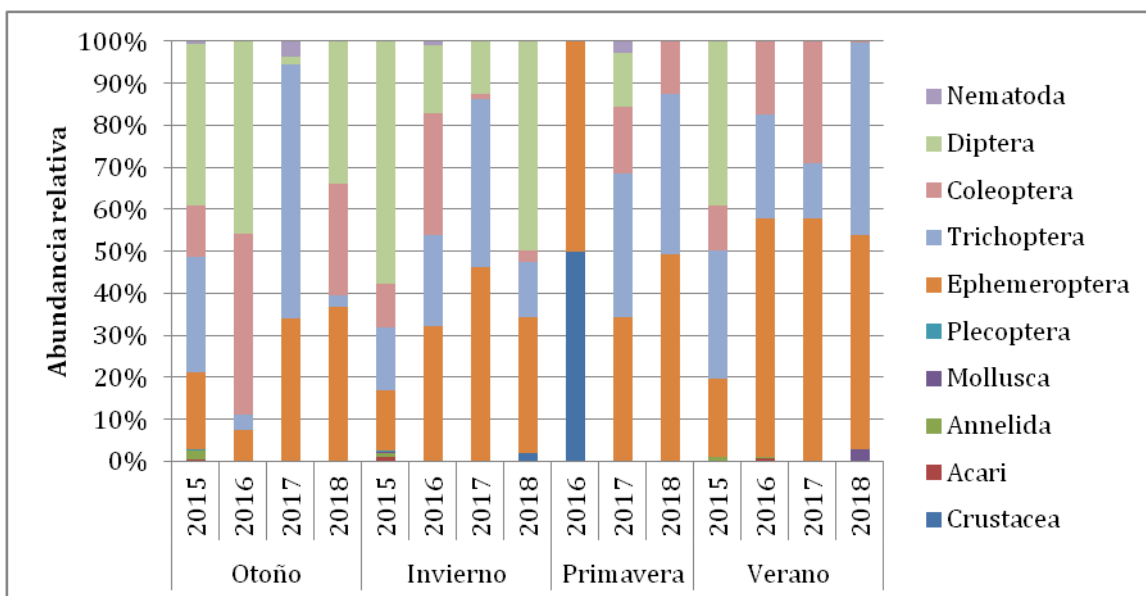
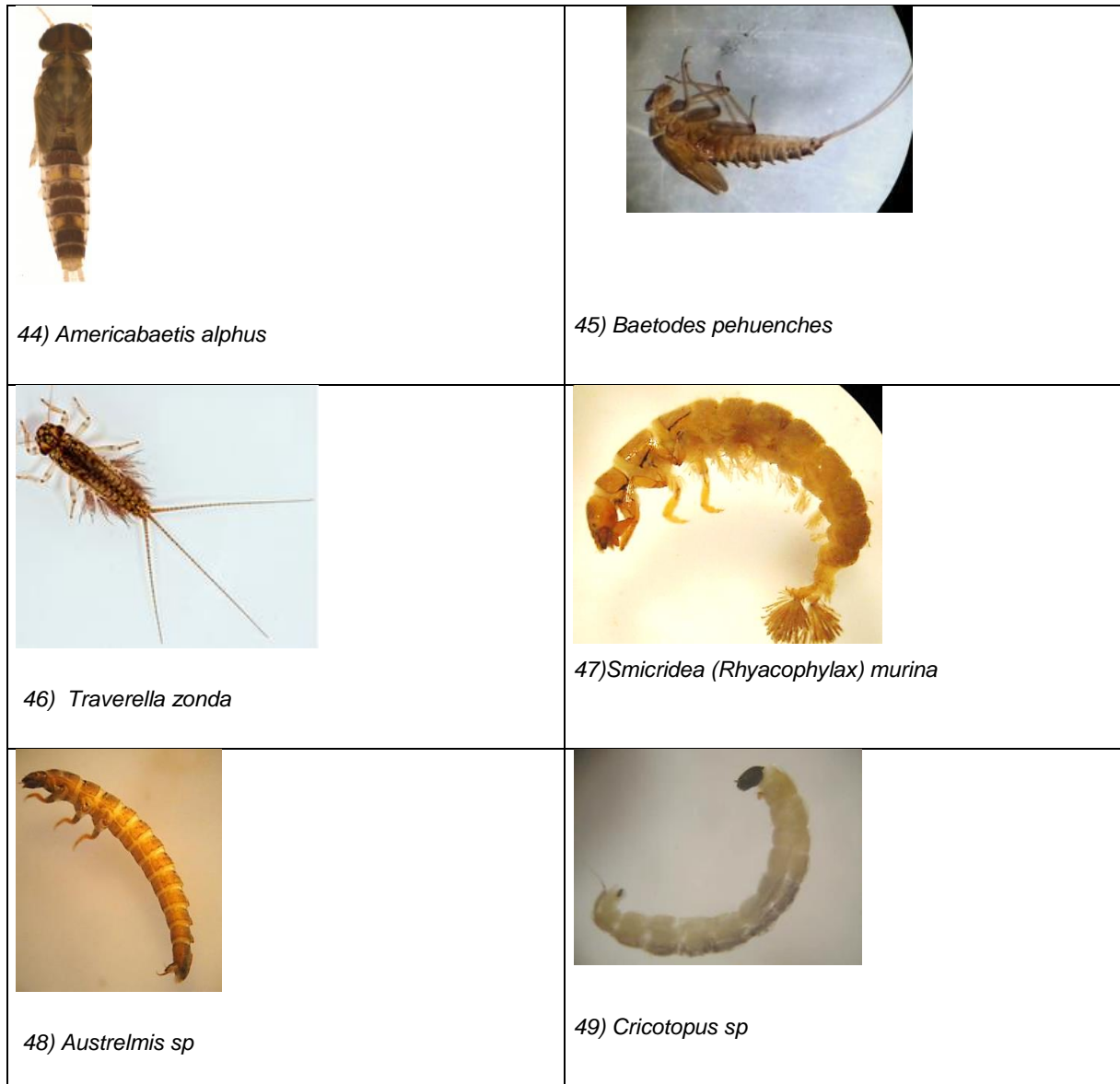


Figura 43: abundancia relativa porcentual de taxones de macroinvertebrados presentes en cada estación climática en el periodo de tiempo considerado 2015-2018.

Del total de las especies analizadas, las más frecuentes durante el periodo estudiado fueron: *Americabaetis alphus* y *Baetodes pehuenches* pertenecientes a la familia Baetidae; *Traverella zonda* perteneciente a Leptopphlebiidae; *Smicridea (Rhyacophylax) murina* perteneciente a Hydropsychidae; *Austrelmis sp* perteneciente a Elmidae.y *Cricotopus sp* perteneciente a Chironomidae. (Figuras 44 a 49).



Figuras 44 a 49: especies más frecuentes de macroinvertebrados.

Cuatro de estas seis especies ya han sido identificadas en la provincia de Mendoza, en el Río Mendoza y en ambientes acuáticos del sur mendocino en el bañado Carilauquen y en la laguna de Llanquanelo por Scheibler (2008).

La familia Baetidae (cosmopolita) y Leptophlebiidae (austral) son las familias con mayor número de especies del grupo Ephemeroptera y su presencia de los cuerpos de agua reflejan buena calidad de la misma, ya que son taxas sensibles a los cambios ambientales. La mayoría de los taxones (alrededor de 60% de los géneros y 80% de las especies) son endémicas de América del Sur, siendo Brasil y Argentina los países con el mayor número de taxones registrados (Domínguez, 2009). Por su parte la familia Elmidae se encuentra ampliamente distribuida en la Argentina, con más de 30 especies conocidas en 19 géneros (Trémouilles *et al.*, 1995; Manzo y Archangelsky, 2001). La familia

Chironomidae, también presente en este análisis constituye una de las familias de Diptera más ampliamente distribuida en los sistemas de aguas continentales (Cranston, 1995).

El análisis de grupos funcionales tróficos, mostró en las cuatro estaciones dominancia de especies colectores/recolectores (CR). Se observa codominancia con el grupo predadores (P) en primavera de 2016, y eventual codominancia con colectores/filtradores (CF) en otoño de 2017, y en verano de 2018. También se observa codominancia de colectores/filtradores (CF) y raspadores (R) en otoño de 2016 (Figura 50). De esto podemos inferir que en el río hay mayor proporción de materia orgánica particulada fina, ya que el grupo más representado es el de colectores/recolectores.

Es importante tener en cuenta lo antes mencionado, ya que diversos estudios han demostrado que en arroyos afectados por la contaminación orgánica e inorgánica, los colectores- recolectores estuvieron ampliamente representados (Miserendino, 2009; Cortezzi 2010). Más aún, de acuerdo con Palmer *et al.* (1993) los detritos finos son utilizados como una importante fuente de alimento por parte de macroinvertebrados, lo que indica la importancia de la actividad de los colectores-recolectores en los ecosistemas lóticos sudamericanos, donde este recurso abunda. Asimismo Tomanova *et al.* (2006) proponen que las estrategias alimentarias que implican mayor movilidad en la búsqueda de alimento (depredadores, raspadores) no se verían favorecidas en ambientes inestables o frecuentemente perturbados, lo que en este caso en particular puede estar determinado por las variaciones de caudal.

