



**ANÁLISIS DE LA MATERIA ORGÁNICA A LO LARGO DE UN RÍO
CONTINUO: CASO DE LA CUENCA RAPEL**

Fernando Andrés Lizana Román

Tesis para optar al Grado de Magíster en Ciencias Ambientales y de la Tierra

Profesor Guía: Morgane Derrien

Universidad de O'Higgins

Instituto de Ciencias Agroalimentarias, Animales y Ambientales (ICA3)

Magister en Ciencias Ambientales y de la Tierra (MCAT)

Ingeniería Ambiental

San Fernando, Chile

2025

Resumen

Este estudio analiza la dinámica de la materia orgánica disuelta (MOD) a escala de cuenca en el sistema fluvial Rapel (Región de O'Higgins), evaluando cómo el gradiente longitudinal, los aportes laterales asociados al uso de suelo y la estacionalidad condicionan su composición, reactividad y transformaciones. El estudio aborda la aplicabilidad del River Continuum Concept (RCC) en la cuenca Rapel con fuerte presión antrópica, bajo la hipótesis de que el RCC es insuficiente para explicar la dinámica de la MOD en la cuenca Rapel debido a la variabilidad de condiciones ambientales y a la exposición a aportes humanos. Se realizaron dos campañas de muestreo en primavera (noviembre de 2024) y verano (febrero de 2025), estudiando las subcuencas de Cachapoal y Tinguiririca, el tramo lacustre del embalse/lago Rapel y la subcuenca Rapel hasta la desembocadura en el océano Pacífico. En cada sitio se midieron variables fisicoquímicas in situ y se caracterizó la MOD mediante carbono orgánico disuelto (COD), absorbancia UV-Vis y fluorescencia por matrices de excitación y emisión (EEM). A partir de las EEM corregidas se calcularon índices ópticos (BIX, YFI y HIX), y se aplicó un análisis PARAFAC para descomponer la fluorescencia en componentes independientes, obteniendo un modelo robusto de cuatro componentes con alta capacidad explicativa. Para sintetizar patrones espaciales y estacionales se emplearon PCA, PCoA (Bray-Curtis) y clasificación HCPC sobre las coordenadas del PCA. Los resultados muestran que la MOD en la cuenca Rapel responde a tres controladores principales: (i) un gradiente longitudinal cabecera-aguas abajo, (ii) aportes laterales asociados al valle agrícola que intensifican cargas y modifican la composición, y (iii) la homogeneización impuesta por el almacenamiento lacustre. En general, la composición de la materia orgánica disuelta (MOD) en la cuenca se estructura mediante la organización productiva del paisaje, la regulación hidráulica y el forzamiento estacional, generando un sistema cuya composición surge del equilibrio dinámico entre transporte, insumos y procesamiento. Esta perspectiva mecanicista es esencial para pasar de la descripción a la predicción de la dinámica de la MOD en cuencas mediterráneas con un alto impacto antrópico.

Palabras clave: materia orgánica disuelta (MOD); carbono orgánico disuelto (COD); fluorescencia; EEM-PARAFAC; índices ópticos; cuenca Rapel; estacionalidad; Modelo del río Continuo.

Abstract

This study analyzes the dynamics of dissolved organic matter (DOM) at the basin scale in the Rapel river system (O'Higgins Region), evaluating how the longitudinal gradient, lateral inputs associated with land use, and seasonality influence its composition, reactivity, and transformations. The study addresses the applicability of the River Continuum Concept (RCC) in the Rapel basin, which is under significant anthropogenic pressure, based on the hypothesis that the RCC is insufficient to explain DOM dynamics in the Rapel basin due to the variability of environmental conditions and exposure to human inputs. Two sampling campaigns were conducted in spring (November 2024) and summer (February 2025), studying the Cachapoal and Tinguiririca sub-basins, the lacustrine section of the Rapel reservoir/lake, and the Rapel sub-basin up to its mouth at the Pacific Ocean. At each site, physicochemical variables were measured in situ, and the soil moisture content (SMC) was characterized using dissolved organic carbon (DOC), UV-Vis absorbance, and excitation-emission matrix (EEM) fluorescence. Optical indices (BIX, YFI, and HIX) were calculated from the corrected EEM data, and a PARAFAC analysis was applied to decompose the fluorescence into independent components, yielding a robust four-component model with high explanatory power. PCA, PCoA (Bray-Curtis), and HCPC classification were used to synthesize spatial and seasonal patterns based on PCA coordinates. The results show that SMC in the Rapel basin responds to three main drivers: (i) a longitudinal headwater-downstream gradient, (ii) lateral inputs associated with the agricultural valley that intensify loads and modify composition, and (iii) homogenization imposed by lake storage. This mechanistic perspective is essential for moving from description toward prediction of DOM dynamics in highly human-impacted Mediterranean catchments. DOM behavior in this highly human-impacted Mediterranean catchment.

Keywords: dissolved organic matter (DOM), dissolved organic carbon (DOC); fluorescence; EEM-PARAFAC; optical indices; Rapel River watershed; seasonality; River Continuum Concept (RCC).

Dedicatoria

“Para esos cuatro retoños, salir adelante y vivir en ataraxia nuestras vidas.”

Esto va para mis padres por haberme dado las oportunidades de poder estudiar lo que me gusta, a mi mama que me entrego tantas herramientas para sobrellevar toda carga y presión, a mi hermana por ser un faro de luz que siempre me alentó, brindarme soporte y consejo junto a Hamed, a mis hermanos Bastián y Felipe por estar siempre pese a todo, mi Güela por ser un amor y a mi Tata que en paz descansa, mi Tsuki e Inca, toda mi preciada familia y amigos que siempre los tengo a mi alrededor y nunca me hacen falta, en tu honor Wataka por todo tu apoyo.

Gracias a su amor incondicional, puedo estar aquí hoy y lograr esto.

Agradecimientos

Quiero expresar mi gratitud y aprecio a mi profesora guía Morgane, ella ha sido un motor toda esta etapa y ha fomentado enormemente mi desarrollo, dándome oportunidades que pocos tienen, estoy profundamente agradecido con ella. De igual manera agradecerles a mi comisión, también a mis profesores; Gabriel Arriagada, profesor Jorge Medina, profesor Santiago Tassara, así como al profesor Humberto Aponte, profesor Eduardo Tamayo, que me han acompañado a lo largo de este proceso mostrando su apoyo y consideración, se han vuelto pilares en mi educación.

También agradezco a Mario y Zoé por haber sido geniales el último año en laboratorio, así como también en terreno. Su ayuda fue vital para lograr desarrollar este estudio siempre con buena disposición y un compañerismo a destacar.

A mis amigos Marco, Vicho, Mato, René, que siempre estuvieron a un paso de distancia, a todo mi grupo de media, los que conocí en pandemia y a los que conocí a lo largo de mi camino.

Agradezco a mis compañeras de carrera Arlet, Viviana, Renata, Yarela, María Ignacia, Ana Paula, Ignacia, Dennise, Julissa y Paz que hicieron cada día disfrutable, gracias a ellas estos 6 años fueron divertidos y llenos de risas. Y finalmente a mis compañeros de magister Camila y Nicolas por echarnos una mano cada vez que nos vimos complicados y ser tan geniales.

Tabla de Contenidos

Introducción.....	9
La Materia Orgánica.....	9
El Concepto del Río Continuo.....	14
Hipótesis.....	18
Objetivo.....	18
Metodología.....	19
Área de estudio: la Cuenca Rapel.....	19
Subcuenca Cachapoal.....	21
Subcuenca Tinguiririca.....	22
Embalse Rapel y Desembocadura.....	22
Muestreo.....	23
Carbono Orgánico Disuelto.....	25
Absorbancia.....	25
Fluorescencia.....	25
PARAFAC.....	26
Análisis estadístico.....	26
Resultados.....	28
Parámetros fisicoquímicos.....	28
Carbono orgánico disuelto e Índices de Fluorescencia.....	33
PARAFAC.....	37
Análisis multivariado de la composición de la MO.....	44
Discusión.....	49
Dinámica de la materia orgánica en sistemas fluviales.....	49
Impactos de las intervenciones antrópicas en la composición de la materia orgánica.....	51
Reconfiguración antrópica del continuo fluvial y evaluación de la hipótesis.....	55
Conclusión.....	58
Bibliografía.....	59
Apéndice.....	71

Lista de figuras

Figura 1.- Esquema del Microbial Loop de Richards, 2021.....	12
Figura 2.- Cuenca del río Rapel (Realizado por Mario Flores Pino).....	19
Figura 3.- Mapa de uso de suelo de la cuenca del río Rapel (realizado por Mario Flores Pino).....	20
Figura 4.- Subcuencas de la cuenca del río Rapel (Realizado por Mario Flores Pino)	21
Figura 5.- Cuenca del río Rapel con puntos de muestreo (Realizado por Mario Flores Pino)	23
Figura 6.- Mapas coloreados de los parámetros fisicoquímicos pH (a, b), conductividad (c, d) y TDS (e, f) en noviembre 2024 y febrero 2025 de la cuenca Rapel.	29
Figura 8.- Mapas coloreados del carbono orgánico disuelto (COD) en la cuenca Rapel noviembre 2024 (a) y febrero 2025 (b).....	33
Figura 9.- Mapas coloreados del índice óptico YFI noviembre 2024 (a) y YFI febrero 2025 (b) de la cuenca Rapel.....	34
Figura 10.- Mapas coloreados del índice óptico HIX noviembre 2024 (a) y YFI febrero 2025 (b) de la cuenca Rapel.....	34
Figura 11.- Matrices de excitación y emisión de los cuatro componentes.	38
Figura 12.- Distribución en porcentaje de componentes PARAFAC de sitios muestreados del río principal (a) y los afluentes (b) de la subcuenca de Cachapoal. La semi torta superior representa la temporada noviembre 2024 y la inferior febrero 2025.....	39
Figura 13.- Distribución en porcentaje de componentes PARAFAC de sitios muestreados del río principal (a) y los afluentes (b) de la subcuenca Tinguiririca. La semi torta superior representa la temporada noviembre 2024 y la inferior febrero 2025.....	41
Figura 14.- Distribución en porcentaje de componentes PARAFAC de sitios muestreados de la subcuenca del río Rapel. La semi torta superior representa la temporada noviembre 2024 y la inferior febrero 2025.....	42
Figura 15.- Análisis de Componentes principales (PCA) biplot mostrando las variables normalizadas y distribución de sitios muestreados en noviembre 2024 y febrero 2025. Los puntos están coloreados según el uso de suelo adyacente al sitio y su figura según la subcuenca.....	45
Figura 16.- Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) basado en distancias de Bray-Curtis calculadas sobre los componentes PARAFAC normalizados (MOD 0-1). Los puntos representan los sitios muestreados en noviembre 2024 y febrero 2025, coloreados según la subcuenca.....	46
Figura 17.- Dendograma de grupos de muestras asociado al cluster plot. La altura entre cada sitio y grupo es dada por su diferencia.	47
Figura 18.- Cluster plot de análisis de Componentes Principales (PCA) aplicado al biplot de variables propias y sitios distribuidos. Los polígonos representan los grupos identificados mediante análisis de clustering jerárquico (HCPC), delineando la extensión.	48

Lista de Tablas

Tabla 1.- Código para sitios de muestro y coordenadas	24
Tabla 2.- Variación de los parámetros físico-químicos en la subcuenca Cachapoal durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).	30
Tabla 3.- Variación de los parámetros físico-químicos en la subcuenca Tinguiririca durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).....	31
Tabla 4.- Variación de los parámetros físico-químicos en la subcuenca Rapel durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).	32
Tabla 5.-Variación de la concentración de COD e índices ópticos de la MOD en la subcuenca Cachapoal durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).	35
Tabla 6.-Variación de la concentración de COD e índices ópticos de la MOD en la subcuenca Tinguiririca durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).	36
Tabla 7.-Variación de la concentración de COD e índices ópticos de la MOD en la subcuenca Rapel durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).	36
Tabla 8.- Variación de Componentes PARAFAC en unidades raman (C1-C4) en la subcuenca Cachapoal durante S1 y S2: media \pm DE (mín-máx).....	43
Tabla 9.- Variación de Componentes PARAFAC en unidades raman (C1-C4) en la subcuenca Tinguiririca durante S1 y S2: media \pm DE (mín-máx).....	43
Tabla 10.- Variación de Componentes PARAFAC en unidades raman (C1-C4) en la subcuenca Rapel durante S1 y S2: media \pm DE (mín-máx).....	44

Índice de abreviaturas y siglas

- a254**: Absorbancia (o coeficiente de absorción) a 254 nm (proxy de aromaticidad/CDOM).
- BIX**: Biological Index (Índice biológico; señal de DOM autóctona reciente).
- C1-C4**: Componentes del modelo **PARAFAC** (componentes fluorescentes).
- CIREN**: Centro de Información de Recursos Naturales (Chile).
- CMOD**: Materia orgánica disuelta cromofórica (equivalente a CDOM).
- COD**: Carbono orgánico disuelto (uso en español; equivalente a **DOC**).
- CONAF**: Corporación Nacional Forestal (Chile).
- CONAMA**: Comisión Nacional del Medio Ambiente (Chile).
- DGA**: Dirección General de Aguas (Chile).
- EEM / EEMs**: Excitation-Emission Matrix/Matrices (matriz/matrices de excitación-emisión).
- FI**: Fluorescence Index (Índice de fluorescencia).
- FPOM**: Fine Particulate Organic Matter (materia orgánica particulada fina).
- HCPC**: Hierarchical Clustering on Principal Components (clustering jerárquico sobre componentes principales).
- HCl**: Ácido clorhídrico.
- HIX**: Humification Index (Índice de humificación).
- MO**: Materia orgánica.
- MOD**: Materia orgánica disuelta.
- MODC**: Materia orgánica disuelta cromofórica (equivalente a CDOM).
- ODEPA**: Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (Chile).
- PARAFAC**: Parallel Factor Analysis (análisis factorial paralelo).
- PCA**: Principal Component Analysis (análisis de componentes principales).
- PCoA**: Principal Coordinates Analysis (análisis de coordenadas principales).
- PC1 / PC2**: Primer/segundo eje del PCA (componente principal 1 y 2).
- PSU**: Practical Salinity Unit (unidad práctica de salinidad).
- RCC**: River Continuum Concept (Concepto del Río Continuo).
- SNIA**: Sistema Nacional de Información del Agua (DGA-SNIA).
- SUVA254**: Specific UV Absorbance index at 254 nm (índice absorbancia UV específica a 254 nm).
- TDS**: Total Dissolved Solids (sólidos disueltos totales).
- UV-Vis**: Espectroscopía ultravioleta-visible.
- YFI**: Índice Y de fluorescencia (proxy de fuente/calidad de DOM según tu metodología).