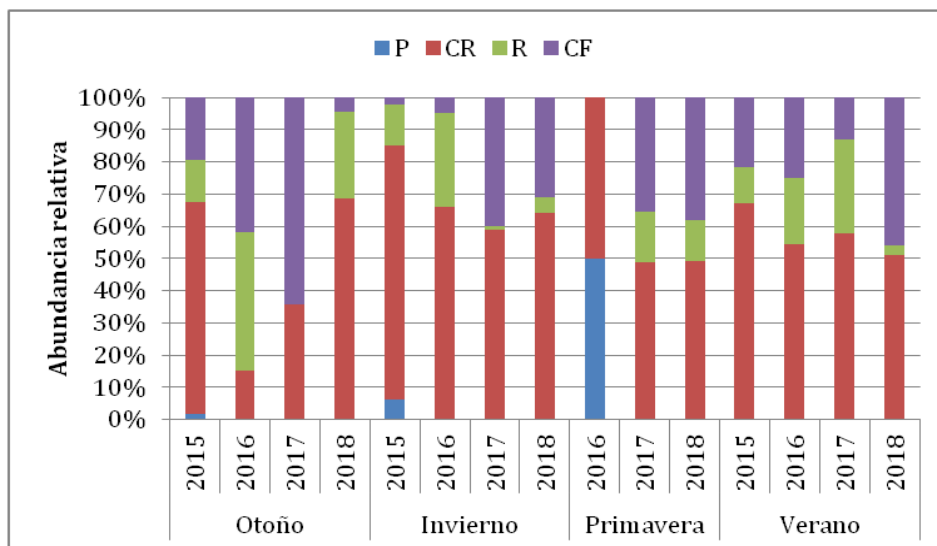


Figura 50: abundancia relativa de grupos funcionales de macroinvertebrados presentes en cada estación climática en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Las tendencias de distribución de las especies predominantes, en relación a las diferentes temporadas, valores de caudal y parámetros medidos *in situ*, fueron analizados a través del análisis de componentes principales (PCA). En el mismo se observa una asociación

entre *Baetodes pehuenches*, *Smicridea murina*, y *Austrelmis* sp con la temporada de verano. Por otro lado se observa una asociación entre la especie *Traverella zonda* con el aumento en los valores de Conductividad eléctrica y con el invierno. *Cricotopus* sp se describe como especie tolerante a menores temperaturas, ya que se encuentra asociada a invierno y otoño. (Figura 51).

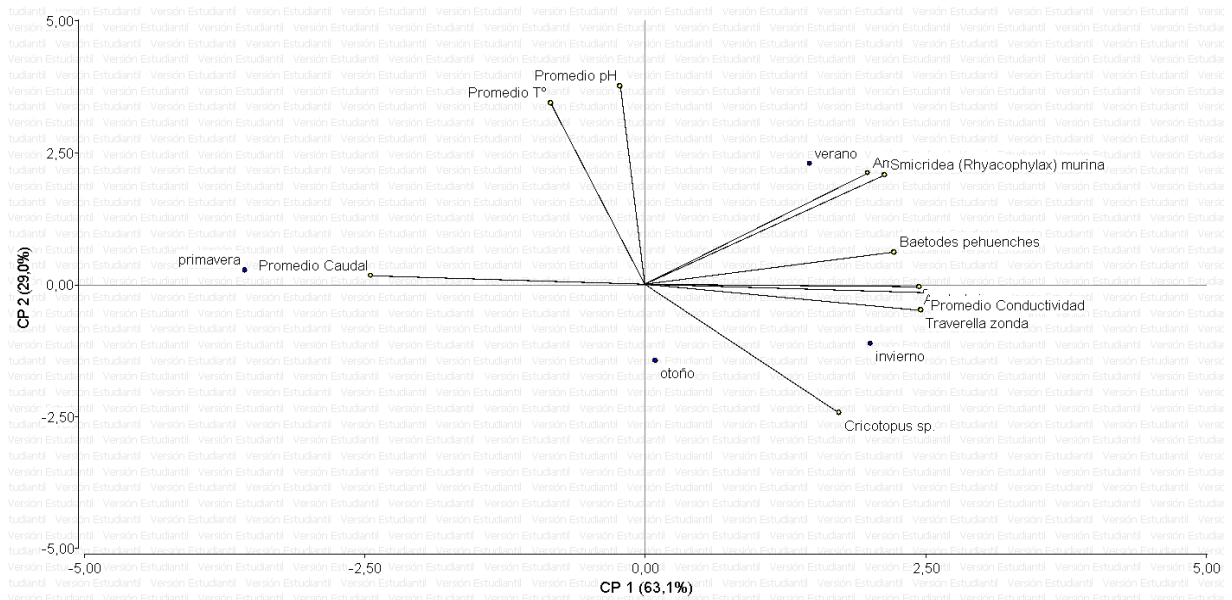


Figura 51: análisis de componentes principales. El biplot muestra las tendencias estacionales de especies de macroinvertebrados predominantes, parámetros *in situ* y caudal.

Teniendo en cuenta la escala temporal, la riqueza de especies de la comunidad de macroinvertebrados fue variable estacionalmente, con diferencias estadísticamente significativas (según prueba de Tukey, anexo 3D). Los mayores valores se registraron en la temporada de invierno (entre 2 a 15 especies). En otoño esta métrica osciló entre 0 y 12 especies, mientras que en verano osciló entre 0 y 13 especies. En primavera se registraron los valores más bajos del período analizado (entre 0 a 5 especies, Figura 52)

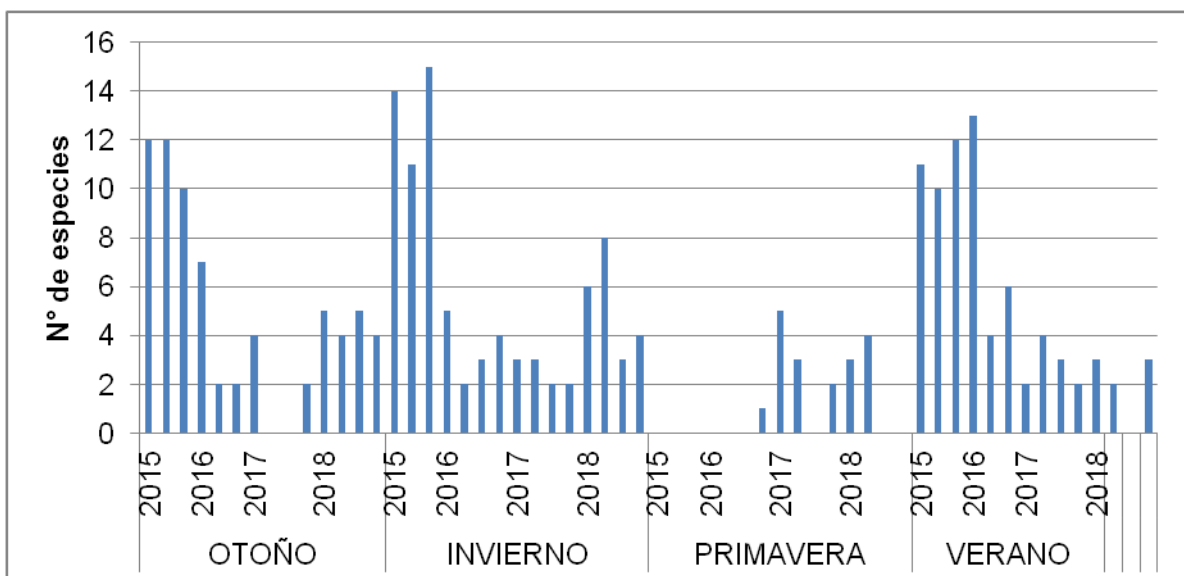


Figura 52: Variación estacional de la riqueza de especies de macroinvertebrados presentes en las comunidades bentónicas en el período de tiempo considerado 2015-2018.

La densidad de individuos, varió estacionalmente con valor nulo (0 ind/m²) y un máximo de 218 ind/m² en invierno de 2015. Estas diferencias también son estadísticamente significativas, según Tukey (Anexo 3D). En general se observa una tendencia de valores más altos de las abundancias en invierno y verano, y los más bajos en primavera. (Figura 53)

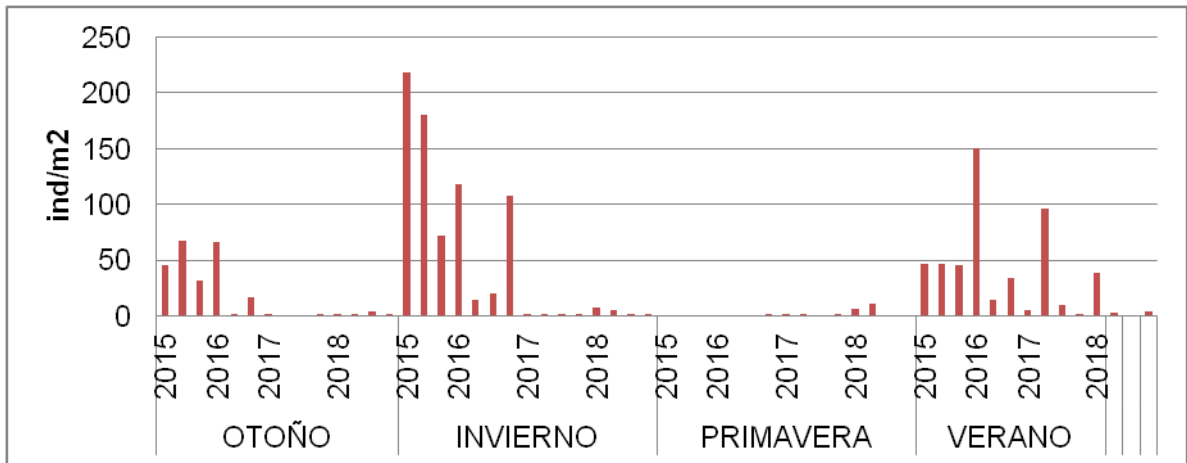


Figura 53: Variación estacional de la densidad de individuos de macroinvertebrados presentes en las comunidades bentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Por su parte el índice de diversidad específica de Shannon - Weaver (H') arrojó también resultados variables a lo largo de las estaciones. Los valores máximos (superiores a $H'=2$ nats) fueron observados en otoño, invierno y verano, mientras que los valores mínimos ($H'=0$ nats) fueron observados en primavera, y eventualmente en dos mediciones en otoño (Figura 54). Estas diferencias observadas no son estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey (Anexo 3D).

Al igual que en el análisis de fitobentos podríamos considerar que los valores bajos de este índice estarían relacionados a un factor natural, como es el aumento de caudal en primavera.

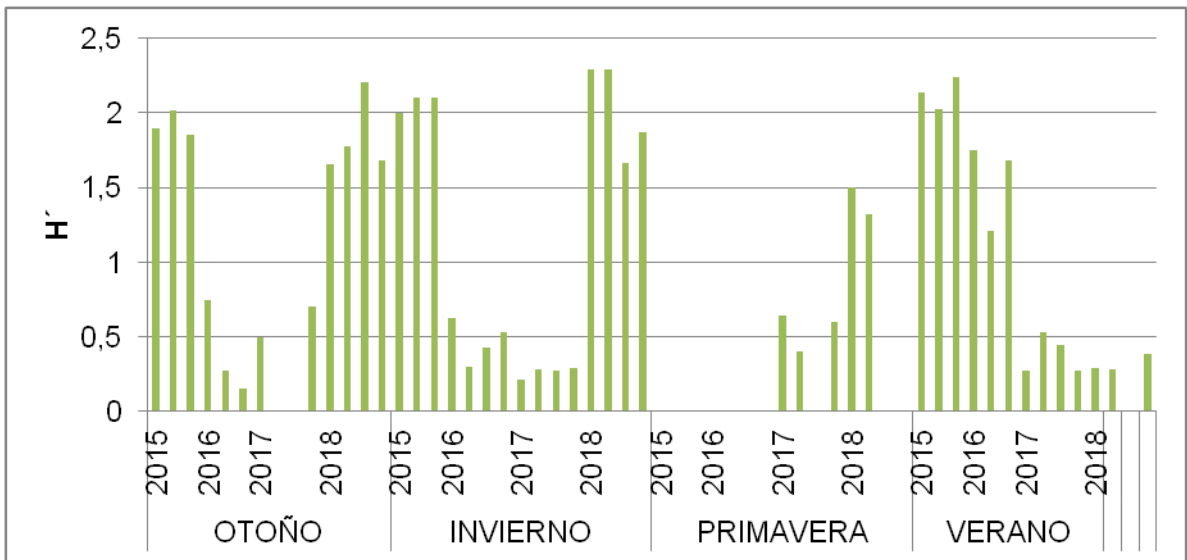


Figura 54: Variación estacional de la diversidad de especies (H') de macroinvertebrados presentes en las comunidades bentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Según el Índice de Simpson (λ) la equitatividad en la distribución de las especies fue variable, sin un patrón definido según estación climática (Figura 55). Se observó dominancia de especies en 2017 en todas las temporadas. En verano en los valores oscilan entre $\lambda= 0,1$ y $0,5$ mientras que en primavera se observan los valores más bajos ($\lambda=0$) y a su vez el valor máximo de dominancia ($\lambda=1$). En otoño e invierno los valores son similares entre sí, variando desde $\lambda=0$ hasta $\lambda=0,8$. Las diferencias en estos valores, no son estadísticamente significativas, según la prueba de Tukey (Anexo 3D).

El valor máximo (1) indica alta densidad de alguna de las especies o presencia de un único taxón. Estos valores encontrados en primavera pueden estar también relacionados al aumento del caudal en esta temporada, provocando variaciones en las condiciones del sistema, a las cuales puedan adaptarse y sobrevivir pocas especies.

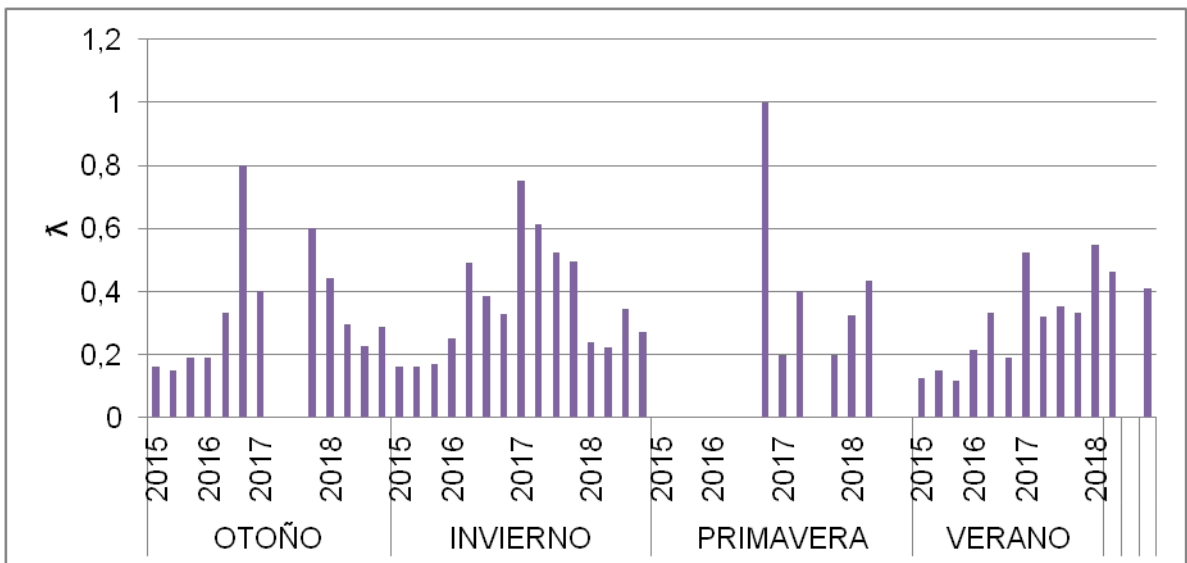


Figura 55: Variación estacional de la dominancia de especies (λ) de macroinvertebrados presentes en las comunidades bentónicas, en el período de tiempo considerado 2015-2018.

Según el análisis de componentes principales (Figura 56), las tendencias de distribución de las variables estructurales de macroinvertebrados, muestran una marcada asociación de la dominancia con el verano y el invierno, a su vez pero en menor medida la densidad se encuentra asociada a estas dos mismas estaciones. Por otro lado, la riqueza y la diversidad se encuentran asociadas al otoño.

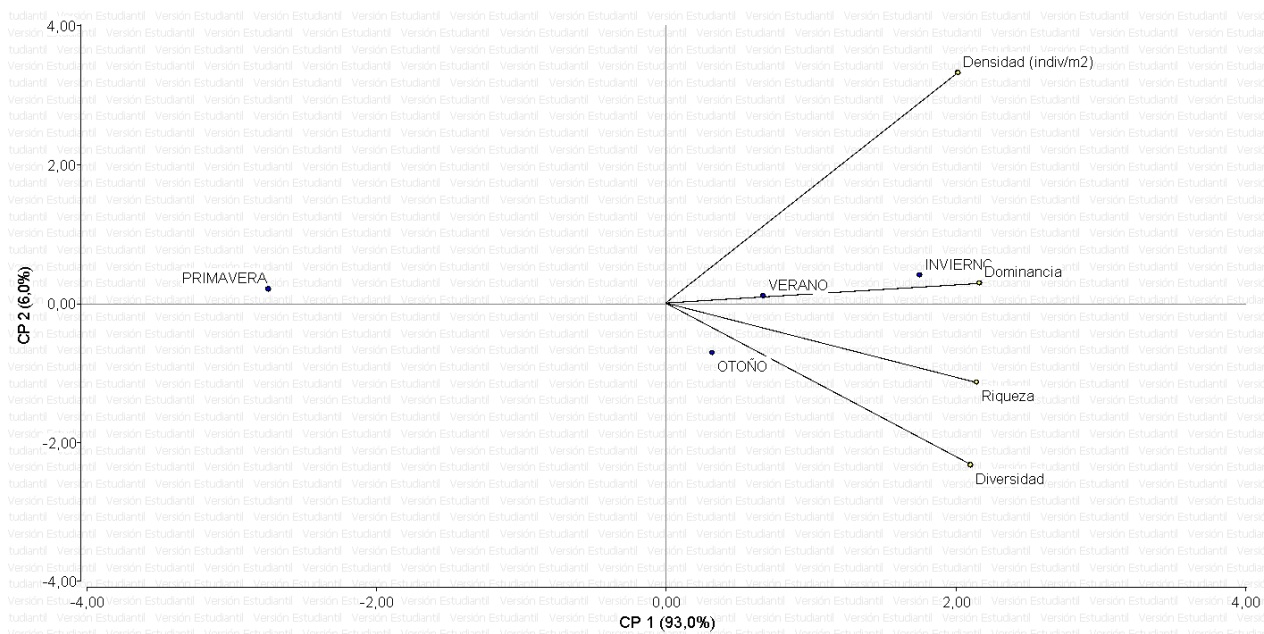


Figura 56: Análisis de componentes principales. El Biplot muestra las tendencias estacionales de las variables estructurales de macroinvertebrados.