Introducción

Uno de los motores esenciales de la vida en la Tierra proviene del carbono y su ciclo que interconecta la atmósfera, la biosfera y la hidrosfera a través de las aguas continentales y a través de procesos hidrológicos y biogeoquímicos (Massicotte et al., 2017). Este carbono se puede encontrar de dos maneras: inorgánica y orgánica. La fracción inorgánica se presenta principalmente como carbono inorgánico disuelto (CO_2 , bicarbonato y carbonatos) y también en minerales carbonatados (calcita, dolomita, magnesita), siendo liberado a través de la meteorización, así como también en los sistemas acuáticos y en la atmósfera. Por otra parte, la orgánica es producto de la descomposición de organismos vegetales como plantas y árboles, así como también de seres vivos (Nelson & Sommers, 1996).

La movilización de este carbono, tanto orgánico como inorgánico, es clave para su ciclo porque la movilización regula los flujos entre reservorios, los tiempos de residencia y las vías de transformación del carbono y ocurre de manera fundamental en las cuencas hidrográficas a través del ciclo del agua. Este transporte ocurre a través del agua de lluvia, su infiltración en los suelos, el flujo subterráneo y superficial, así como también la interacción con la atmósfera y la hidrosfera a través del intercambio de CO_2 . Este flujo de agua crucial para el ciclo del carbono es sensible a alteraciones en escalas locales a globales; a nivel local, la deforestación y la eutrofización afectan la disponibilidad y transformación del carbono en los ecosistemas acuáticos. A escala global, el cambio climático intensifica estos procesos mediante el deshielo del permafrost, alteraciones en los regímenes de lluvia y la mayor frecuencia de eventos extremos, ampliando la movilización de carbono antiguo hacia el sistema acuático y su emisión como CO_2 y CH_4 a la atmósfera. Estas alteraciones, impulsadas por actividades humanas, impactan la estabilidad del ciclo del carbono (Ward et al., 2017).

La Materia Orgánica

En el ciclo de carbono, la materia orgánica (MO) representa el mayor reservorio reactivo de carbono reducido en nuestro planeta almacenados en el suelo, sedimentos y el océano (Bianchi, 2011; Derrien et al., 2019). Las aguas continentales (ríos, arroyos, lagos, humedales y aguas subterráneas) funcionan como biorreactores dinámicos donde la MO es transportada, transformada y, en muchos casos, mineralizada.

La MO es definida como una mezcla compleja de partículas y moléculas (Derrien et al., 2019; Baldock et al., 2004) y dentro de ella podemos encontrar 2 fracciones en función del tamaño de poro del filtro usado en el estudio operativo: la materia orgánica disuelta (MOD) comprende la fracción menor a 0.22 μm y la materia orgánica particulada (MOP). También, se utilizan filtros de 0.45 o 0.7 μm como umbral operativo para separar ambas fracciones (Leenheer & Croué, 2003). El intercambio entre las formas disuelta y particulada se produce de manera continua a través de procesos de agregación y desagregación de partículas, adsorción y desorción, disolución y precipitación (Derrien et al., 2019; Kharbush et al., 2020).

La MO es de diversas fuentes: terrestre, acuática, atmosférica o antrópica. La MO terrestre natural se origina principalmente de la descomposición de restos vegetales (por ejemplo, plantas, hojas, raíces y troncos) y de desechos y restos de animales terrestres. Es influenciada por la fauna de suelo, exudados de raíces, microorganismos, que cuenta con MO lábil y materia de estabilidad relativa (Lal, 2016) y es importante debido a que actúa como sumidero terrestre de carbono y aporta el crecimiento de plantas en suelo (Sparling et al., 2006). Las plantas fijan carbono atmosférico mediante fotosíntesis, exudando moléculas al suelo que favorecen la actividad microbiana, la cual libera nutrientes y devuelve carbono orgánico a las plantas y microorganismos (Bonkowski, 2004). Para el sistema terrestre los animales mayores también desempeñan un papel clave en el ciclo del carbono y la dinámica de la MO, sus excreciones y restos contribuyen a la materia orgánica particulada y disuelta en suelos, sirviendo como fuente de nutrientes para microorganismos y facilitando su descomposición y reciclaje en el ambiente. A través de la respiración, consumen carbono orgánico y lo transforman en CO_2 , que es liberado a la atmósfera o disuelto en el agua. Esta MO terrestre aporta a la MO acuática usando los mecanismo de ingreso naturales e inducidos por el hombre (escorrentías superficiales, erosión, descarga directas antrópicas y deposición atmosférica) (Tranvik et al., 2018; Garcia, 2019). Los sistemas acuáticos actúan como receptores (así como productores) pasivos de carbono terrestre por esto, sino que también lo transforman y liberan en forma de CO_2 y CH_4 a la atmósfera o lo almacenan en sedimentos a largo plazo (Tranvik et al., 2018).

La materia orgánica en ecosistemas acuáticos proviene de dos grandes fuentes: los aportes alóctonos, que ingresan desde el entorno terrestre (como hojarasca, suelo y restos vegetales), y la producción autóctona, generada internamente por organismos fotosintéticos como algas, fitoplancton y macrófitas. Esta producción primaria transforma el carbono inorgánico (CO_2) en

materia orgánica mediante la fotosíntesis, lo que constituye la base del flujo energético en el ecosistema.

La abundancia y composición de la materia orgánica influyen en la disponibilidad de carbono, la turbidez del agua y la cantidad de luz que alcanza la columna de agua, lo que afecta la tasa de producción primaria. Además, esta materia puede ser transportada, transformada o retenida a lo largo del sistema, participando activamente en el ciclo del carbono, al ser fuente de energía para múltiples organismos y procesos ecosistémicos (Ward et al., 2017). Los organismos heterótrofos, como el zooplancton, peces e invertebrados, consumen esta materia y liberan materia orgánica disuelta mediante sus procesos metabólicos (producción secundaria). Además, los descomponedores, como bacterias y microorganismos, mineralizan la materia orgánica en compuestos inorgánicos, permitiendo su reutilización (Fenchel, 2008).

La materia orgánica, producto de estos procesos, no es homogénea e incluye desde compuestos simples de bajo peso molecular hasta mezclas complejas como coloides, compuestos aromáticos y estructuras de alta heterogeneidad química (Nebbioso & Piccolo, 2013). Esta diversidad estructural determina en gran medida su reactividad, biodisponibilidad, por lo cual los procesos de consumo, producción y reconsumo de la MO influyen en el ciclo de carbono (Artifon et al., 2019) en el marco del “loop microbiano” donde bacterias y otros microheterótrofos asimilan y remineralizan MOD autóctona y alóctona, convirtiéndola en CO₂ y biomasa microbiana que luego es reutilizada por protistas/zooplancton, cerrando una ruta rápida de reciclaje de carbono y energía en el cuerpo de agua (Fig. 1).

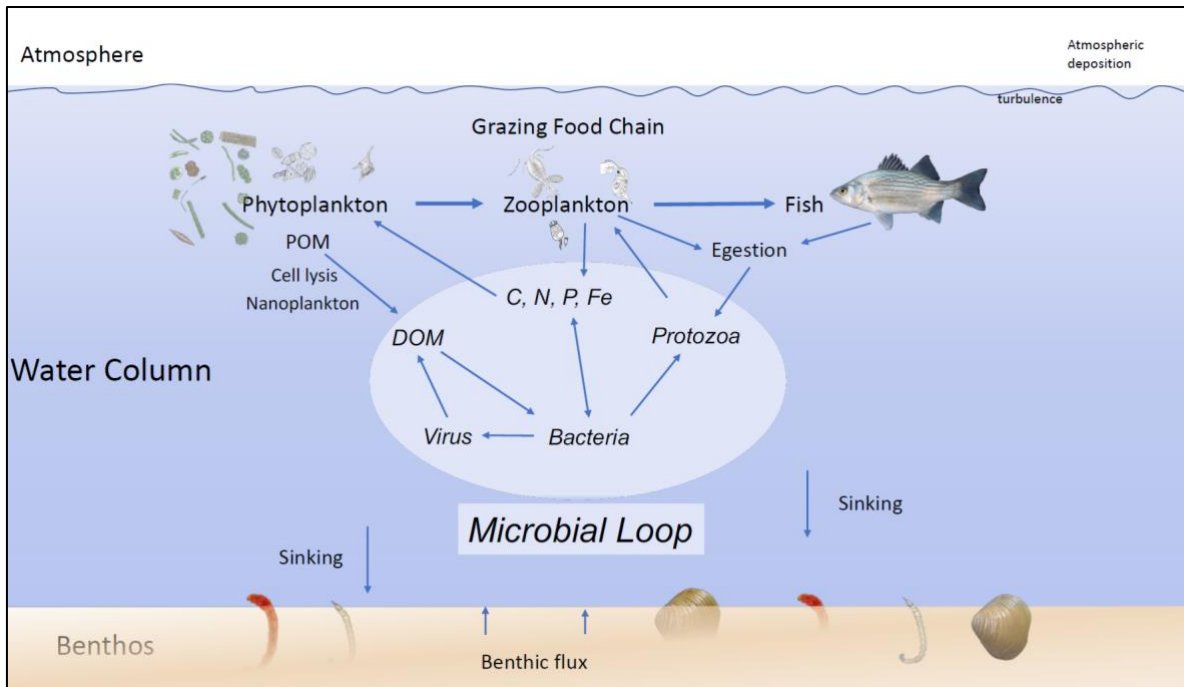


Figura 1.- Esquema del Microbial Loop de Richards, 2021.

La MO atmosférica es una mezcla compleja de partículas y moléculas orgánicas que se encuentran suspendidas en el aire, como en aerosoles. Estos pueden ser primarios, emitidos directamente por fuentes como el polen, el polvo vegetal o la quema de biomasa, o secundarios, formados por la formación por reacción química de compuestos orgánicos volátiles (COVs) de vegetación e industria (Duarte & Duarte, 1996). Recientemente ha sido objeto de discusión la presencia de MO particulada en altas montañas siendo transportadas por la advección local y los flujos de masas de aire (Jaén et al., 2023), con gran porcentaje de fuentes antrópicas proveniente de emisiones de gases (Ou-Yang et al., 2024).

Estudios sobre los efectos antropogénicos en los ciclos naturales actualmente han adquirido mayor importancia por la constante presión a la cual se someten los distintos ecosistemas como bosques, campos, ríos, lagos, etc. (Foley et al., 2005) y la implicancia que tienen a distintas escalas temporales y espaciales. En este marco, la materia orgánica antrópica corresponde a la fracción de materia orgánica introducida en el ambiente por actividades humanas, incluyendo descargas industriales, residuos urbanos, emisiones atmosféricas y aguas residuales. Los cambios en los regímenes fluviales pueden afectar la variación en cantidad y calidad de la MO, tal como se dan en los cambios estacionales, alterando dinámicas de escorrentía, erosión y la capacidad de intercambio a aguas subterráneas, así como también cambios en la vegetación

presente. Por otra parte, la diversidad de paisajes, marcan una configuración distinta para la MO según los parámetros fisicoquímicos que pueden contemplar los distintos múltiples climas.

El estudio de la materia orgánica disuelta (MOD) es fundamental por su rol en el ciclo del carbono y en la regulación de los procesos biogeoquímicos de los ecosistemas acuáticos. Esta fracción representa una fuente clave de carbono y energía para los microorganismos, además de reflejar la influencia de factores naturales y antrópicos sobre la calidad del agua y la dinámica del carbono. Además, su análisis permite evaluar el grado de alteración ambiental y la conectividad entre los sistemas terrestres y acuáticos.

Para ello, se utilizan metodologías como la espectroscopia, tales como la absorbancia y fluorescencia de la MO. La absorbancia, por su parte, se basa en la capacidad de la materia orgánica disuelta para absorber luz en determinadas longitudes de onda del espectro ultravioleta-visible (UV-Vis) conocida como materia orgánica disuelta cromofórica (MODC). A partir de los espectros de absorbancia es posible estimar características ópticas como la aromaticidad, el peso molecular relativo y el grado de humificación de la MO. Indicadores como el índice de absorción específica a 254 nanómetros (SUVA a 254 nm) o las pendientes espectrales en los rangos de 275-295 nm ($S_{(275-295)}$) permiten evaluar el origen de la MOD y detectar cambios a lo largo del continuo fluvial (Weishaar et al., 2003; Helms et al., 2008). Por otra parte, la fluorescencia es un fenómeno de la materia orgánica disuelta fluorescente (MODF) que ocurre cuando una molécula absorbe energía, lo que provoca que un electrón se excite a un nivel de energía superior. Al regresar el electrón a su estado fundamental original, la energía se libera en forma de luz, o fluorescencia. Las longitudes de onda de excitación y emisión a las que se produce la fluorescencia son características de estructuras moleculares específicas, con grupos de propiedades similares a proteínas, hidrofóbicas, aromáticas y el rango amplio de sustancias húmicas (Fellman et al., 2010). De la longitud de onda y su coeficiente de absorción se pueden obtener distintas caracterizaciones sobre su origen, estructura, aromaticidad, peso molecular, etc. Las sustancias orgánicas que absorben (cromóforos) y reemiten luz se conocen como fluoróforos, entre los cuales se encuentran compuestos como el triptófano, la tirosina y los ácidos húmicos (Coble, 1996). Varios índices cuantifican las diferencias en las propiedades de fluorescencia de la MOD (Derrien et al., 2017) como el índice de fluorescencia (FI) (McKnight et al., 2001), el índice de humificación (HIX) (Zsolnay, 1999; Ohno, 2002), el índice de fluorescencia Y (YFI) (Heo et al., 2015), y el índice biológico (BIX) (Huguet et al., 2009). El FI proporciona información sobre la fuente

(microbiana o material vegetal terrestre) o el grado de degradación de la MOD, ya que refleja la contribución relativa de la MOD aromática frente a la no aromática. Los valores cercanos a 1.55 indican un origen microbiano y valores de 1.21 corresponden a fuentes terrestre. El índice HIX indica el grado de humificación, teniendo altos valores cercanos a 16 asociados a origen terrígeno y <4 a fuentes biológicas o bacterianas (Zsolnay et al., 1999), el índice YFI interpreta valores bajos (<0.5) de fracciones húmicas, mientras que valores altos reflejan señal proteica/autóctona mientras que BIX, distingue entre fuentes autóctonas (>1) y alóctonas (0.6-0.7) (Huguet et al., 2009).

El Concepto del Río Continuo

Hace tres décadas se propuso un modelo conceptual en ecología llamado River Continuum Concept (RCC) (Vannote et al., 1980) que describe la relevancia de las variables físicas (ancho, profundidad, pendiente, disponibilidad de luz, etc.) dentro de un sistema fluvial presentando un gradiente continuo de estas condiciones físicas. Esto provoca una interdependencia en las poblaciones que lo componen, lo que resulta en un continuo de ajustes bióticos y patrones consistentes de carga, transporte, utilización y almacenamiento de materia orgánica a lo largo del río. Este gradiente da lugar a una sucesión de micro-ecosistemas con alta variabilidad en biodiversidad, donde la estructura funcional de las comunidades biológicas responde a condiciones locales como la disponibilidad de luz, el tipo de sustrato y el aporte de materia orgánica (Vannote et al., 1980; Doretto et al., 2020). En este marco, se predice una distribución funcional de los organismos a lo largo del río: los trituradores (shredders) dominan en las cabeceras al descomponer materia orgánica gruesa como hojas o restos vegetales, los raspadores (scrapers) se alimentan de perifiton (biofilm formado por algas, cianobacterias, hongos y bacterias) en tramos medios. Recolectores (collector-gatherers) y recolectores-filtradores (collector-filterers) procesan materia orgánica particulada fina (FPOM), y los depredadores (predators) están presentes en todos los tramos alimentándose de otros invertebrados. El modelo no solo es clave para comprender la dinámica del carbono y las interconexiones ecotróficas, sino que también es una útil herramienta para el estudio de la materia orgánica acuática, ya que permite analizar su origen, transformación y destino en función de los cambios físicos y biológicos dentro del sistema fluvial.

Según el RCC, los ríos se clasifican en diferentes órdenes, desde el primer orden (los arroyos más pequeños en las zonas de cabecera) hasta órdenes superiores a medida que se unen y

aumentan de tamaño. La diversidad de la composición de MOD es mayor en los primeros órdenes y disminuye aproximadamente el doble en arroyos de segundo orden y el triple en arroyos de quinto orden, estos ordenes siguen este cambio levemente, hasta llegar a ordenes de río mayores donde la actividad microbiana heterótrofa elimina los compuestos lábiles aguas abajo (Vannote et al., 1980; Mosher et al., 2015). En una cuenca, la zona de cabecera se caracteriza por una alta mineralización producto de la meteorización de rocas y menas, con cursos de agua estrechos. A medida que el río avanza hacia su tramo medio, los valles se ensanchan y los cauces se vuelven menos pronunciados, convirtiéndose en un área de transporte donde confluyen factores naturales y antrópicos, haciéndola altamente susceptible a las actividades humanas. La combinación de flujo laminar y turbio, junto con la mayor anchura del cauce, facilita el transporte de sedimentos y nutrientes, pero esta dinámica natural se ve intensificada por actividades humanas como descargas y alteraciones del uso de suelo adyacente. Con la sucesión longitudinal, los compuestos lábiles son selectivamente removidos a través de varias vías biogeoquímicas, y las fuentes de MOD cambian principalmente a una firma alóctona. Finalmente, el tramo bajo o desembocadura de los ríos, es una zona de transición única donde el agua dulce se mezcla con el agua salada del mar. Esta interacción crea un entorno dinámico, caracterizado por un gradiente salino, alta sedimentación y una biodiversidad distinta, donde se encuentra un alto grado de materia orgánica proveniente de las fuentes terrestres conectadas por el transporte y red fluvial (Creed et al., 2015; Vannote et al., 1980).

A pesar de ser un modelo precursor y una herramienta usada en la predicción de las dinámicas de la MOD en sistemas fluviales, ha estado en discusión su efectividad para estudios actuales debido a la aparición de metodologías más precisas y sus propias limitaciones. Estudios tales como el de Roebuck et al., (2020), plantea el control del uso de suelo como una aproximación adecuada para la predicción de la MOD, ya que identifica de manera más efectiva la influencia de las actividades antropogénicas en las cabeceras de las cuencas, alterando la MOD de origen autóctona y/o asociada a producción microbiana. Además, recalca que, en sistemas fuertemente impactados por actividades humanas, como cuencas con alto grado de urbanización/uso agrícola, la capacidad del RCC para predecir la composición de la MOD se ve significativamente limitada. A través de un análisis multivariado, muestran que el uso de suelo explica un 45-52% de la variabilidad espacial en la composición de la MOD a través del rastreo de fuentes, en comparación con apenas un 7-8% explicada por el gradiente de orden del río propuesto en el RCC. Esta evidencia refuerza la necesidad de adaptar el RCC incorporando

variables relacionadas al uso de suelo para comprender mejor el destino y la calidad de la MOD exportada desde sistemas fluviales hacia zonas costeras. Siguiendo esta línea, revisiones sobre el RCC como la de Creed et al. (2015) han propuesto el concepto del "río como un quimiostato", el cual enfatiza la tendencia de los ríos a la homogeneización de la MOD a lo largo del gradiente fluvial, atribuyéndolo a la transición desde una dominancia de procesos hidrológicos en cabeceras hacia una regulación bioquímica en tramos inferiores, predominando pérdidas de MOD aromática y la ganancia de compuestos alifáticos (compuestos orgánicos de cadena abierta). La aproximación del quimiostato propone que, a pesar de las variaciones en los aportes de MOD, los ríos tienden a alcanzar un equilibrio en el cual los procesos de producción, transformación y eliminación de materia orgánica compensan las fluctuaciones en la concentración y composición del carbono orgánico disuelto. Otro concepto similar, es el de "Pulse-Shunt" (Raymond et al., 2016) que añade una dimensión temporal, destacando el papel de las condiciones hidrológicas en la regulación del procesamiento de la MOD en las redes fluviales (Casas-Ruiz et al., 2020). A través de eventos de descarga extrema, como tormentas o deshielos, grandes cantidades y de diversidad de MOD son transportadas rápidamente desde los suelos a los ríos (pulse) y exportadas de manera conservativa hacia los sistemas costeros debido a la alta velocidad del agua y tiempos de residencia reducidos (shunt). En contraste, cuando la descarga es baja o moderada, el carbono orgánico disuelto permanece más tiempo en la red fluvial, lo que favorece su procesamiento antes de llegar al océano. Otro concepto que también aborda las dinámicas fluviales de la MOD es el "Bending DOM" propuesto por Casas-Ruiz et al., (2020). Este concepto plantea que, durante eventos normales sin lluvias, el MOD exhibe un patrón en forma de campana, alcanzando su máximo de diversidad en ríos de tamaño medio, siguiendo esta misma tendencia el carbono orgánico disuelto. Sin embargo, en condiciones de tormenta, este patrón se homogeniza debido a flujos rápidos y la entrada de materiales orgánicos del entorno terrestre.

El RCC ha guiado el estudio de ríos desde su publicación, siendo clave en la ecología fluvial, permitiendo avances teóricos y prácticos (Doretto et al., 2020). Sin embargo, se han planteado preguntas sobre su aplicabilidad, ya que este no captura completamente la complejidad espacial. Tampoco considera las interrupciones naturales ni los impactos humanos, por lo que necesita de marcos metodológicos más integradores tales como los mencionados anteriormente para comprender la diversidad de los ecosistemas fluviales. Frente a esto se plantea si el RCC es un concepto acertado con el estudio de grandes cuencas, y al no-consenso sobre la dinámica de la MO a lo largo de un río continuo: ¿Cuál es la relevancia del RCC para diferentes tipos de

ríos y biomas, y qué limitaciones tiene en su aplicabilidad global? ¿Se describen apropiadamente las comunidades biológicas con las variaciones espacio-temporales de cuencas dendríticas en el RCC? ¿Cómo pueden incorporarse las discontinuidades naturales en el modelo del RCC? Aún quedan por entender la implicancia total de la MO, por ende, el carbono en nuestros sistemas (Ward et al., 2017) y la afectación que puede tener desde escala local a escala global, pudiendo tener una repercusión. Es por eso por lo que el estudio de la dinámica y como esta se distribuye es importante para comprender los procesos que involucran la MO.

Para contestar a esta pregunta, se propone realizar un estudio a la escala de cuenca, utilizando el sistema de la cuenca Rapel como un laboratorio natural en Chile. El mundo está siendo impactado fuertemente por el cambio climático y países de climas mediterráneos, como en Chile Central, son especialmente vulnerables a estos efectos. Los ecosistemas semiáridos chilenos albergan una alta densidad poblacional y dependen fuertemente de la disponibilidad hídrica para su productividad (Sánchez Martínez & Carvacho Bart, 2013). Adicionalmente, el estudio de la materia orgánica acuática en Chile ha sido abordado en diversos ecosistemas, incluyendo fiordos, lagos y ríos, evidenciando la influencia de factores climáticos y antrópicos en su composición y distribución (González et al., 2019; Mahamat Ahmat et al., 2016; Rain-Franco et al., 2019; Sepúlveda et al., 2011; Silva et al., 2011). Sin embargo, los estudios a escala de cuenca hidrográficas tipo la cuenca dendrítica Rapel que presenta un caso particular en donde la producción autóctona y el impacto humano juegan un rol clave en la dinámica de la materia orgánica no existen (Martínez et al., 2003).

Este trabajo no solo contribuirá a responder preguntas clave sobre su aplicabilidad en cuencas a gran escala, sino que también proporcionará información valiosa para la comunidad científica, permitiendo un mayor entendimiento de los procesos hidro- y biogeoquímicos, la materia orgánica y el ciclo de carbono.

Hipótesis

Las intervenciones antrópicas en la cuenca del río Rapel reconfiguran la dinámica espacial y temporal de la materia orgánica disuelta, transformando el continuo fluvial en un sistema con alteraciones que desafían los patrones clásicos del concepto del río continuo.

Objetivo

El objetivo general de este estudio es analizar la dinámica de la MOD en la cuenca Rapel, evaluando su composición, distribución y transformaciones biogeoquímicas a lo largo del río continuo para identificar los procesos a los que se someten. Los objetivos específicos para lograr esto son:

1. Determinar las propiedades fisicoquímicas y ópticas de la materia orgánica en diferentes tramos de la Cuenca Rapel, considerando variaciones espaciales.
2. Caracterizar la composición y fuente de la materia orgánica de manera estacional sujeta a lo largo del río continuo de la cuenca Rapel desde su tramo alto hasta la desembocadura y los aportes que puede tener.
3. Contrastar los patrones observados de la materia orgánica disuelta en la Cuenca Rapel con las predicciones conceptuales del Concepto del Río Continuo.

Metodología

Área de estudio: la Cuenca Rapel

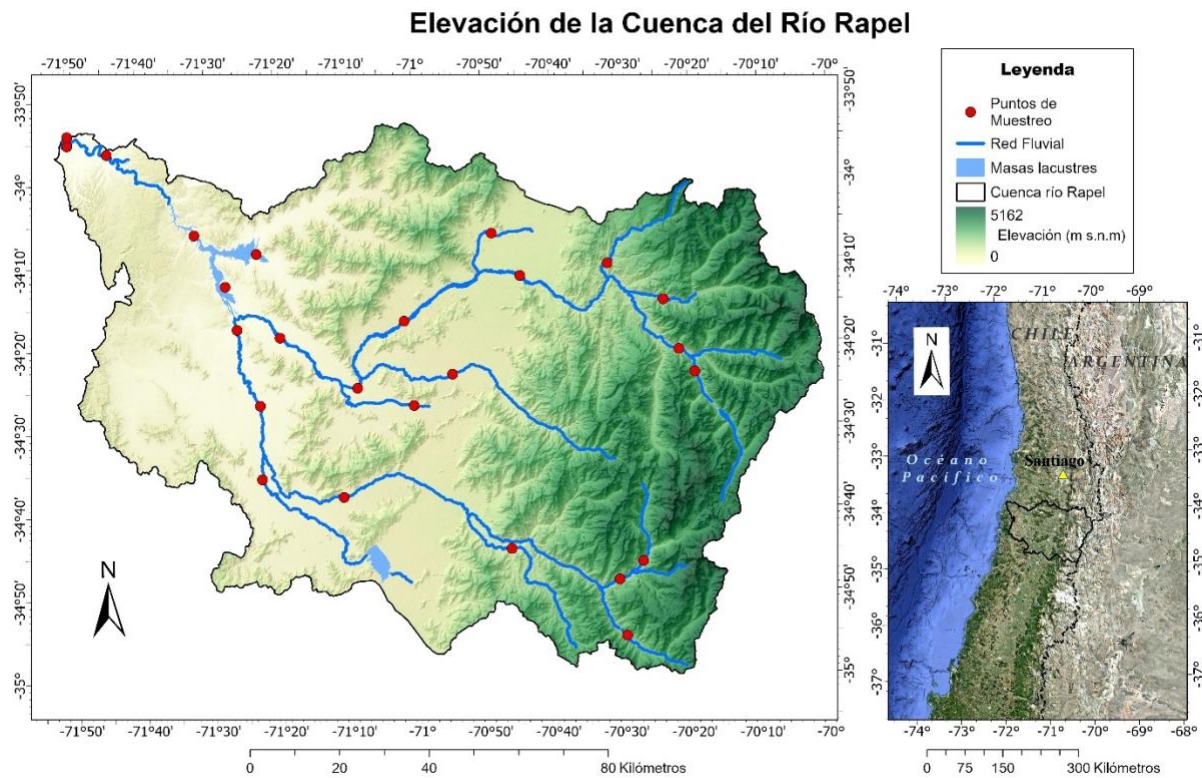


Figura 2.- Cuenca del río Rapel (Realizado por Mario Flores Pino)

La cuenca Rapel origina desde la Cordillera de los Andes y se encuentra a 34° y 35° de latitud sur y entre los 70° y 72° de longitud oeste, cuenta con 13.662 km² de superficie y está conformada por las subcuencas del Río Cachapoal, Río Tinguiririca, confluyendo en Rapel, cada uno con su correspondiente subcuenca, junto a el embalse Rapel y desembocadura oeste (Fig. 2). La zona baja de la cuenca queda comprendida entre la desembocadura de los ríos Cachapoal y Tinguiririca en el Embalse Rapel y su desembocadura en Navidad. Presenta un régimen hidrológico de alimentación mixta, o nivo-pluvial (Plan de Recursos Hídricos, 2020). En las zonas alta y media predomina un régimen nival, con un notable incremento de caudal durante la primavera debido al deshielo en las áreas cordilleranas. Finalmente, en la zona baja, el río presenta un régimen pluvial, con crecidas causadas por las precipitaciones. Su recorrido concluye al desembocar en el mar, en la bahía de Navidad, a través de un único cauce de aproximadamente 60 metros de ancho.

Actualmente, con un déficit acumulado de precipitaciones a septiembre 2019 en la Región O'Higgins, el cual llega a un déficit de 77%. La Región ha experimentado una disminución significativa en sus caudales superficiales, con una reducción del 72% en el río Cachapoal, del 59% en el río Tinguiririca y 68% en embalse Rapel actualmente (Dirección General de Aguas, 2024). Estos dos cursos fluviales constituyen las principales fuentes de agua superficial de la zona, siendo fundamentales tanto para el riego directo de los usuarios como para el abastecimiento indirecto de una amplia red de ríos, esteros y cauces menores del valle, además de contribuir a la recarga natural de los acuíferos subterráneos.