Los resultados del índice biótico andino (ABI), arrojaron una buena calidad biológica del río para otoño e invierno de 2015, y para verano de 2015. Valores de moderada calidad biológica del río en otoño e invierno de 2018 y en verano de 2017. Para los restantes momentos el índice determina mala calidad biológica en este tramo del río (Tabla 25).

Tabla 25: índice biótico andino, en el período analizado (2015-2018).

Temporada	OTOÑO				INVIERNO				
	Año	2015	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
ABI		58	26	14	37	66	22	16	43
Calidad		Bueno	Malo	Malo	Moderado	Bueno	Malo	Malo	Moderado

Temporada	PRIMAVERA			VERANO				
	Año	2016	2017	2018	2015	2016	2017	2018
ABI		15	21	14	40	47	24	22
Calidad		Malo	Malo	Malo	Moderado	Bueno	Malo	Malo

Es importante aclarar que en el caso de estos índices sería necesario ajustarlos a la fauna de la zona o región específica donde se aplican. En este caso no existe un índice ajustado para el Río Colorado, por lo cual se utilizó el más cercano (ABI) (Conversación personal Dr. Pablo Macchi).

4. CONCLUSIONES

El presente estudio limnológico es el primero llevado a cabo en este tramo del Río Colorado, por lo cual los resultados obtenidos en el periodo considerado, constituyen la primera caracterización de las condiciones naturales del mismo.

El análisis estadístico aplicado sobre las variables fisicoquímicas, hidrológicas y comunidades bentónicas, mostró la existencia de variabilidad estacional y ausencia de variabilidad espacial en los sitios considerados del río. Por lo que se concluye a partir de esto, la comprobación y aceptación de la primera hipótesis (existencia de variabilidad estacional), y el rechazo de la segunda (existencia de variabilidad espacial).

En los momentos de estiaje el sustrato del lecho del río se encontró conformado por mayor cobertura de rocas en los sitios de aguas arriba, mientras que hacia aguas abajo la cobertura de grano fino fue mayor. Un aspecto a destacar en todas las épocas del año fue la presencia de cobertura de biofilm sobre las rocas, representado por algas verdes filamentosas, lo cual favorece la colonización por la comunidad perifítica.

El análisis hidrológico mostró relación entre las variables analizadas y la temporada de primavera, momento en el cual el caudal es significativamente más alto debido a los aportes de agua de deshielo, ocupando la planicie de inundación fuera del álveo principal. En primavera, se observó un marcado aumento de la concentración de sólidos totales suspendidos, con la consecuente disminución de la transparencia. Asimismo la conductividad eléctrica fue menor debido al efecto de dilución.

Las aguas se definen circumneutrales a alcalinas, con mayor temperatura, como es de esperar, en la temporada estival. En general las características hidroquímicas de este sector, responden a la composición mineralógica de la cuenca del Río Colorado (rocas basálticas y afloramientos volcánicos y sedimentarios), con la presencia de algunos elementos comunes en aguas naturales, por ser abundantes en la corteza terrestre.

Según la concentración iónica el agua se tipificó como sulfatada cálcica en primavera, a diferencia de las restantes temporadas donde se describió como clorurada sódica. Del total de las determinaciones analíticas llevadas a cabo, 16 elementos se encontraron presentes por encima de los límites de detección utilizados en laboratorio. De esos, aluminio, arsénico, cadmio, cobalto, cromo, cobre, hierro, manganeso y zinc, registraron concentraciones igual o superior a los valores guía permitidos por la OMS y EPAS, para bebida humana y/o por la Secretaría de Recursos Hídricos de la Nación para biota acuática.

Según estos resultados las aguas de este tramo del río no son aptas para consumo humano debido a las concentraciones de Al, As, Cd, Fe y Mn. Entre estos es importante destacar que el As y el Cd constituyen un contaminante importante en el agua para consumo, por su efecto cancerígeno en el ser humano (OMS 2006). A su vez el cadmio junto con cobalto, cromo, cobre y zinc, poseen efectos nocivos en el ecosistema, ya que pueden resultar altamente tóxicos para la biota acuática, principalmente para la comunidad algal. Es importante remarcar que algunos elementos tóxicos fueron registrados en las muestras de agua, únicamente cuando se disminuyó el límite de detección de laboratorio. Por lo tanto es recomendable para futuros análisis, optimizar los respectivos límites y en lo posible la expresión de los resultados en unidades de ug/L.

En este tramo del río no existen fuentes puntuales de contaminación, ya que en el área no hay desarrollo agrícola, ni efluentes orgánicos, industriales ni de centros urbanos. Aunque hay que destacar la detección de Cadmio en una única oportunidad, el cual según la bibliografía consultada es el único elemento cuya presencia en las aguas naturales es por aporte de fuentes externas, por lo cual también se recomienda investigar su origen.

Con respecto a la concentración de nutrientes, el ambiente no presenta limitación de los mismos para la productividad primaria. Según los valores obtenidos del índice de Carlson calculado sobre la concentración de Fósforo Total, el ambiente presentó estado oligotrófico avanzado a mesotrófico.

Las condiciones ambientales existentes favorecen la colonización del sustrato por comunidades fito y zoobentónicas, cuyas variables estructurales se encontraron reducidas en la primavera. Mientras que en la temporada invernal, las condiciones más estables de caudal permitieron el desarrollo de comunidades más diversas, con mayor densidad y número de especies.

En el período analizado se identificaron 64 especies de algas, con predominio de diatomeas seguidas por clorofíceas y cianofíceas. La predominancia de diatomeas se encuentra relacionada con la disponibilidad de sílice en este ambiente, elemento esencial en la síntesis de biosílice. Entre las especies identificadas de algas *Cocconeis placentula*, *Cymbella cistula*, *Cymbella minuta var. latens*, *Diatoma tenue*, *Diatoma vulgare*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria ulna*, *Fragilaria virescens*, *Gomphoneis olivaceum*, *Melosira varians*, *Navicula cryptocephala*, *Navicula rhynchocephala*, *Nitzschia palea* y *Cladophora glomerata*, registraron alta frecuencia.

Teniendo en cuenta la ecología de estas especies la comunidad de diatomeas de este sector del río, se encuentra constituida por especies dulceacuícolas, de hábito bentónico, propias de aguas alcalinas, con amplio rango de tolerancia a la concentración de electrolitos, moderada a alta degradación de materia orgánica y moderada a alta concentración de nutrientes (ambientes mesotróficos y/o eutróficos).

Del presente estudio surgen algunas tendencias ecológicas en algunas especies de algas. *Diatoma vulgare*, se asoció con bajas temperatura del agua. Por otro lado *Diatoma tenue*, *Fragilaria ulna* y *Epithemia sorex*, se asociaron con los momentos estivales y pH con tendencia alcalina. Se destaca que el biofilm identificado sobre las rocas estuvo representado por el alga clorófito filamentosa *Cladophora glomerata*, presente en alta cobertura y en alta frecuencia. La misma requiere alta luminosidad, superficie rocosa para adherirse, y es conocida por encontrarse en ambientes oligotrófico a eutrófico, por lo cual se confirma el estado trófico en este tramo del río Colorado.

La comunidad de macroinvertebrados se encontró constituida por un total de 29 especies, con mayor riqueza de insectos del orden Díptera, con 10 especies; seguidos por Ephemeroptera con 6 especies, Coleóptera con 3 taxas, Crustacea, Annelida y Trichoptera con 2 especies y Acari, Mollusca, Plecoptera y Nematoda con 1 especie. En algunos momentos no se identificaron organismos, principalmente en primavera, debido las condiciones de aumento de caudal, lo que determina la deriva de los mismos en la columna de agua.

Según el análisis de componentes principales, las tendencias de distribución de las variables estructurales de macroinvertebrados, muestran una marcada asociación de la dominancia con el verano y el invierno, a su vez pero en menor medida la densidad se encuentra asociada a estas dos mismas estaciones. Por otro lado, la riqueza y la diversidad se encuentran asociadas al otoño.

Ephemeroptera fue el grupo con mayor frecuencia estacional representada por familias cosmopolitas y de distribución más restringida como Leptophlebiidae, las cuales requieren de condiciones ambientales estables para su permanencia en los sistemas lóticos. Su presencia en los cuerpos de agua refleja buena calidad de la misma, ya que son organismos sensibles a los cambios ambientales. Otro grupo presente en el Río Colorado ampliamente distribuido en los sistemas de aguas continentales lo constituyeron los quironómidos.

En general el ambiente cuenta con oferta de materia orgánica particulada fina autóctona, indicado por la predominancia de organismos colectores/recolectores, además de especies de invertebrados con adaptaciones para pastoreo de superficies minerales y orgánicas tales como materia orgánica muerta, algas y bacterias.

Entre las especies predominantes de macroinvertebrados se observa una asociación entre *Baetodes pehuenches*, *Smicridea murina*, y *Austrelmis* sp con la temporada de verano, explicada por el análisis de componentes principales (PCA). Por otro lado se observa una asociación entre la especie *Traverella zonda* con el aumento en los valores de conductividad eléctrica y con el invierno. *Cricotopus* sp se describe como especie tolerante a menores temperaturas, ya que se encuentra asociada a invierno y otoño.

Según el índice biótico calculado en base a diatomeas (IBD) la calidad de agua para biota acuática es buena a excelente, mientras que según el índice calculado en base a macroinvertebrados (ABI), la calidad biológica del agua fue mala, moderada o buena en los diferentes años y temporadas. Los resultados que indican mala calidad biológica no deben atribuirse en este caso, a efectos de contaminación o aportes exógenos. Más bien pueden atribuirse a condiciones ambientales particulares como las variaciones de caudal y temperatura y a la carga de materia orgánica presente. A su vez sería prudente evaluar por parte de especialistas un índice ajustado para este sector del Río Colorado, según la estructura de las comunidades que allí habitan.