Para el año 2006 se consideraba un total de 1.634.436,3 ha de la región, con un 26,1% destinado a terrenos agrícolas (CONAF, 2006), con un 57% de este teniendo un alto grado de productividad (CONAMA, 2002). Actualmente cuenta con más de 405.304,3 ha dedicadas a terrenos agrícolas que significa un aumento a más de 28% del territorio regional (CONAF, 2020). La presión productiva que esto genera para la depresión intermedia significa un reemplazo de la vegetación nativa por especies introducidas, que se ve sumada al efecto antropogénico por extracción de áridos, extracción para el consumo de carbón y plantaciones de bosques (Fig. 3).

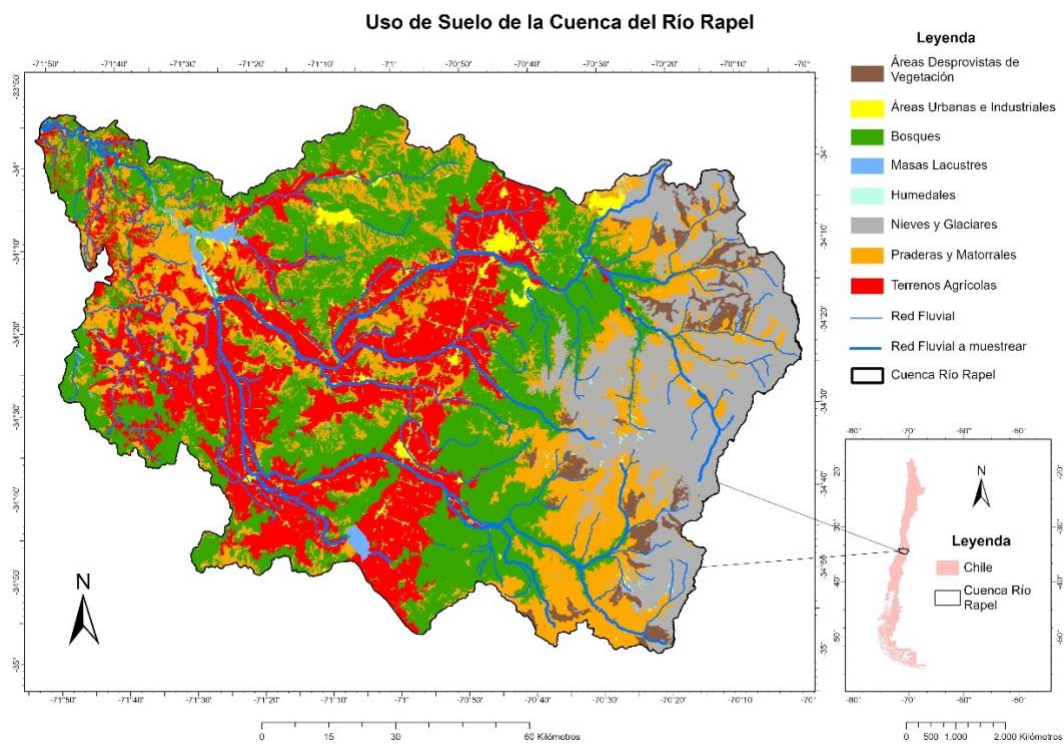


Figura 3.- Mapa de uso de suelo de la cuenca del río Rapel (realizado por Mario Flores Pino)

En sistemas acuáticos, la cuenca cuenta con una alta carga de metales y variaciones de pH (PEGHCRR, 2022), esto en evidencia de la condición natural metalogénica propia de la geología de la cuenca y la presencia de minería y actividades agrícolas. La minería es una de las principales actividades extractivas que impactan los ecosistemas acuáticos y terrestres, especialmente a través del almacenamiento de desechos tóxicos en tranques de relaves. Estas estructuras, utilizadas para contener residuos mineros, representan un alto riesgo ambiental debido a la posible filtración de metales pesados como arsénico, plomo, cadmio y mercurio, lo que puede contaminar cuerpos de agua y suelos. Además, el colapso de estas infraestructuras, provocado por eventos extremos, puede generar derrames con consecuencias ecológicas y sociales graves. En la cuenca del río Rapel, los relaves mineros son una de las mayores fuentes de contaminación, afectando la calidad del agua, la biodiversidad y la conservación de especies nativas en áreas protegidas cercanas (PEGHCRR, 2022).

Subcuenca Cachapoal

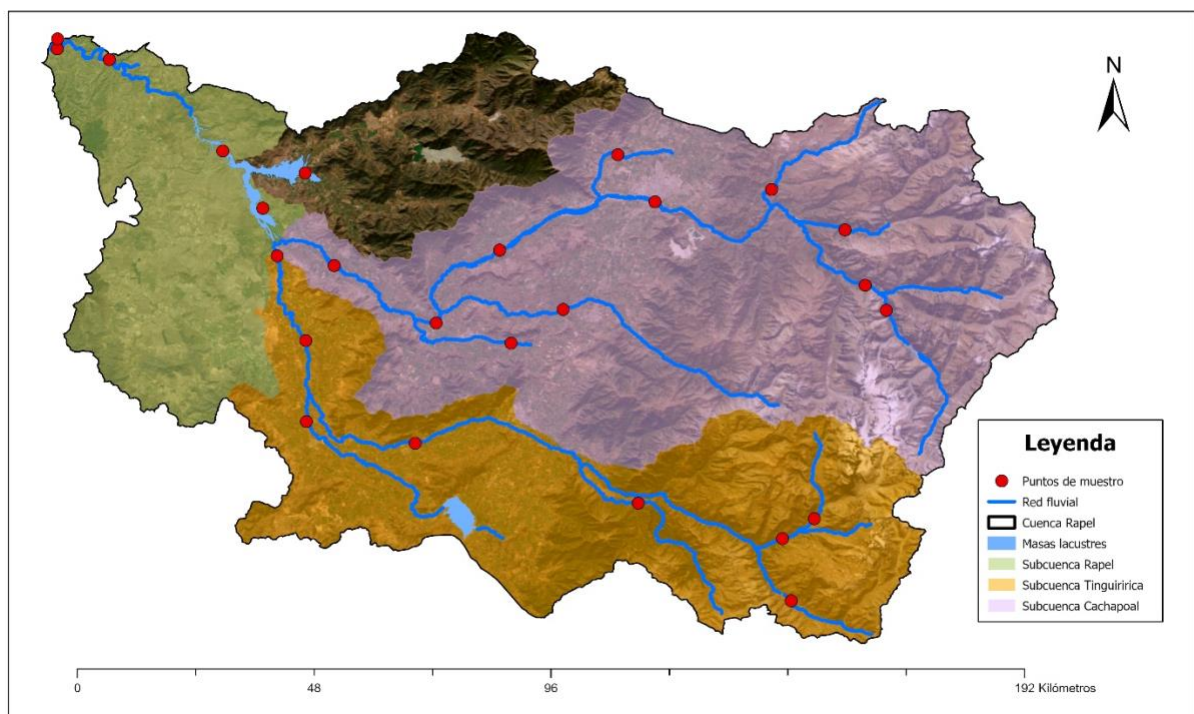


Figura 4.- Subcuencas de la cuenca del río Rapel (Realizado por Mario Flores Pino)

Esta subcuenca comprende una superficie aproximada de 6.250 km², abarcando el 38% de la superficie de esta región (Fig. 4). En sus zonas alta y media es de régimen marcadamente nival, presentando un gran aumento de caudal en los meses de primavera producto de los deshielos cordilleranos mientras que la parte baja se caracteriza por presentar un régimen pluvial, por lo

cual presenta crecidas asociadas directamente con las precipitaciones. Debido a las actividades mineras en la zona y las características litológicas, existe una alta concentración de metales de manera disuelta en agua y depositada en suelos en áreas urbanas (Valdés Durán et al., 2022). Según los antecedentes recopilados del informe del Plan de Gestión para la Implementación de la Estrategia de Gestión Integrada de la Cuenca Rapel (PGIEGICR, 2010), en base a los sectores elevados, el agua tiene alta oxigenación, las precipitaciones son altas y gracias a la geomorfología de la zona y características climatológicas, sufre de mucho desprendimiento de distintos tipos de roca, esto significa un aporte de minerales por su meteorización de manera considerable.

Subcuenca Tinguiririca

La subcuenca del río Tinguiririca comprende una superficie aproximada de 5.012 km², teniendo como principal alimentación el deshielo y las precipitaciones, con un aporte principal de los ríos Dama, Azufre y Claro, por la parte alta y el estero Chimbarongo por la parte baja (Plan de Recursos Hídricos, 2020) (Fig. 4). El río tiene una longitud de 167 km de largo que termina en su confluencia con el Río Cachapoal. Otro de sus afluentes son el Río Clarillo, el estero La Condenada, el estero Calleque y el estero Coloradas. La alimentación en la zona intermedia es pluvial. La permeabilidad de la subcuenca Tinguiririca es de depósitos muy permeables que presenta variabilidad en su nivel freático, dándole una vulnerabilidad alta a efectos antrópicos.

Embalse Rapel y Desembocadura

La subcuenca del Río Rapel cuenta con una superficie que comprende aproximadamente 2.111 km² (Fig. 4). Esta prosigue el embalse artificial de Rapel que fue creado en el año 1968 para hacer uso hidroeléctrico del Río Cachapoal, Río Tinguiririca y Río Rapel (unido por los 2 ríos previos), usando este último y el estero Alhué para su funcionamiento. El embalse Rapel inicia desde el sector llamado Las Juntas en el cual se une el Río Tinguiririca y el Río Cachapoal. El embalse está compuesto por tres cubetas principales: la sur-oriente, que recibe los aportes de los ríos Cachapoal y Tinguiririca (brazo Cachapoal); la nor-oriente, alimentada principalmente por el estero Alhué (brazo Alhué) y los efluentes del tranque de relaves Carén; y la poniente (brazo Cortina), donde convergen las dos anteriores. La dinámica del embalse es compleja. La cubeta sur-oriente se comporta como un río con cortos períodos de retención de agua, mientras que la nor-oriente actúa como un lago, reteniendo el agua por más tiempo. Además, su entorno alberga diversas actividades humanas, como minería, agricultura, asentamientos, crianza de

animales, turismo, pesca deportiva y recreación, que contribuyen al ingreso de nutrientes, materia orgánica, metales pesados y otros contaminantes (PGIEGICR, 2010). Desde el embalse, el río Rapel sigue su recorrido concluye al desembocar en el mar, en la bahía de Navidad, a través de un único cauce de aproximadamente 60 metros de ancho.

Muestreo

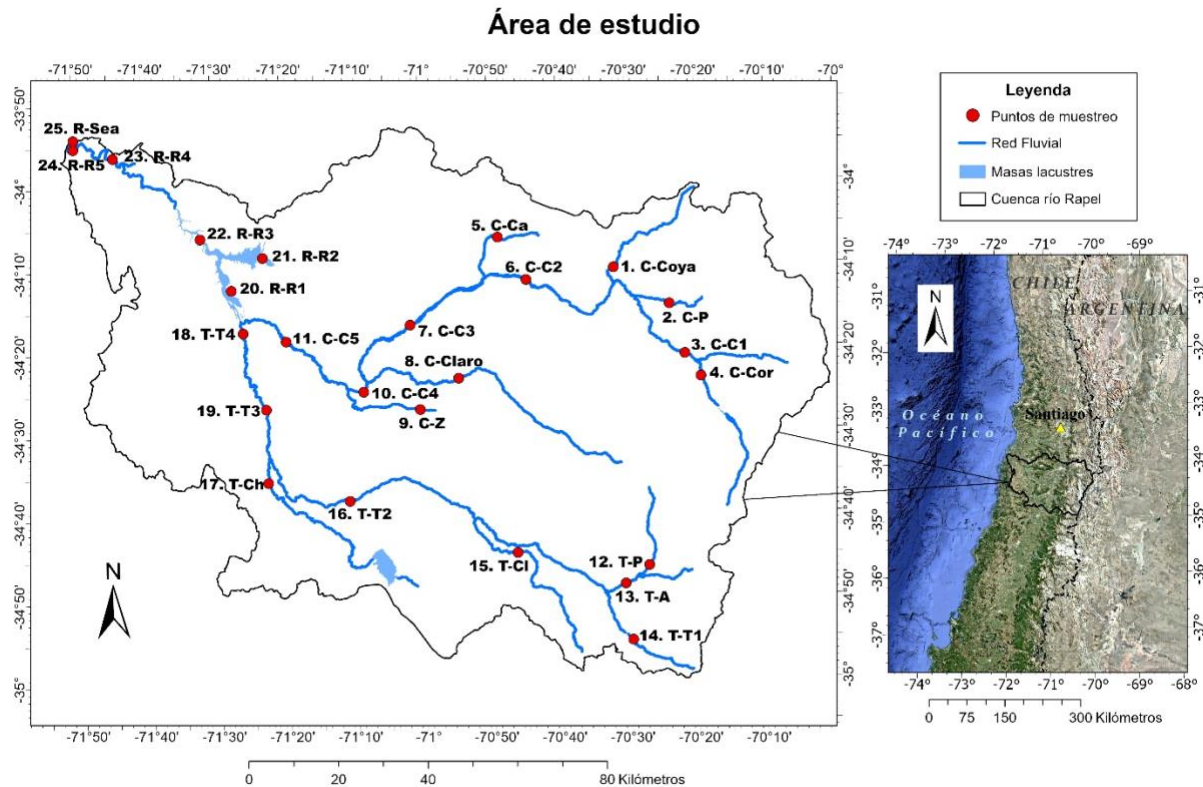


Figura 5.- Cuenca del río Rapel con puntos de muestreo (Realizado por Mario Flores Pino)

Se tomaron 25 muestras entre el 13 y el 22 de noviembre para considerar la temporada de primavera (S1) y entre el 17 y 21 de febrero para considerar la temporada de verano (S2). La organización de los puntos de muestreo en el campo siguió un gradiente longitudinal dentro de cada subcuenca, comenzando por los ríos principales de mayor elevación hacia menor, considerando también este orden para afluentes y esteros (Fig. 5).

Tabla 1.- Código para sitios de muestro y coordenadas

Código	Rio	Sitio	Latitud	Longitud
C - C1	Cachapoal	El manzanar	-34,3548810	-70,3462620
C - C2	Cachapoal	Rancagua	-34,1988889	-70,7436111
C - C3	Cachapoal	Monte Grande	-34,2872120	-71,0249480
C - C4	Cachapoal	Peumo	-34,4108590	-71,1335010
C - C5	Cachapoal	Lo Madrid	-34,3147160	-71,3278910
C - Cor	Cortaderal	Cortaderal	-34,3749800	-70,3227360
C - P	Pangal	Cerrillos	-34,2499150	-70,3972410
C - Coy	Coya	Coya	-34,2030555	-70,5352778
C - Ca	Cadenas	Chancón	-34,1127778	-70,8111111
C - Cl	Claro	La Virginia	-34,3948210	-70,9105750
C - Z	Zamorano	Requegua	-34,4558780	-71,0059460
R - R1	Lago Rapel	Sector Sur	-34,2103980	-71,4574760
R - R2	Lago Rapel	Sector Noreste	-34,1450400	-71,3798170
R - R3	Lago Rapel	Sector medio	-34,1059650	-71,5299910
R - R4	Rio Rapel	Rapel	-33,9393050	-71,7372940
R - R5	Rio Rapel	Navidad	-33,9199100	-71,8310300
R - S	Desembocadura Mar	Marisma	-33,9015530	-71,8306460
T - T1	Tinguiririca	-	-34,7878970	-70,4633300
T - T2	T - T2	Callejones del Río	-34,8111710	-70,5108870
T - T3	T - T3	San Francisco de Huique	-34,7429140	-70,7727050
T - T4	T - T4	San José de Marchihue	-34,5983580	-71,3762750
T - P	Portillo	-	-34,9229500	-70,4967230
T - A	Azufre	-	-34,6372480	-71,1811570
T - Cl	Claro	La Rufina	-34,4530120	-71,3782970
T - Ch	Chimbarongo	El Tambo	-34,2924750	-71,4324540

Se recolectó 1L de agua y se realizaron mediciones de presión (psi), pH, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$), salinidad, temperatura ($^{\circ}\text{C}$), oxígeno disuelto (mg/L) y total de sólidos disueltos (ppm) con una sonda multiparamétrica Hanna Instrument in situ. Además, en el muestreo de primavera se midió in situ nitratos se llevó a cabo con la sonda TrioOpus. Las muestras de MODC/MODF fueron recolectadas en botellas Nalgene de 125ml después de filtración a través de un filtro de $0,22\ \mu\text{m}$ de membrana de poliétersulfona (Sterivex). Las muestras para el análisis del COD se recolectaron en viales de vidrio (40ml) y acidificado con $100\ \mu\text{L}$ de HCl.

Las muestras fueron almacenadas inmediatamente en un cooler y llevadas a refrigeración a 4°C al finalizar el trabajo en campo. Posteriormente fueron enviadas al Istituto Nazionale di Oceanografia e di Geofisica Sperimentale en Italia.

Carbono Orgánico Disuelto

Para la medición del COD, se utilizó un Total Organic Carbon TOC-V CSH analyzer (Shimadzu). La medición se realizó por oxidación catalítica a alta temperatura. Antes del análisis, las muestras fueron acidificadas con HCl 2N y desgasificadas con aire libre de CO₂ para remover el carbono inorgánico. Se realizaron múltiples inyecciones por muestra hasta alcanzar una precisión analítica inferior al 1%. La calibración del equipo se efectuó a través de una curva construida con soluciones estándar de ftalato ácido de potasio, en un rango de concentraciones entre 20 y 470 µM. La concentración de COD fue calculada a partir de la diferencia entre el área de la muestra y el blanco, normalizada con la pendiente de la curva de calibración, además, se realizaron 3-5 inyecciones por muestra hasta alcanzar una precisión <1 µM y la fiabilidad se verificó dos veces al día con el DOC Consensus Reference Material (CRM Batch #13, Lot 05-13; 41-44 µM; medido 42.3 ± 0.9 µM; University of Miami, USA).

Absorbancia

Los espectros de absorbancia se midieron utilizando un espectrofotómetro UV-2600 spectrophotometer (Shimadzu). UV-visible entre 230 y 700 nm, cada 0,5 nm, con una cubeta de cuarzo de 10 cm. A partir de los espectros obtenidos, se calcularon dos parámetros ópticos ampliamente utilizados en el análisis de MOD: la absorbancia específica a 254 nm (a_{254} , en m^{-1}), que se asocia a la presencia de compuestos aromáticos y el SUVA₂₅₄ (Absorbancia UV específica a 254 nm, en $L\ mg^{-1}\ m^{-1}$), el cual se calcula como la absorbancia a 254 nm normalizada por la concentración de COD, siendo un proxy de la aromaticidad relativa de la MOD.

Fluorescencia

Las matrices de excitación-emisión (EEM) se registraron mediante un espectrofluorómetro Aqualog (Horiba) con una cubeta de cuarzo de 10 x 10 mm. La excitación osciló entre 250 y 450 nm cada 5 nm, y la emisión se registró entre 212 y 620 nm cada 0,8 nm, con un tiempo de integración de 5 segundos. Con el fin de caracterizar la composición y origen de la MOD, se

midió la fluorescencia para obtener matrices de excitación-emisión (EEMs), los cuales fueron procesados mediante el software TreatEEM (Omanović et al., 2023). El tratamiento aplicó la corrección de excitación entregada por TreatEEM y luego se normalizó usando el área bajo el peak Raman a 350 nm de excitación, por otra parte, se hizo remoción de la señal de dispersión de Rayleigh y Raman, y posterior interpolación de los datos.

A partir de esta corrección de los EEMS, se calcularon índices espectrales comúnmente utilizados en estudios de MOD, tales como BIX, YFI y HIX. Estos índices se estimaron en función de rangos específicos de excitación y emisión; BIX se obtuvo a partir de la proporción entre las emisiones a 380 nm y 430 nm con una excitación de 310 nm (Huguet et al., 2009). YFI se definió con base en la relación entre la emisión a 400 nm y 450 nm con una excitación de 280 nm (Heo et al., 2015). HIX se calculó como la relación entre la emisión a 435-480 nm y 300-345 nm bajo una excitación de 254 nm (Zsolnay et al., 1999).

PARAFAC

Se aplicó el análisis de factores paralelos (PARAFAC) a las EEM corregidos y normalizados mediante Raman. PARAFAC es un método estadístico que se utiliza para descomponer la señal de EEM en sus perfiles de fluorescencia individuales (componentes). Para el análisis PARAFAC se utilizó MATLAB (R2024) junto con la toolbox drEEM (v0.6.6) (Murphy et al., 2013)), que permitió corregir los EEMs, aplicar suavizado (reducir ruido), normalización, y construir modelos de componentes validados mediante análisis de residuos, leverage (influencia de muestras) y validación cruzada con splitanalysis y splitvalidation. Se obtuvo un modelo robusto de cuatro componentes fluorescentes con una explicación de 99.9%, que representan señales espectrales independientes asociadas a diferentes fracciones de la MOD (Murphy et al., 2014).

Análisis estadístico

La visualización y análisis gráfico de los resultados se realizó en RStudio (v4.4.1). Las variables fisicoquímicas y ópticas se estandarizaron antes de los análisis multivariados (centrado y escalado). Para representar la variación espacial y estacional, se aplicó un Análisis de Componentes Principales (PCA) sobre la matriz de correlación de variables normalizadas (COD, Elevación, YFI, HIX y C1-C4), utilizando los paquetes FactoMineR (Lê et al., 2008) y factoextra (Kassambara & Mundt, 2020). De forma complementaria, se realizó un Análisis de

Coordenadas Principales (PCoA) con una matriz de disimilitud Bray-Curtis a partir de los componentes normalizados a (0,1).

La PCoA se obtuvo con `cmdscale` ($k=2$; varianza por proporción de autovalores). Para el gráfico, las coordenadas se reescalaron a (0,2) y se ajustaron Conductividad, Elevación y Temperatura con `envfit` (999 perm.) sobre esas coordenadas. Los vectores se dibujaron con escala fija y origen en (1,1) por claridad. La clasificación en grupos se realizó con HCPC (`FactoMineR`) sobre las coordenadas del PCA, definiendo el número de clústeres por criterio e interpretación visual. Todas las figuras (PCA, PCoA+`envfit` y clústeres) se generaron en R 4.4.1 (`ggplot2`, `ggrepel`, `factoextra`).

Resultados

Los resultados de las dos campañas de muestreo, realizadas en noviembre de 2024 (primavera; S1) y febrero de 2025 (verano; S2), proporcionaron una caracterización respecto a la MOD en las subcuencas de Cachapoal, Tinguiririca y Rapel.

Parámetros fisicoquímicos

Durante la campaña de noviembre de 2024, los parámetros físico-químicos registrados evidenciaron una notable variabilidad espacial a lo largo de los puntos distribuidos en la cuenca del río Rapel.

En la subcuenca Cachapoal, el pH mostró valores generalmente cercanos a la neutralidad, con un registro particularmente ácido en el afluente C-Coy (5,97) (Fig. 6.a, Tabla A1). La conductividad eléctrica presentó valores mayores en el río principal y sus afluentes, con promedios de 522 y 458 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivamente, reflejando posiblemente la influencia de aportes geológicos naturales o influencias antrópicas asociadas a usos agrícolas o urbanos del suelo. La salinidad se mantuvo baja (0,06-0,37 PSU), consistente con aguas continentales sin influencia marina evidente. La temperatura demostró menores valores en sus ríos más altos (C-C1: 13.14 °C y C-Cor: 11.9 °C). El oxígeno disuelto presentó fluctuación entre valores mínimos de 4.5 y 15.7 mg/L, encontrándose valores elevados en sectores medios como C-C3, C-C4 y C-C5 (promedio de 9.4 mg/L) y en C-Z (9,1 mg/L). Los sólidos totales disueltos (TDS) mostraron un promedio de 243 mg/L (Fig. 6.e, Tabla A1).

En la subcuenca Tinguiririca, el pH permaneció en valores cercanos a la neutralidad, mientras que la conductividad fue considerablemente menor que Cachapoal (249 $\mu\text{S}/\text{cm}$ promedio en el río principal y 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en afluentes), con un mínimo notable en T-C1 (39 $\mu\text{S}/\text{cm}$), indicando aguas más prístinas (Fig. 6.a). La salinidad también presentó valores bajos (0,06-0,37 PSU). La temperatura mostró valores mínimos en la parte alta de Tinguiririca (T-T1, 8,60 °C) con una tendencia a aumentar hacia la zona de valle al igual que en la subcuenca Cachapoal. El oxígeno disuelto sostuvo valores estables con un promedio del río principal de 8,9 mg/L. Los afluentes promediaron ligeramente menos, con 8,3 mg/L. La concentración de sólidos totales disueltos tuvo promedio de 104 mg/L y mínimos en sitios prístinos como T-C1 (19 mg/L) y T-P (62 mg/L) (Fig. 6.e, Tabla A2).

En la subcuenca del río Rapel, el pH mostró valores alcalinos más altos en la zona lacustre (R-R2: 8,90 y R-R3: 8,77). La conductividad alcanzó su máximo en el punto más bajo del río Rapel (R-Sea, 2513 $\mu\text{S}/\text{cm}$), asociado a la influencia estuarina y mezcla con aguas salinas (1,28 PSU). La salinidad en la mayoría de los puntos se mantuvo entre 0,06 y 0,37 PSU), consistente con aguas continentales sin influencia marina evidente, salvo en el punto terminal R-Sea que tiene una salinidad de 1,28 (Fig. 6.c, Tabla A3).

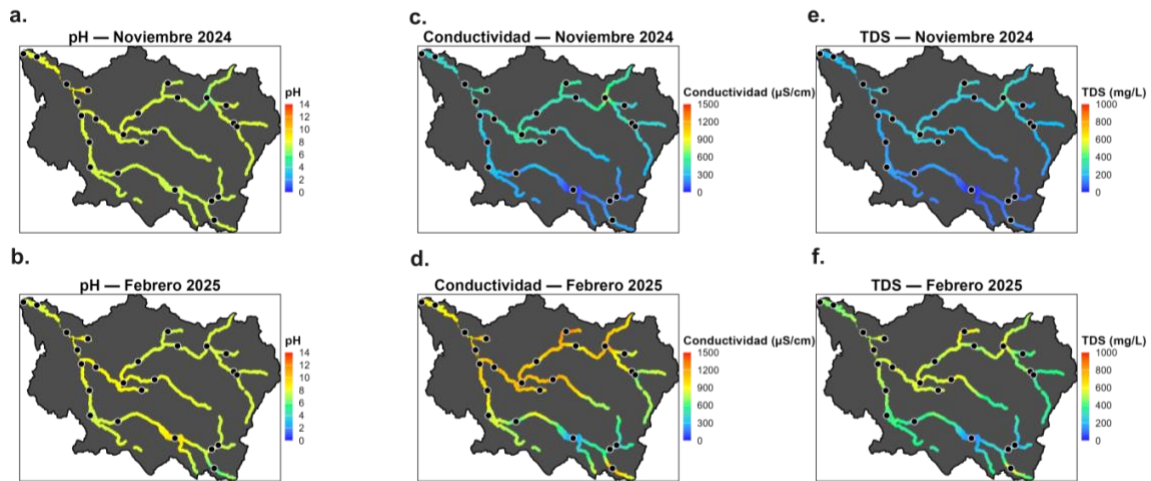


Figura 6.- Mapas coloreados de los parámetros fisicoquímicos pH (a, b), conductividad (c, d) y TDS (e, f) en noviembre 2024 y febrero 2025 de la cuenca Rapel.

La temperatura presentó valores máximos en la zona lacustre (R-R2 y R-R3, alrededor de 23 °C), indicando condiciones térmicas marcadamente diferentes entre tramos altos y bajos. El oxígeno disuelto mostró variabilidad notable en la zona lacustre, desde un mínimo en R-R1 (6,2 mg/L) hasta máximos en R-R2 (11,5 mg/L) y R-R3 (10,3 mg/L). Tras la represa, los valores permanecieron elevados en R-R4 (10,35 mg/L), disminuyendo ligeramente hacia R-R5 (9,31 mg/L). Los sólidos totales disueltos presentaron valores con promedio de 229 mg/L, siendo el valor más alto R-Sea (1264 mg/L) (Tabla A3).

Durante la campaña de febrero de 2025, los parámetros físico-químicos mostraron patrones espaciales similares a noviembre, pero con valores generalmente mayores asociados a condiciones estivales más cálidas (Fig. 6).