Considerando la importancia interjurisdiccional del Río Colorado sería de gran valor la continuidad y sistematicidad de los estudios que permitan una gestión adecuada del recurso hídrico y sustentable en el tiempo. Este análisis cobra relevancia como línea de base para futuros estudios de impacto ambiental y planes de monitoreo, teniendo en cuenta que este sector de la cuenca puede ser impactado de manera directa o indirecta por potenciales proyectos petroleros como Pata Mora, mineros como Potasio Río Colorado e hidroeléctricos como Portezuelo del Viento.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R.; B. Ríos; M. Rieradevall & N. Prat. (En prensa). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA). Limnetica.
- Aizaki, M. O. Otsuki, M. Fukushima, M. Hosomi and Muraoka. 1981. Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verh. Internat. Verein Limnol.* 21:675-681.
- Alba-Tercedor, J. (1996b). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio Del Agua En Andalucía (SIAGA), Almería, II , 203 – 213.
- Alcalde, R. (2010). *Programa integral de calidad de aguas del Río Colorado* (No. 333.9162). Argentina.
- Alcalde, R. (2014). Programa integral de calidad del agua del río Colorado–Calidad del medio acuático. *COIRCO (Comité Interjurisdiccional del río Colorado), Secretaría de Energía de la Nación, Grupo Interempresario, Argentina, 396.*
- Allan, J. D. & M. M. Castillo. 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running waters*. 2nd ed. Springer Science & Business Media.
- Allan, J. D. y A. S. Flecker. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*43 (1):32-43.
- Álvarez, S.B, G.I. Bazán, O.E. Romero y M.T. Wenzel. 1993. Ficología del Embalse Casa de Piedra. V Jornadas Pampeanas de Ciencias Naturales.
- Arce, O., Herbas, R., Rivero, F., & González, A. (2006). Indicadores biológicos de calidad del agua. Recuperado de: <http://www.pnuma.org/agua-miaac/Curso%20Regional>, 20.
- Aumassanne, C., & Fontanella, D. (2015). Variaciones en la conductividad eléctrica del agua para riego en la cuenca del río Colorado, Argentina. In *Congreso Nacional del Agua. 25. CONAGUA 2015. 2015 06 15-19, 15 al 19 de junio de 2015. Paraná, Entre Ríos. AR.*
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & J. B. Stribling. (1998). *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 339 pp.
- Barros, A. y P. Peralta. "Estudio de impacto de la actividad turística en lagunas de alturas según análisis de las comunidades algales, planctónicas, bentónicas. Parque Provincial Aconcagua, Mendoza, Argentina". *High Summit* (2002).
- Bartram, J., & Ballance, R. (Eds.). (1996). *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. CRC Press.

- Bazán, G.I., S.B. Álvarez, S.A. Echaniz, A.M. Vignatti y O. Del Ponti. 2008. Estudio de la ficoflora en el Embalse Casa de Piedra. IV Congreso Argentino de Limnología, pág. 87. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.
- Biasotti, A. E., Álvarez, S. B., & Martínez de Fabricius, A. L. (2012). Estudio taxonómico preliminar de la ficoflora planctónica en la zona aluvial del río Colorado (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*.
- Biasotti, A. E., Álvarez, S. B., Bazán, G. I., & Martínez de Fabricius, A. L. (2014). Variación estacional de la comunidad microfitoroplanctónica del curso medio del río Colorado (La Pampa, Argentina). *Biología Acuática*.
- Bourrelly P., 1970. Les algues d'eau douce Tomo III: les algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Boubée & Cie, Paris.
- Bourrelly, P., 1972. Les algues d'eau douce. Tomo I: les algues vertes. Boubée & cie Paris.
- Brower, J.E & J.H. Zar. (1977). *Field and laboratory methods for general ecology*. Brown Company Publishers.
- Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22: 361-369.
- Claps, M.C. y C. Skorupka, (1990). Ambientes lóticos pampásicos (Subcuenca Delta, Argentina): algunos aspectos ecológicos. *Rev. Brasil. Biol.*, 51(1): 65-70.
- Código Alimentario Argentino. (1998). Ediciones Marzochi. Argentina.
- Colín-García, M., Heredia, A., Dos-Santos-Rodríguez, C., Figueira, E., Almeida, S. F., Basiuk, V. A., & Vrieling, E. G. (2013). Sílice de las Algas Diatomeas (Clase Bacillariophyceae) como material complejo y su importancia nanotecnológica.
- Collins, S. E., & Flotemersch, J. E. (2014). Evaluation of the sounding rod method for sampling coarse riverbed sediments in non-wadeable streams and rivers. *River research and applications*, 30(8), 1065-1069.
- Conzonno H. Victor, (2009). *Limnología Química*.
- Cranston, P. S. 1995. Biogeography. En: Armitage, P., P. S. Cranston & L. C. Pinder (eds.). *The Chironomidae. The biology and ecology of non-biting midges*, Chapman & Hall, London, pp. 62-84.
- Daniele, C y Natenzon, C (1988). *Las Regiones Naturales de la Argentina: Caracterización y Diagnóstico*. Apunte de la cátedra de Ecología y Biogeografía de la Facultad de Filosofía y Letras. Universidad de Buenos Aires.
- Desarrollo de niveles guía nacionales para calidad de agua. (2003). Secretaria de Recursos Hídricos de la Nación. Argentina.
- Diaco, P; Macchi, P y Lozano, E. (2006). *Pensar el río*. Dpto. Publicaciones de la Facultad de Derecho y Cs. Sociales. Uni. Nac. Del Comahue. Río Negro.
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., González, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2016). *InfoStat versión estudiantil 2016*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

- D.G.I.; PROSAP.; O.E.I. (2004-2009). Programa de calidad de agua y suelos. Provincia de Mendoza.
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.*
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. I. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. H. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A., Sullivan. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81 (2): 163-182.
- Echaniz, S.A., A.M. Vignatti, O. Del Ponti, S.B. Álvarez, G.I. Bazán, E.M. Quirán, M.A. Rocha y I.L. Doma. 2008. Estado trófico del Embalse Casa de Piedra (La Pampa, Argentina). IV Congreso Argentino de Limnología, pág. 122. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.
- Ente Provincial del Agua y del Saneamiento (EPAS). (2001). Normas de calidad de aguas y efluentes. Anexos I y II. Mendoza. Argentina
- Fabricius ALM (2000) Las algas, indicadores de la calidad de agua. Facultad de Ciencias Exactas, Dpto. de Ciencias Naturales, UNRC.
- Gómez, N., J.CH. Donato, A. Giorgi, H. Guasch, P. Mateo y S. Sabater, (2009). Conceptos y Técnicas de Ecología fluvial. La biota de los ríos: los microorganismos autótrofos. Fundación BBVA. 26pp.
- Harley, C. D., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J., Thornber, C. S., ... & Williams, S. L. (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology letters*, 9(2), 228-241.
- Hilsenhoff, W.L (1988). Rapid field assessments of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American benthological society*, 7(1):65-68.
- Heredia, A., Lozano, L., Peña-Rico, M.A., Rodríguez-Hernández, A., Villarreal, A., Camacho, A., Velázquez, R., Basiuk, V.A., García-Garduño M. and Bucio, L. Structural principles of biopolymer-crystal interaction. 17th European Society for Biomaterials Conference, Barcelona, Spain.
- Hering, D., Feld, C. K., Moog, O. Y Ofenböck, T. (2004). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566(1), 311-324.
- Hoffmann, L., Falasco, E., Ector, L., Isaia, M., Wetzel, C. E., & Bona, F. (2014). Diatom flora in subterranean ecosystems: a review. *International Journal of Speleology*, 43(3).
- ID-TAX. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.
- Jaksic FM Y Feinsinger P (1991) Bird assemblages in temperate forests of North and South America: a comparison of diversity, dynamics, guild structure, and resource use. *Revista Chilena de Historia Natural* 64:491-510.

- Karr, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.
- Kociolek, P. (2011). *Navicula rhyngocephala*. In *Diatoms of North America*.
- Kociolek, P., Spaulding, S. (2019). *Gomphonella olivacea*. In *Diatoms of North America*.
- Lopretto, E. Y G. Tell. (1996). *Ecosistemas de aguas continentales*. Ediciones Sur, La Plata. 1322 Pp.
- Lowe, R. (1974). Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms.
- Lowe, R. (2010). *Epithemia sorex*. In *Diatoms of North America*.
- Lowenstam, H. A. (1981). Minerals formed by organisms. *Science*, 211(4487), 1126-1131.
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols (Primera Ed.)*. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax.
- Manzo, V. & M. Archangelsky. 2001. Description of the larva of *Macrelmis isis* (Hinton, 1946), with distributional notes of the species (Coleoptera: Elmidae).
- Margalef R., Planas A., Armengol J., Vidal A., Prat N.; Guiset A., Tija J. Y Estrada M. 1976 *Limnología de los embalses españoles*. Dirección Gral. De Obras Publicas Nª 123 Ministerio de Obras Públicas, Madrid 422 + Tablas.
- Masseroni, M. L., Aumassanne, C. M., Sartor, P. D., Zamora, C. D., & Fontanella, D. R. (2018). Calidad del agua para riego: Situación histórica y actual del río Colorado (comunicación breve). *Boletín Geográfico*, 2(40), 44-53.
- Mcaleece, N., Gage, J.D.G., Lamshead, P.J.D., Paterson, G.L.J. (1997) *BioDiversity Professional statistics analysis software*. Jointly developed by the Scottish Association for Marine Science and the Natural History Museum London.
- Merritt, R. W. Y K. Cummins (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque, Kendall-Hunt, New York. 862 Pp.
- MIMAM, (1998) *El Libro Blanco del Agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Diciembre. Madrid, España.
- Miserendino M.L. y L.A. Pizzolon, (2000). Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: Altitudinal zonation and functional structure. *Hydrobiologie*. 150 (1): 55-83
- Morales, E., Spaulding, S. (2011). *Fragilariforma virescens*. In *Diatoms of North America*.
- OMS. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. (O. M. para la Salud, Ed.) (Tercera Ed.).
- Paggi, A. C. (2003). Los Quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biología Acuática*, (21), 50-57.

- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., Vidal-Abarca, M. R. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*, 21(2002), 115 – 133.
- Pasquali, R. C. (2004). *Química ambiental* (No. 504: 54). Editorial Científica Universitas,
- Patrick, R. Y C. Reimer, 1975. The diatoms of United States. Vol. 2. Part I Monogr. Ac. Nat. Scies. Philadelphia. Geitler, L., 1967. Entwicklungsgeschichtliche und systematische Untersuchungen and einiger Cyanophyceen *Nova Hedwigia* 13: 403-421.
- Peralta, P. y C. Claps. (1999). "Caracterización del fitoplancton estival de ambientes lóticos y lénticos del sur de la Provincia de Mendoza (Argentina)". Congreso Latinoamericano y del Caribe de Ficología.
- Peralta, P and C. Claps (2001)." Seasonal variation of the mountain phytoplankton in the arid region (Mendoza Basin, High Los Andes Cordillera, Central Est of Argentina)". *Journal of Freshwater Ecology*. Vº 16.Nº 3. 445-454.
- Peralta, P and C. Claps (2002). "Plankton of a high mountain shallow lake (Los Horcones, High Los Andes Cordillera, Mendoza, Argentina)". *Verh. Internat. Verein. Limnol. Stuttgart*. 28, 1-5.
- Peralta, P. y V. Fuentes. (2005). "Comunidades bentónicas y planctónicas del Bañado de Carilauquen, cuenca de Llanquanelo, Mendoza. Argentina".
- Peralta, P. (2000) "Caracterización limnológica de la Cuenca del Río Mendoza, Mendoza, Argentina". XII Reunión de Campo del Cuaternario. CADINCUA. Comité Argentino para la Investigación del Cuaternario. IANIGLA. CRICYT. Mendoza.
- Peralta, P. y V. Fuentes (2002)." Comunidades bentónicas y planctónicas del Bañado de Carilauquen, Cuenca de Llanquanelo, Mendoza, Argentina". XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Ibérico de Limnología.
- Perry, C. C., & Keeling-Tucker, T. (2000). Biosilicification: the role of the organic matrix in structure control. *JBIC Journal of Biological Inorganic Chemistry*, 5(5), 537-550.
- Potapova, M. (2009). *Melosira varians*. In *Diatoms of North America*.
- Potapova, M. (2011). *Navicula cryptocephala*. In *Diatoms of North America*.
- Prygiel, J.; Coste, M. (2000): Guide méthodologique pour la mise en œuvre de l'Indice Biologique Diatomées. NF T 90-354. Étude Agences de l'Eau - Cemagref Bordeaux.
- Ramírez, R. & J. Carmona. (2005). Taxonomy and distribution of freshwater *Prasiola* (Prasiolales, Chlorophyta) in central Mexico. *Cryptogamie Algology* 26 (2): 1-12.

- Ramírez, A. & P. E. Gutiérrez-Fonseca (2016). Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hydrobiológica* vol.26 no.3 México sep. /dic. 2016.
- Ramos, V. A. (1999). Las provincias geológicas del territorio argentino. *Geología Argentina*, 29(3), 41-96.
- Rock WARE Aq.QA. The spreadsheet for water analyses. Versión 1.1.1 (1.1.5.1)
- Rodríguez C,A, (1999). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. CC 712, 1900, La Plata.
- Roldan, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales*, XXIII (88), 375 –387.
- Sánchez, M. L., Gómez, M. J., & Heredia, S. (2006). Sedimentología y paleo ambientes del Subgrupo Río Colorado (Cretácico Superior), Grupo Neuquén, en las bardas de la ciudad de Neuquén y alrededores. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 61(2), 236-255.
- Segnini, S. (Universidad de L. A. F. de C. D. de B. L. de E. de I. L. H. M. V. (2003). el uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente * benthic macroinvertebrates as indicators in the ecological assessment of streams. *ecotropicos*, 16(2), 45 – 63.}
- Scheibler, É. E. (2008). Biodiversidad de insectos acuáticos en zonas áridas del centro-oeste andino (Mendoza, Argentina). *Cuadernos de biodiversidad*, nº 25 (febrero 2008); pp. 19-26.
- Spaulding, S., Edlund, M. (2008). *Cymbella*. In *Diatoms of North America*.
- Stark, J. D., Moore, S., & Berry, A. (1999). Biotic indices: Their role in water management in New Zealand. In Ministry-for-the-Environment (Ed.), *the Use of Macroinvertebrates in Water Management Recommendations of the New Zealand Macroinvertebrate Working Group*. Wellington.
- Stevens, J. (2009). *Applied Multivariate Statistics for the Social Sciences*. Routhledge. 5th ed.
- Stevenson R.J., M.L Bothwell and R.L Lowe. (1996). "Algal Ecology". *Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic press California.
- Tomanova, S., Goitia, E., & Helesic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*, 556, 251-264.
- Toro, J., J. Schuster, J. Kurosawa, E. Araya & M. Contreras. 2003. Diagnostico de la calidad del agua en sistemas loticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentonicos como bioindicadores Rio Maipo (Santiago:Chile).

- Trémouilles, E. R., A. Oliva & A. O. Bachmann. 1995. Insecta Coleoptera. En: Lopretto, E. y G. Tell (eds.), *Ecología de Aguas Continentales. Metodología para su estudio*. Vol. III. Ediciones Sur, La Plata, Argentina. pp. 1171-1172.
- Van der Geest, H. G., Greve, G. D., Boivin, M. E., Kraak, M. H., & van Gestel, C. A. (2000). Mixture toxicity of copper and diazinon to larvae of the mayfly (*Ephoron virgo*) judging additivity at different effect levels. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 19(12), 2900-2905.
- Vázquez, G., Castro, G., González, I., Pérez, R., & Castro, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *ContactoS*, 60, 41-48.
- Wenzel, M. T., S. B. Álvarez y G. I. Bazán. 1996. Estudio preliminar de las cianofíceas del Embalse Casa de Piedra (Provincia de La Pampa). Argentina. *Physis* (Buenos Aires), Secc. B, 51 (120-121): 9-16.
- Wetzel, R.G.; (1981). *Limnología*. Ediciones Omega. Barcelona.
- Wetzel R.G (1983). "Limnology". "2Nd Ed. Saunders Collegue Publishing, New York.
- Wilson, R. S. y J. D. McGill. 1977. A new method of monitoring water quality in a stream receiving sewage effluent, using chironomid pupal exuviae.
- Winemiller, K. C.; Marrero, C. y D. C. Taphorn. 1996. Perturbaciones causadas por el hombre a las poblaciones de peces de los llanos y del piedemonte andino de Venezuela. *Biollania* 12:13-48.
- Wright John. 2003. *Environmental Chemistry*.

6. ANEXO 1

Listado de determinaciones analíticas realizadas, sus unidades, las técnicas utilizadas y los límites de detección de los métodos.

DETERMINACION	UNIDAD	TECNICA	LD
Conductividad	uS/cm	Instrum	5
Sólidos Totales Suspendidos (secados a 103°C)	mg/L	Grav	10
Dureza	mg eq CaCO ₃ /L	Cálculo	0.30
Alcalinidad Total	mg CaCO ₃ /L	Volum	5
Carbonatos CO ₃ =	mg CO ₃ =/L	Volum	5
Bi-Carbonatos HCO ₃ ⁻	mg HCO ₃ ⁻ /L	Volum	5
Cloruros Cl ⁻	mg/L	Volum	5
Fluoruros	mg/l	ISE	0.5
Fosfatos	mg/L	UV-VIS	0.2
Nitratos	mg N-NO ₃ -/L	UV-VIS	0.3
Amoniaco	mg N-NH ₃ /L	UV-VIS	0.2
Nitritos	mg N-NO ₂ ⁻ /L	UV-VIS	0.02
Sulfatos SO ₄ =	mg/L	Grav	10
pH	Unidades de pH	ISE	0.1
Ag	mg/L	ICP-OES	0.021
Al	mg/L	ICP-OES	0.06
As	mg/L	ICP-OES	0.105
B	mg/L	ICP-OES	0.009
Ba	mg/L	ICP-OES	0.003
Ca	mg/L	ICP-OES	0.021
Cd	mg/L	ICP-OES	0.003
Co	mg/L	ICP-OES	0.006
Cr	mg/L	ICP-OES	0.012