En la subcuenca Cachapoal, el pH mantuvo un rango comparable al primer muestreo con valores cercanos a alcalinos en tramos bajos como C-C4 (8,90) y C-C5 (8,69). La conductividad aumentó significativamente en sitios medios y bajos (1167-1203 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en C-C1 a C-C5) y en afluentes como C-Ca (1380 $\mu\text{S}/\text{cm}$), C-Coy (1236 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y C-CI (1283

$\mu\text{S/cm}$) (Fig. 6.b, Tabla A4). La salinidad alcanzó valores máximos particularmente elevados en afluentes como C-Ca (0,68 PSU), C-Cl (0,65 PSU) y C-Coy (0,62 PSU) (Tabla A4). La temperatura mostró un claro gradiente desde las cabeceras hacia zonas bajas, con máximos en puntos inferiores (C-C4 y C-C5 alrededor de $22.8\text{ }^{\circ}\text{C}$) y en afluentes (C-Ca: $21,21\text{ }^{\circ}\text{C}$; C-Coy: $20,26\text{ }^{\circ}\text{C}$). El oxígeno disuelto aumentó notablemente en sectores medios e inferiores como C-C4 ($12,70\text{ mg/L}$) y C-C5 ($12,15\text{ mg/L}$). Los sólidos totales disueltos alcanzaron máximos en sitios medios y bajos (C-C4: 602 mg/L y C-Ca: 682 mg/L).

A escala de subcuenca, el pH mantuvo valores promedio de $7,6 \pm 0,6$ en S1 y $7,9 \pm 0,5$ en S2, mostrando una leve alcalinización en verano. La conductividad eléctrica presentó un incremento notable entre campañas, pasando de $486,7 \pm 150,1\text{ }\mu\text{S/cm}$ en S1 a $1041,6 \pm 279,6\text{ }\mu\text{S/cm}$ en S2, prácticamente duplicando su valor promedio. Este aumento se refleja de manera consistente en la salinidad ($0,2 \pm 0,1\text{ PSU}$ en S1 versus $0,5 \pm 0,1\text{ PSU}$ en S2) y en los sólidos disueltos totales (TDS), que aumentaron de $243,3 \pm 77,1\text{ mg/L}$ a $520,3 \pm 139,1\text{ mg/L}$. Estos resultados indican una mayor concentración de solutos disueltos durante la campaña S2. La temperatura mostró un incremento moderado entre campañas ($16,8 \pm 3,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ en S1 y $17,6 \pm 4,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ en S2), aunque con alta variabilidad espacial en ambas. Por su parte, el oxígeno disuelto presentó valores relativamente altos en ambas campañas, con un aumento promedio en S2 ($9,7 \pm 2,1\text{ mg/L}$) respecto a S1 ($8,3 \pm 3,0\text{ mg/L}$), manteniéndose dentro de rangos bien oxigenados. (Tabla 2).

Tabla 2.- Variación de los parámetros físico-químicos en la subcuenca Cachapoal durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).

Campaña	pH	Conductividad d ($\mu\text{S/cm}$)	Salinidad (PSU)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Oxígeno disuelto (mg/L)	TDS (mg/L)
Cachapoal S1	$7,6 \pm 0,6$ (6,0–8,1)	$486,7 \pm 150,1$ (269,0–746,0)	$0,2 \pm 0,1$ (0,1–0,4)	$16,8 \pm 3,0$ (11,9–21,6)	$8,3 \pm 3,0$ (4,5–15,7)	$243,3 \pm 77,1$ (135,0–376,0)
Cachapoal S2	$7,9 \pm 0,5$ (7,3–8,9)	$1041,6 \pm 279,6$ (430,0–1380,0)	$0,5 \pm 0,1$ (0,2–0,7)	$17,6 \pm 4,4$ (10,2–22,8)	$9,7 \pm 2,1$ (6,4–12,7)	$520,3 \pm 139,1$ (215,0–682,0)

En la subcuenca Tinguiririca, el pH mostró un amplio rango con un mínimo ácido en T-T1 (5,40) y máximo alcalino en T-Cl (9,39). La conductividad incrementó considerablemente, especialmente alta en T-T1 ($1236\text{ }\mu\text{S/cm}$) y baja en T-Cl ($201\text{ }\mu\text{S/cm}$) (Fig. 6). La salinidad fue generalmente menor que en Cachapoal, con valores elevados en T-T1 (0,62 PSU) y mínimos

en T-C1 (0,09 PSU). Las temperaturas fueron elevadas (21,6-22,8 °C) en general, aunque más moderadas en sitios altos como T-P (10,86 °C). El oxígeno disuelto mostró valores altos en el río principal, destacando T-T4 (10,04 mg/L), con mínimos en afluentes como T-C1 (6,70 mg/L) y T-Ch (7,59 mg/L). Los sólidos totales disueltos mostraron valores elevados en T-T1 (618 mg/L) y moderados en otros sitios (349 mg/L promediado en la subcuenca) (Tabla A5).

A nivel de subcuenca, el pH se mantuvo mayoritariamente en un rango neutro a alcalino, con un promedio levemente mayor en S1 ($8,0 \pm 0,6$) que en S2 ($7,7 \pm 1,1$). Sin embargo, en S2 se observa el rango más amplio (5,4–9,4). La conductividad fue elevada en ambas campañas y mostró un aumento leve desde S1 a S2 ($621,4 \pm 785,3$ a $699,0 \pm 366,7$ $\mu\text{S/cm}$), pero el rasgo principal es la dispersión extremadamente alta en S1, con valores que abarcan desde 39 hasta 2513 $\mu\text{S/cm}$. Esta variabilidad se refleja directamente en TDS (19-1264 mg/L en S1). En S2, la conductividad y TDS mantienen valores altos, pero con un rango más acotado (201-1236 $\mu\text{S/cm}$; 100-618 mg/L), sugiriendo una señal más uniforme respecto a S1. La salinidad se mantuvo baja en ambas campañas (promedio 0,3 PSU en S1 y S2), aunque nuevamente S1 presenta mayor amplitud (0,0–1,3 PSU) en comparación con S2 (0,1–0,6 PSU). La temperatura disminuyó levemente desde primavera a verano en el promedio ($19,1 \pm 3,4$ °C en S1 versus $17,9 \pm 4,3$ °C en S2), aunque ambas campañas presentan rangos amplios (Tabla 3).

Tabla 3.- Variación de los parámetros físico-químicos en la subcuenca Tinguiririca durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín–máx).

Campaña	pH	Conductivida d ($\mu\text{S/cm}$)	Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	TDS (mg/L)
Tinguiririca S1	8.0 ± 0.6 (7.4– 8.9)	621.4 ± 785.3 (39.0–2513.0)	0.3 ± 0.4 (0.0– 1.3)	19.1 ± 3.4 (12.5–23.1)	9.3 ± 1.6 (6.2– 11.5)	311.5 ± 395.4 (19.0–1264.0)
Tinguiririca S2	7.7 ± 1.1 (5.4– 9.4)	699.0 ± 366.7 (201.0–1236.0)	0.3 ± 0.2 (0.1– 0.6)	17.9 ± 4.3 (10.9–22.8)	8.3 ± 1.2 (6.7– 10.0)	349.4 ± 183.5 (100.0–618.0)

En la subcuenca Rapel, el pH se mantuvo básico con valor máximo en R-R2 (8,87). La conductividad incrementó notoriamente, con un máximo excepcional en R-Sea (12440 $\mu\text{S/cm}$), reflejando la mezcla estuarina (Fig. 6.f). La salinidad alcanzó un valor extremo en R-Sea (6,91 PSU), mientras la zona lacustre presentó valores elevados estables (0,56-0,44 PSU). La temperatura alcanzó máximos en la zona lacustre (R-R2: 24,72 °C; R-R1: 23,61 °C) ligeramente mayores que la temporada anterior. El oxígeno disuelto disminuyó en comparación

a noviembre, especialmente en puntos lacustres (R-R1 a R-R3: 8,57 a 6,66 mg/L). Los sólidos totales disueltos alcanzaron un valor extremo en R-Sea (5371 mg/L), mientras en la zona lacustre se mantuvieron elevados (660-448 mg/L) (Tabla A6).

Por la subcuenca rapel, el pH aumenta desde S1 ($7,6 \pm 0,2$; 7,3–7,7) a S2 ($8,1 \pm 0,5$; 7,7–8,9), indicando condiciones más alcalinas en verano. El cambio más fuerte entre campañas se expresa en la mineralización del agua: la conductividad aumenta de $236,8 \pm 54,8 \mu\text{S/cm}$ en S1 a $985,6 \pm 126,8 \mu\text{S/cm}$ en S2, acompañado por un incremento coherente en salinidad ($0,1 \pm 0,0$ a $0,5 \pm 0,1$ PSU) y en TDS ($117,8 \pm 26,7$ a $492,6 \pm 63,2$ mg/L). La temperatura también muestra un aumento pronunciado, desde $14,4 \pm 3,5$ °C en S1 a $23,3 \pm 1,1$ °C en S2, mientras que el oxígeno disuelto disminuye levemente en promedio ($8,6 \pm 0,7$ a $7,6 \pm 0,8$ mg/L), manteniéndose dentro de valores relativamente altos.

En R-Sea, los valores de S1 (conductividad 319 $\mu\text{S/cm}$; salinidad 0,2 PSU; TDS 159 mg/L) son comparables a los del río Rapel, lo que sugiere una influencia marina limitada durante esa campaña. En contraste, en S2 R-Sea presenta un salto extremo en conductividad (12440 $\mu\text{S/cm}$), salinidad (6,9 PSU) y TDS (5371 mg/L), evidenciando una fuerte intrusión/mezcla con agua marina en verano. Pese a este cambio, el pH (8,1) y el oxígeno disuelto (8,3 mg/L) se mantienen en rangos compatibles con aguas bien oxigenadas (Tabla 4).

Tabla 4.- Variación de los parámetros físico-químicos en la subcuenca Rapel durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín–máx).

Campaña	pH	Conductividad ($\mu\text{S/cm}$)	Salinidad (PSU)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	TDS (mg/L)
Rapel – S1	7.6 ± 0.2 (7.3–7.7)	236.8 ± 54.8 (170.0–288.0)	0.1 ± 0.0 (0.1–0.1)	14.4 ± 3.5 (8.6–18.0)	8.6 ± 0.7 (7.5–9.2)	117.8 ± 26.7 (85.0–142.0)
R-Sea – S1	7.5	319.0	0.2	16.3	8.4	159.0
Rapel – S2	8.1 ± 0.5 (7.7–8.9)	985.6 ± 126.8 (850.0–1121.0)	0.5 ± 0.1 (0.4–0.6)	23.3 ± 1.1 (21.7–24.7)	7.6 ± 0.8 (6.7–8.6)	492.6 ± 63.2 (425.0–560.0)
R-Sea – S2	8.1	12440.0	6.9	20.9	8.3	5371.0

Carbono orgánico disuelto e Índices de Fluorescencia

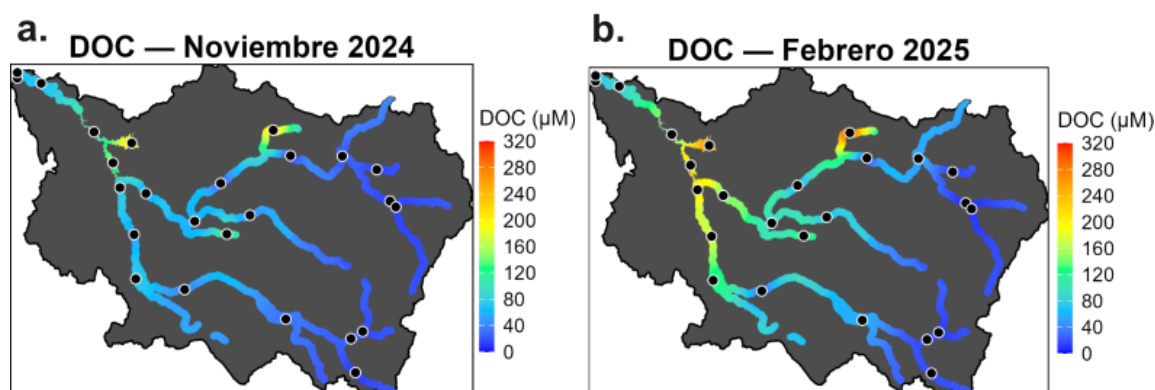


Figura 7.- Mapas coloreados del carbono orgánico disuelto (COD) en la cuenca Rapel noviembre 2024 (a) y febrero 2025 (b).

Durante la campaña de muestreo realizada en noviembre de 2024 (S1), se observaron marcadas diferencias espaciales en la concentración de carbono orgánico disuelto (COD) y en los índices ópticos asociados a la composición de la MOD a lo largo de la cuenca.

Las concentraciones de COD variaron entre 10,0 y 230,4 μM , con valores especialmente elevados en algunos afluentes de la subcuenca Cachapoal, como C-Ca (221,1 μM) y C-Z (130,1 μM) (Tabla A7), y en la zona lacustre del Rapel, en los sitios R-R1 (143,6 μM) y R-R2 (230,4 μM) (Fig. 8.a), lo que sugiere aportes localizados de materia orgánica, posiblemente de origen alóctono.

El índice SUVA mostró una distribución similar, con valores máximos en C-Co (3,3), C-Cl (2,8), y R-R1 (2,9) y R-R5 (3,0), lo que indica una alta proporción de compuestos aromáticos. Por otra parte, en Tinguiririca, siguió una tendencia al igual que Cachapoal (a excepción de T-T1 con un máximo de 3,9) a aumentar sus valores desde zonas prístinas hacia su desembocadura en Rapel, y sus afluentes registraron bajos valores (a excepción de T-Ch), teniendo el mínimo T-P (0,60), lo cual refuerza la evidencia de una fracción más aromática en esos sectores) (Tabla A7, A8 y A9).

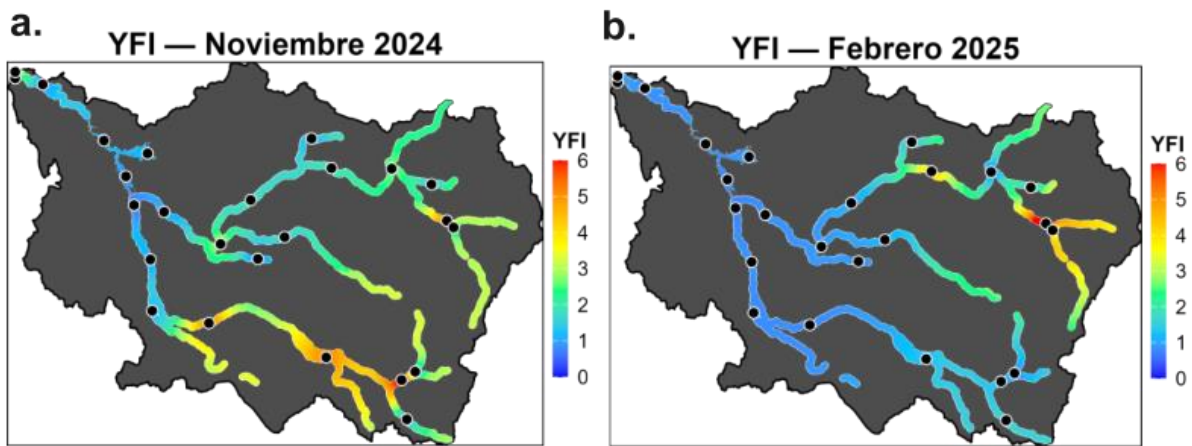


Figura 8.- Mapas coloreados del índice óptico YFI noviembre 2024 (a) y YFI febrero 2025 (b) de la cuenca Rapel.

En cuanto a los índices de fluorescencia, se registraron valores elevados de BIX y YFI en tramos como T-A (7,90 y 7,06, respectivamente) y C-C1 (6,72 y 6,04), lo que indica una mayor contribución de fuentes autóctonas y actividad biológica reciente (Fig. 9). En contraste, los valores más altos de HIX, asociados a un mayor grado de humificación, se localizaron en sitios de valle como T-T4 (5,54) y C-Z (4,09), lo que sugiere una influencia de materia orgánica de origen terrestre (Fig. 10, Tabla A7 y A8).

Durante el segundo muestreo realizado en febrero de 2025 (S2), se mantuvo la alta heterogeneidad espacial en las concentraciones de COD y en los índices ópticos de calidad de la MOD a lo largo de la cuenca Rapel (Fig. 8 - 10).

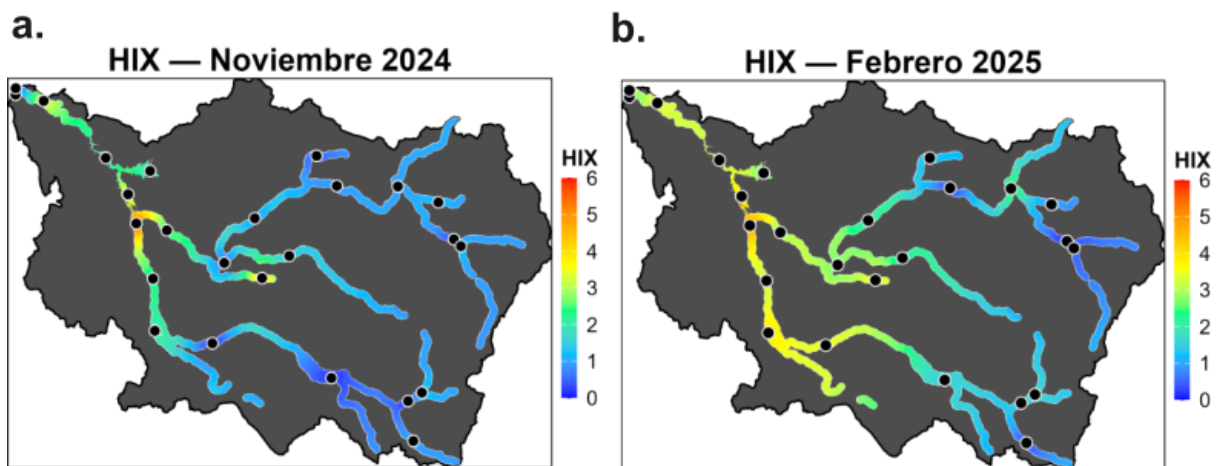


Figura 9.- Mapas coloreados del índice óptico HIX noviembre 2024 (a) y YFI febrero 2025 (b) de la cuenca Rapel.

Los valores de COD en febrero fueron en general más altos que en noviembre, alcanzando un máximo de 312,4 μM en el sitio C-Ca, lo que sugiere un aumento en la carga orgánica posiblemente asociado a condiciones estivales de bajo caudal y mayor actividad biológica (Tabla A10). El índice SUVA se mantuvo elevado en sitios como C-C1 (3,5), T-T1 (2,8), T-T4 (2,9) y R-R5 (3,3), lo que indica una fracción de MOD más aromática y posiblemente menos degradada. En contraste, los índices fluorescentes BIX y YFI fueron notoriamente altos en C-C1 (11,6 y 9,12, respectivamente), lo que denota una fuerte señal de producción biológica reciente y origen autóctono de la MOD en dicho sitio (Fig. 9.b) El índice de humificación HIX, por su parte, mostró valores más elevados en la zona baja del Tinguiririca T-T4 (4,89) y en C-Z (3,73), indicando un aumento de la proporción de compuestos húmicos, posiblemente transportados desde el entorno terrestre (Tabla 5, 6 y 7).

A escala de subcuenca, en Cachapoal el COD aumenta en promedio desde S1 ($54,7 \pm 65,1 \mu\text{M}$) a S2 ($81,1 \pm 89,8 \mu\text{M}$), con rangos muy amplios en ambas campañas (hasta 221,1 μM en S1 y 312,4 μM en S2).

En contraste, la SUVA₂₅₄ disminuye de $2,5 \pm 0,5$ en S1 a $1,9 \pm 0,7$ en S2. Los índices BIX y YFI se mantienen elevados en ambas campañas y aumentan levemente en promedio hacia S2 (BIX: $2,1 \pm 1,7$ a $2,5 \pm 3,3$; YFI: $2,1 \pm 1,5$ a $2,2 \pm 2,5$), aunque con una dispersión muy alta y valores máximos considerablemente mayores en verano. Esto sugiere que en S2 existen sitios con una señal fuertemente asociada a MOD reciente/autóctona, lo que puede reflejar producción in situ o aportes locales frescos.

Por su parte, HIX muestra un incremento moderado desde $1,3 \pm 1,1$ en S1 a $1,7 \pm 1,2$ en S2 (Tabla 5).

Tabla 5.-Variación de la concentración de COD e índices ópticos de la MOD en la subcuenca Cachapoal durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín–máx).

Campaña	COD (μM)	SUVA₂₅₄	BIX	YFI	HIX
Cachapoal S1	54.7 ± 65.1 (10.0–221.1)	2.5 ± 0.5 (1.6– 3.3)	2.1 ± 1.7 (0.8– 6.7)	2.1 ± 1.5 (0.8– 6.0)	1.3 ± 1.1 (0.1– 4.1)
Cachapoal S2	81.1 ± 89.8 (7.6–312.4)	1.9 ± 0.7 (1.1– 3.5)	2.5 ± 3.3 (0.8– 11.6)	2.2 ± 2.5 (0.8– 9.1)	1.7 ± 1.2 (0.0– 3.7)

En la subcuenca Tinguiririca, durante la campaña S1, el COD prácticamente se duplica desde S1 ($40,0 \pm 22,7 \mu\text{M}$) a S2 ($81,3 \pm 78,7 \mu\text{M}$), con un rango máximo considerablemente mayor en verano (hasta $208,2 \mu\text{M}$). SUVA254 disminuye desde $2,4 \pm 0,8$ en S1 a $2,0 \pm 0,7$ en S2. Los índices BIX y YFI muestran un contraste muy claro entre campañas. En S1 presentan valores elevados (BIX $3,1 \pm 2,8$; YFI $2,9 \pm 2,5$), con rangos amplios y máximos altos. En cambio, en S2 ambos índices disminuyen marcadamente (BIX $1,1 \pm 0,4$; YFI $1,0 \pm 0,3$). En paralelo, HIX aumenta de $1,6 \pm 1,8$ en S1 a $2,6 \pm 1,5$ en S2 (Tabla 6).

Tabla 6.-Variación de la concentración de COD e índices ópticos de la MOD en la subcuenca Tinguiririca durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).

Campaña	COD (μM)	SUVA254	BIX	YFI	HIX
Tinguiririca S1	40.0 ± 22.7 (12.0–75.3)	2.4 ± 0.8 (1.5– 3.9)	3.1 ± 2.8 (0.7– 7.9)	2.9 ± 2.5 (0.7– 7.1)	1.6 ± 1.8 (0.1– 5.5)
Tinguiririca S2	81.3 ± 78.7 (10.2–208.2)	2.0 ± 0.7 (1.2– 2.9)	1.1 ± 0.4 (0.8– 1.9)	1.0 ± 0.3 (0.7– 1.6)	2.6 ± 1.5 (0.4– 4.9)

En la subcuenca Rapel, durante la campaña S1, el COD aumenta desde S1 ($120,7 \pm 69,5 \mu\text{M}$) a S2 ($154,8 \pm 93,2 \mu\text{M}$), manteniendo rangos amplios en ambas campañas ($60,7$ – $230,4 \mu\text{M}$ en S1; $60,8$ – $283,3 \mu\text{M}$ en S2). SUVA254 se mantiene relativamente estable entre campañas ($2,5 \pm 0,4$ en S1 y $2,4 \pm 0,6$ en S2), con una leve disminución promedio en verano. Los índices BIX y YFI presentan valores cercanos a 1 en ambas campañas (BIX: $1,1 \pm 0,3$ en S1 y $1,0 \pm 0,2$ en S2; YFI: $1,1 \pm 0,3$ en S1 y $0,9 \pm 0,2$ en S2). Por su parte, HIX aumenta de $2,4 \pm 0,9$ en S1 a $3,0 \pm 0,8$ en S2.

En R-Sea, el comportamiento difiere notablemente entre campañas. En S1, se observa un COD menor ($73,8 \mu\text{M}$), con valores elevados de BIX ($4,1$) y YFI ($4,0$) y un HIX muy bajo ($0,3$). En cambio, en S2, R-Sea presenta un COD de $86,5 \mu\text{M}$, con disminución marcada de BIX ($0,9$) y YFI ($0,8$) y un aumento fuerte de HIX ($3,7$).

Tabla 7.-Variación de la concentración de COD e índices ópticos de la MOD en la subcuenca Rapel durante las campañas S1 (noviembre 2024) y S2 (febrero 2025), expresada como media \pm desviación estándar (mín-máx).

Campaña	COD (μM)	SUVA254	BIX	YFI	HIX
Rapel – S1	120.7 ± 69.5 (60.7–230.4)	2.5 ± 0.4 (2.1– 3.1)	1.1 ± 0.3 (0.8– 1.5)	1.1 ± 0.3 (0.8– 1.5)	2.4 ± 0.9 (1.4– 3.5)

R-Sea – S1	73.8	2.7	4.1	4.0	0.3
Rapel – S2	154.8 ± 93.2 (60.8–283.3)	2.4 ± 0.6 (1.6– 3.3)	1.0 ± 0.2 (0.8– 1.3)	0.9 ± 0.2 (0.8– 1.2)	3.0 ± 0.8 (1.9– 3.9)
R-Sea – S2	86.5	2.3	0.9	0.8	3.7

PARAFAC

El análisis PARAFAC resolvió cuatro componentes fluorescentes (C1 - C4), estos fueron validados por split-half y contrastados en OpenFluor (biblioteca internacional que comparar cuantitativamente espectros de excitación y emisión mediante congruencia de Tucker (umbral $q_{ex} \cdot q_{em} \geq 0,95$); Murphy et al., 2014). Obtuvimos $q = 0,97-0,99$, confirmando su correspondencia con componentes identificados. En este marco, C1 y C4 presentan firmas proteicas, con C1 teniendo una fuerte asociación a la fluorescencia tipo tirosina, triptofano y producción autóctona y C4 teniendo una mayor asociación a fluorescencia tipo triptófano (Murphy et al., 2016; Yamashita et al., 2010; Chen et al., 2018; Wang et al., 2023; Vega et al., 2020; Walker et al., 2013). C2 combina señal microbiana y húmica de bajo peso molecular (Hong et al., 2021; Maurischat et al., 2022) y C3 se asocia a materia húmica de mayor peso molecular (Catalán et al., 2018; Kim et al., 2020) (Fig. 10).

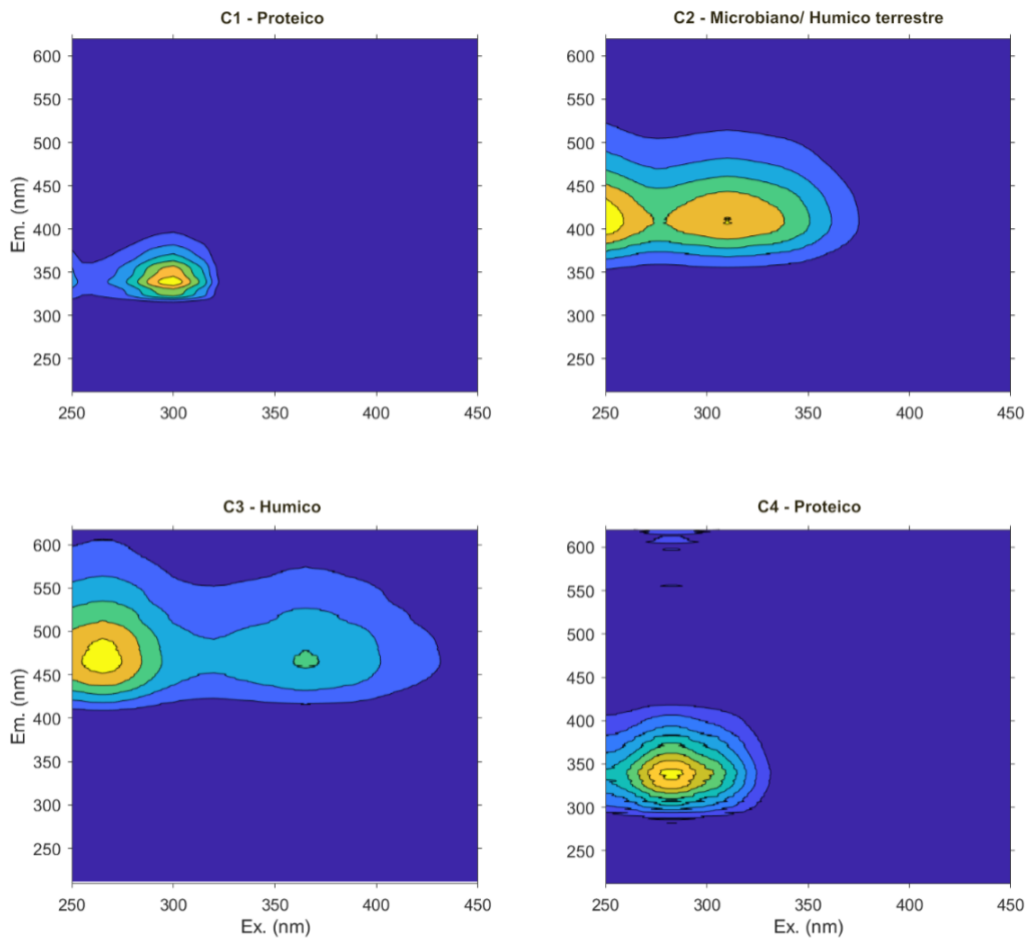


Figura 10.- Matrices de excitación y emisión de los cuatro componentes.