DETERMINACION	UNIDAD	TECNICA	LD
Cu	mg/L	ICP-OES	0.009
Fe	mg/L	ICP-OES	0.012
Hg	mg/L	ICP-OES	0.03
K	mg/L	ICP-OES	0.45
Li	mg/L	ICP-OES	0.006
Mg	mg/L	ICP-OES	0.06
Mn	mg/L	ICP-OES	0.003
Mo	mg/L	ICP-OES	0.015
Na	mg/L	ICP-OES	0.06
Ni	mg/L	ICP-OES	0.03
P Total	mg/L	ICP-OES	0.15
Pb	mg/L	ICP-OES	0.084
Sb	mg/L	ICP-OES	0.063
Se	mg/L	ICP-OES	0.15
Si	mg/L	ICP-OES	0.06
Sn	mg/L	ICP-OES	0.051
Sr	mg/L	ICP-OES	0.0009
Th	mg/L	ICP-OES	0.09
Ti	mg/L	ICP-OES	0.006
Tl	mg/L	ICP-OES	0.081
U	mg/L	ICP-OES	0.45
V	mg/L	ICP-OES	0.009
Zn	mg/L	ICP-OES	0.006

7. ANEXO 2

A) Límites permitidos para bebida humana y biota acuática según OSM, EPS y RNH

Parámetro	Unidades	Valores Guía (Ley Nacional N° 24.585)		Secretaría Recursos Hídricos de la Nación (RHN)		Organización Mundial de la Salud (OMS)	Ente Provincial de Agua y Saneamiento (EPAS)
		Bebida humana	Vida acuática	Bebida humana	Vida acuática	Bebida humana	
Nitrato, como NO ₃ ⁻	mg/l	10	s/n	10	s/n	50	50
Sólidos Disueltos Totales	mg/l	1000	1000	s/n	s/n	s/n	s/n
Aluminio Total	mg/l	0.2	s/n	s/n	s/n	0.2	0.2
Arsénico Total	mg/l	0.05	0.05	0.01	0.015	0.01	0.05
Bario Total	mg/l	1	s/n	0.53	0.3	0.7	0.7
Berilio Total	mg/l	0.039	s/n	s/n	0.0038	s/n	s/n
Boro Total	mg/l	s/n	0.75	0.26	s/n	0.5	0.3
Cadmio Total	mg/l	0.005	0.0002	0.075	s/n	0.003	0.003
Cinc Total	mg/l	5	0.03	s/n	0.03	3	3
Cobalto Total	mg/l	s/n	s/n	s/n	0.0019	s/n	s/n
Cobre Total	mg/l	1	0.002	s/n	0.006	2	1
Cromo	mg/l	0.05	0.002	0.02	0.0025	0.05	0.05
Hierro	mg/l	s/n	s/n	s/n	1.37	2	0.2
Manganeso Total	mg/l	s/n	0.1	0.14	0.8	0.4	0.1
Mercurio	mg/l	0.001	0.001	0.004	0.029	0.001	0.001
Níquel Total	mg/l	0.025	0.025	0.019	s/n	0.02	s/n
Plata	mg/l	0.05	0.001	s/n	0.000028	0.1	0.05
Plomo Total	mg/l	0.05	0.001	0.0293	0.00159	0.01	0.01
Selenio	mg/l	0.01	s/n	0.012	0.0025	0.01	0.01
Vanadio Total	mg/l	s/n	0.1	s/n	0.26	s/n	s/n

B) Lista de especies de la comunidad fitobentónica:

	ESPECIE
BACILOFIRACEAS	<i>Achnanthes lanceolata</i>
	<i>Achnanthes minutissima</i>
	<i>Amphora ovalis</i>
	<i>Amphora veneta</i>
	<i>Caloneis amphisbaena</i>
	<i>Cocconeis placentula</i>
	<i>Cyclotella ocelata</i>
	<i>Cymatopleura solea</i>
	<i>Cymella cistula</i>
	<i>Cymbella cymbiformis</i>
	<i>Cymbella minuta var latens</i>
	<i>Cymbella prostrata</i>
	<i>Denticula tenuis</i>
	<i>Denticula thermalis</i>
	<i>Diatoma tenue</i>
	<i>Diatoma vulgare</i>
	<i>Epithemia adnata</i>
	<i>Epithemia sorex</i>
	<i>Eunotia germainii</i>
	<i>Eunotia minor</i>
	<i>Eunotia pectinalis</i>
	<i>Fragilaria ulna</i>
	<i>Fragilaria virescens</i>
	<i>Gomphonema acuminatum</i>
	<i>Gomphonema elongatum</i>
	<i>Gomphonema clavatum</i>
	<i>Gomphonema ventricosum</i>
	<i>Gomphoneis olivaceum</i>
	<i>Gyrosigma acuminatum</i>
	<i>Gyrosigma balticum</i>

	<i>Hannaea arcus</i>
	<i>Hannaea arcus var amphioxys</i>
	<i>Mastoglia sp.</i>
	<i>Melosira dickiei</i>
	<i>Melosira nummuloides</i>
	<i>Melosira varians</i>
	<i>Navicula affinis</i>
	<i>Navicula cuspidata</i>
	<i>Navicula cryptocephala</i>
	<i>Navicula rhychocephala</i>
	<i>Nitzschia dubia</i>
	<i>Nitzschia linearis</i>
	<i>Nitzschia palea</i>
	<i>Nitzschia sigma</i>
	<i>Nitzschia sigmoidea</i>
	<i>Pinnularia sp.</i>
	<i>Rhoicosphaenia curvata</i>
	<i>Rhopalodia gibba</i>
	<i>Rhopalodia gibberula</i>
	<i>Surirella brebbisonii</i>
CLOROFICEAS	<i>Cladophora glomerata</i>
	<i>Closteriopsis sp.</i>
	<i>Microspora sp.</i>
	<i>Monoraphidium sp.</i>
	<i>Tribonema sp.</i>
CIANOFICEAS	<i>Anabaena torulosa</i>
	<i>Anabaena sp.</i>
	<i>Komvophoron sp.</i>
	<i>Lyngbya limnetica</i>
	<i>Gloeotrichia echinolata</i>
	<i>Microchaete sp.</i>
	<i>Oscillatoria limnetica</i>

	<i>Oscillatoria sp</i>
	<i>O. tenuis</i>
	<i>Schizothrix sp</i>

C) Lista de especies de la comunidad de macroinvertebrados:

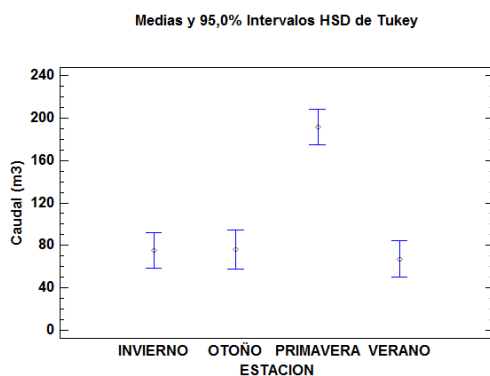
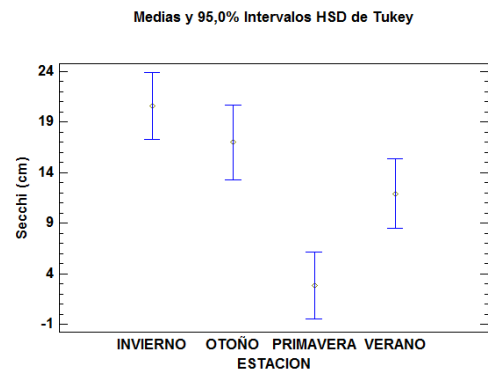
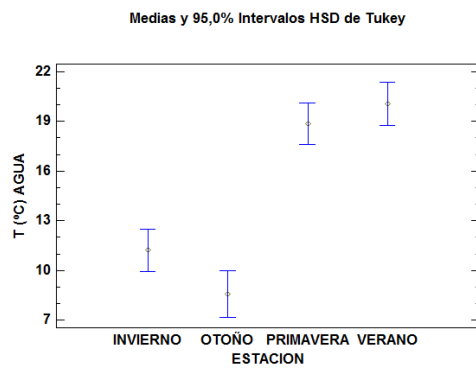
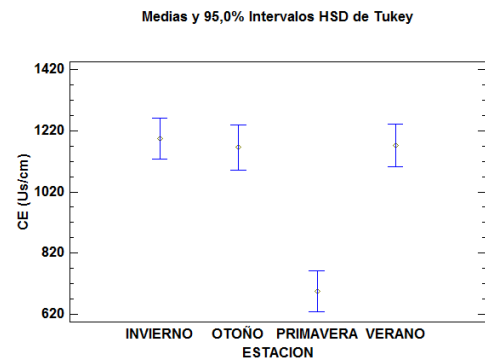
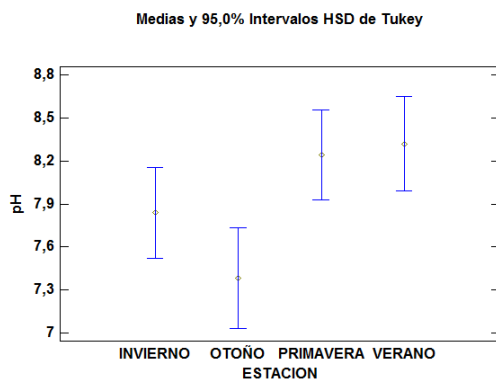
<i>FAMILIA</i>	<i>ESPECIE</i>
Aeglidae	<i>Aegla sp.</i>
Hyalaelidae	<i>Hyallela curvispina</i>
Hydrachnidia	Hydrachnidia
Naididae	<i>Naidinae sp.</i>
Lumbriculidae	Lumbriculidae
Chillinidae	<i>Chillina sp.</i>
Gripopterygidae	<i>Claudioperla tigrina</i>
Baetidae	<i>Americabaetis alphus</i>
	<i>Baetodes pehuenches</i>
	<i>Camelobaetidius huarpe</i>
Leptopphlebiidae	<i>Traverella zonda</i>
	<i>Massartellopsis irrazavali</i>
Leptohyphidae	<i>Leptohyphes eximius</i>
Hydroptilidae	<i>Metrichia neotropicalis</i>
Hydropsychidae	<i>Smicridea (Rhyacophylax) murina</i>
Elmidae	<i>Austrelmis sp.</i>
	<i>Macrelmis sp.</i>
Hydraenidae	<i>Gymnochthebius sp.</i>
Chironomidae	<i>Cricotopus sp.</i>
	<i>Eukiefferiella</i>
	<i>Parametricnemus sp</i>
	<i>Pentaneura sp.</i>
	<i>Polypedilum sp.</i>
	<i>Tanytarsus sp.</i>
Empididae	<i>Empididae</i>
Simuliidae	<i>Gigantodax sp</i>

	<i>Simulium sp.</i>
Tabanidae	<i>Tabanus sp.</i>

8. ANEXO 3

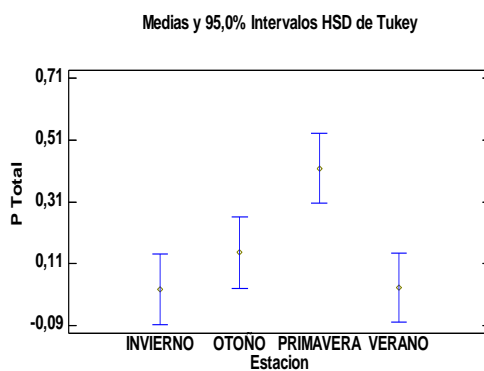
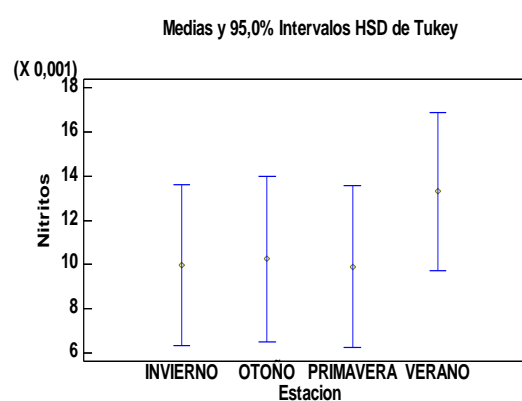
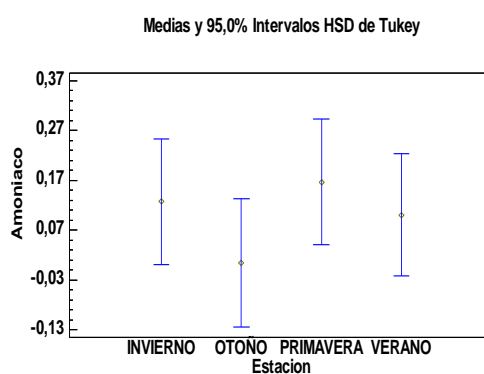
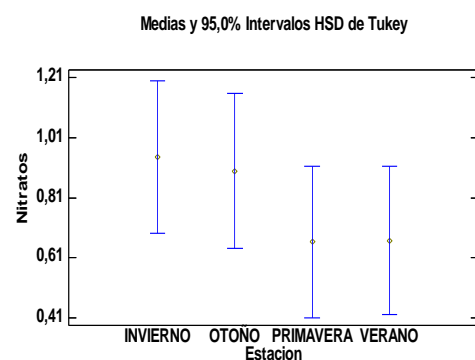
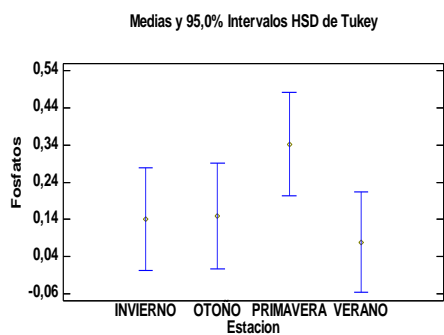
A) Prueba de Tukey para los parámetros medidos *in situ* (pH, CE, transparencia, T° y caudal), en el periodo analizado 2015-2018.

	Invierno	Otoño	Primavera	Verano
pH	ab	b	a	a
CE	a	a	b	a
T	a	a	b	b
Secchi	a	a	b	a
Caudal	a	a	b	a



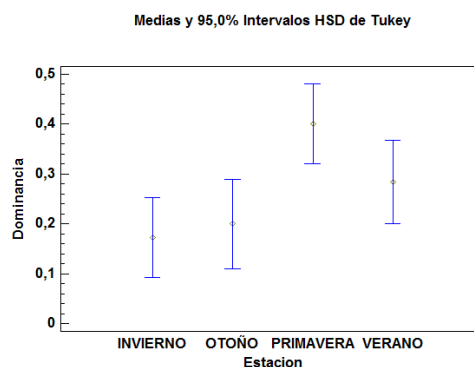
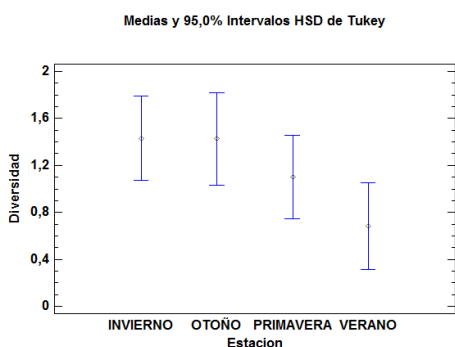
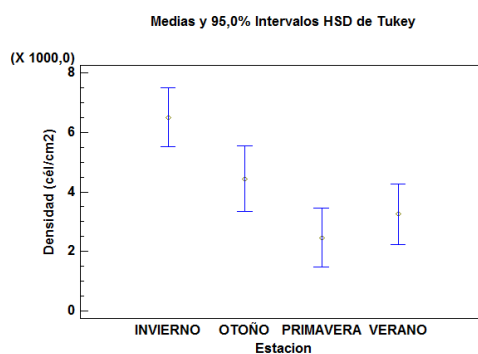
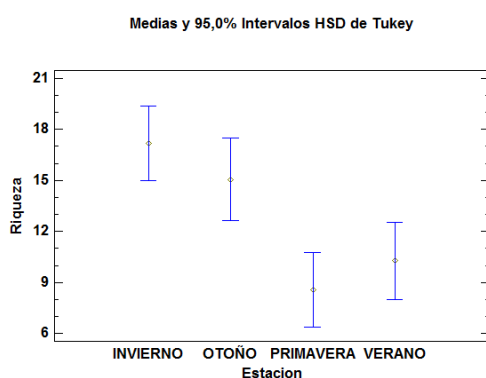
B) Prueba de Tukey para la concentración de nutrientes (fosfatos, P total, nitratos, nitritos y amoniaco) en el periodo analizado 2015-2018.

	Invierno	Otoño	Primavera	Verano
Fosfatos	a	a	a	a
Nitratos	a	a	a	a
Amoniaco	a	a	a	a
Nitritos	a	a	a	a
P total	a	a	b	a



C) Prueba de Tukey para las variables estructurales de la comunidad fitobentónica (riqueza, densidad, diversidad y dominancia) en el periodo analizado 2015-2018.

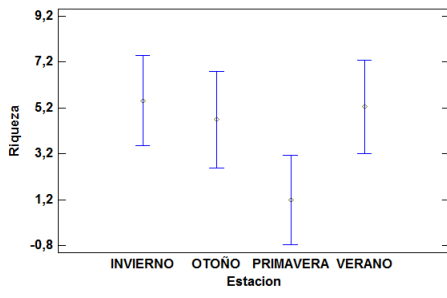
	Invierno	Otoño	Primavera	Verano
Riqueza	a	a	b	ab
Diversidad	a	a	a	a
Dominancia	a	a	ab	b
Densidad	a	ab	ab	b



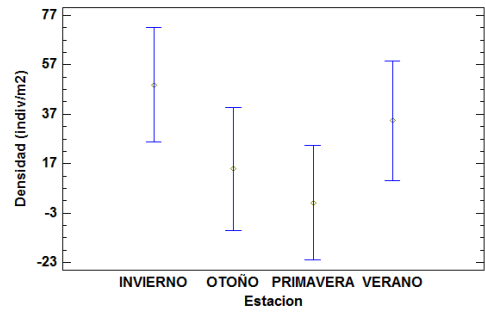
D) Prueba de Tukey para las variables estructurales de la comunidad de macroinvertebrados (riqueza, densidad, diversidad y dominancia) en el periodo analizado 2015-2018.

	Invierno	Otoño	Primavera	Verano
Riqueza	a	ab	b	a
Diversidad	a	a	a	a
Dominancia	a	a	a	a
Densidad	b	ab	a	ab

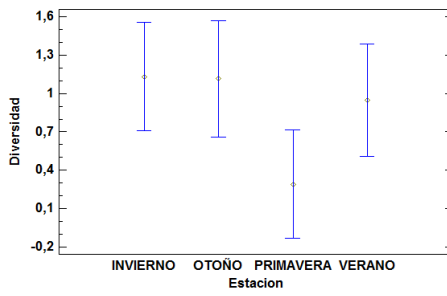
Medias y 95,0% Intervalos HSD de Tukey



Medias y 95,0% Intervalos HSD de Tukey



Medias y 95,0% Intervalos HSD de Tukey



Medias y 95,0% Intervalos HSD de Tukey