El río Cachapoal tuvo una presencia mayor por parte de C1 respecto a los otros componentes en noviembre, por otra parte, el resto de los componentes mostraron una leve tendencia a subir a lo largo del río hasta su eventual desembocadura en el lago (Fig. 11.a.). El afluente C-Ca destacó como un “hotspot” con cargas simultáneamente altas en componentes proteicos (C1 = 37% y C4 = 21%), y húmicos (C2 = 27% y C3 = 15%) y indicando la convergencia de producción microbiana local y aportes terrestres húmicos; un patrón similar, se observó en C-Z, otro afluente de Cachapoal localizado en la valle central donde se desarrollan actividades agrícolas y especialmente cultivos de frutales (C2 = 40%, C3 = 30%, C4 = 25%) (Fig. 11.b, Tabla A13).

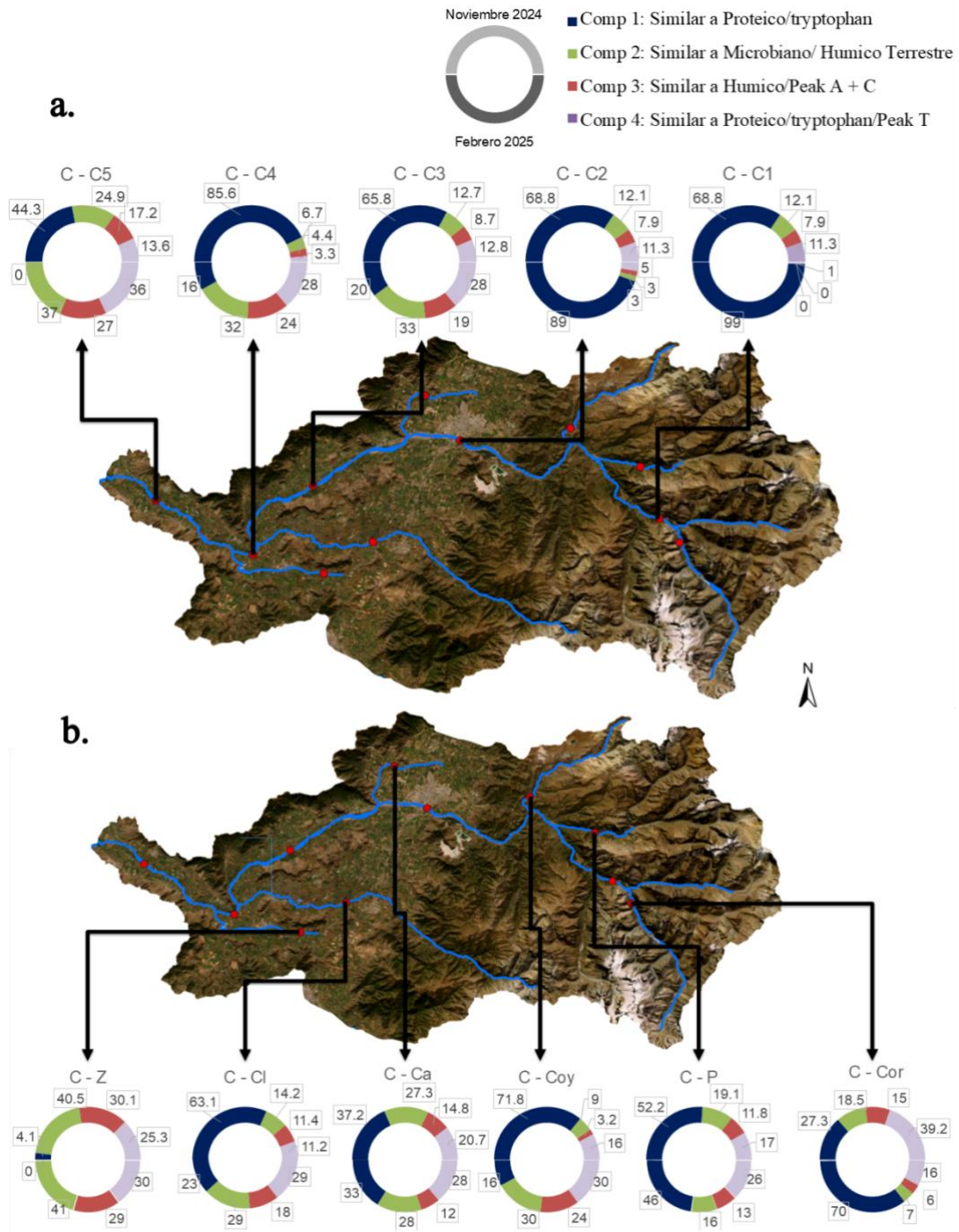


Figura 11.- Distribución en porcentaje de componentes PARAFAC de sitios muestreados del río principal (a) y los afluentes (b) de la subcuenca de Cachapoal. La semi torta superior representa la temporada noviembre 2024 y la inferior febrero 2025.

En el segundo muestreo (S2), realizado en condiciones hidrológicas de verano, se observó una redistribución notable en la intensidad y predominancia relativa de los cuatro componentes fluorescentes. Cachapoal mostró un fuerte enriquecimiento en C1 en su cabecera (C-C1 = 99%), indicando una presencia puntual de materia orgánica de origen proteico altamente reciente. Sin embargo, esta señal decreció aguas abajo (C-C2 = 89%), dando paso a una

dominancia progresiva de componentes humificados (C2-C3), los cuales alcanzaron valores máximos en los tramos medios e inferiores (C-C4 a C-C5: C2 = 32% - 37%, C3 = 24% - 27%) (Fig. 11.a, Tabla A2). El afluente C-Ca mantuvo su carácter mixto, con distribución de C1 (33%), C2 (28%), C3 (12%) y C4 (28%), lo que reafirma su visión como “hotspot” de MOD tanto microbiana como humificada. Otros tributarios como C-Z y C-CI también presentaron intensidades moderadas a altas en los componentes C2 y C3 (hasta 41% y 29%, respectivamente), sugiriendo una contribución continua de fuentes alóctonas. (Fig. 11.b)

En Tinguiririca, el mayor enriquecimiento proteico se registró en el afluente T-A (C1 = 95%), seguido del tramo medio T-T2 (C1 = 95%) y del afluente T-CI (C1 = 93%), lo que sugiere actividad microbiana intensa asociada a aportes locales de baja permanencia (Fig. 12.a y b). Por el contrario, humificación elevada (C2-C3) se concentró en el tramo bajo T-T4 (C2 = 46%, C3 = 33%). En Tinguiririca, se identificó una intensificación de la señal humificada en los tramos medios e inferiores. El sitio T-T4 alcanzó las mayores concentraciones de C2 (41%), contrastando con los niveles bajos de C1 en los otros puntos, salvo excepciones puntuales como T-T3 (C1 = 21%), T-CI y T-A (C1 = 40% - 43%).

Estos patrones reflejan una mayor permanencia y procesamiento de la MOD en este sector del río. Respecto a sus afluentes, T-CI mantuvo una composición intermedia en los cuatro componentes C1 - C4 (40%, 17%, 19%, 25%, respectivamente), mientras que T-A y T-P presentaron señales más homogéneas con menor intensidad, indicando menor aporte de MOD fluorescente (Fig. 12, Tabla A14).

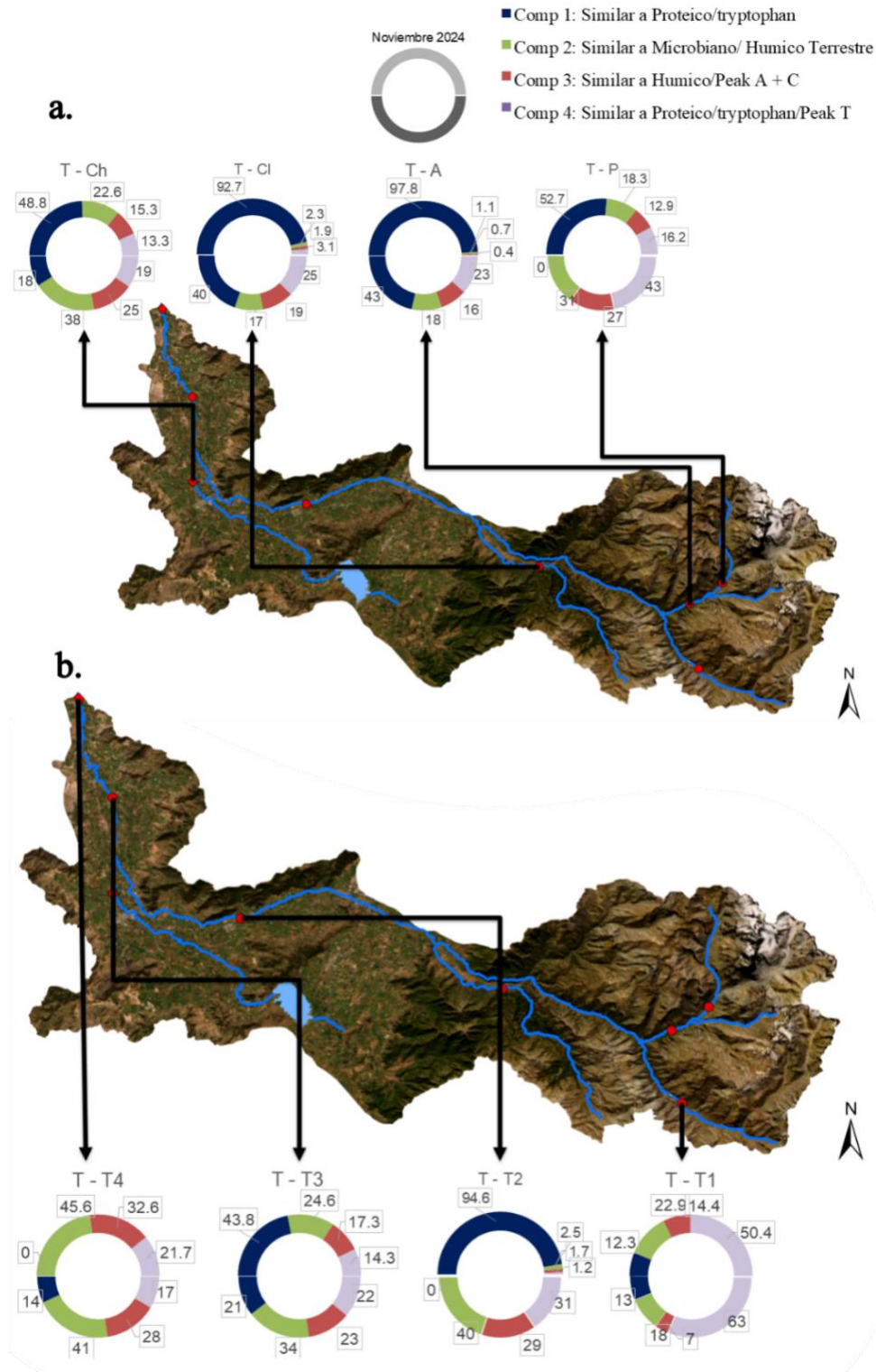


Figura 12.- Distribución en porcentaje de componentes PARAFAC de sitios muestreados del río principal (a) y los afluentes (b) de la subcuenca Tinguiririca. La semi torta superior representa la temporada noviembre 2024 y la inferior febrero 2025

En noviembre 2024, los sectores lacustres de Rapel R-R1 y R-R2 exhibieron incrementos simultáneos en intensidad de componentes húmicos y cambios en su distribución (C2 = 38% - 19%, C3 = 26% - 14%) y proteicos (C4 = 28% - 13%), mientras que el punto R-Sea (salida al

mar) presentó una señal dominante de C1 (91%), reflejando degradación microbiana intensificada al ingresar al océano (Fig. 13, Tabla A13).

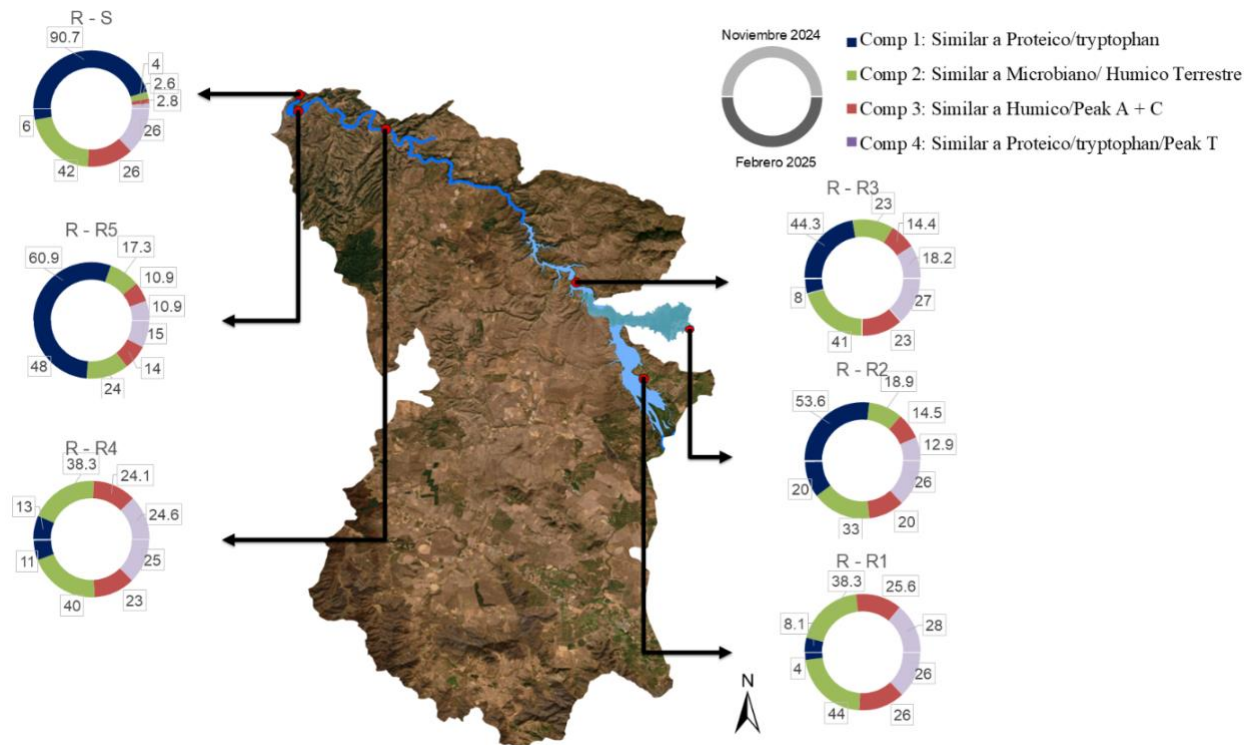


Figura 13.- Distribución en porcentaje de componentes PARAFAC de sitios muestreados de la subcuenca del río Rapel. La semi torta superior representa la temporada noviembre 2024 y la inferior febrero 2025.

Para la segunda temporada, los sectores lacustres conservaron su papel como zonas de acumulación y transformación de MOD. Se registraron altas intensidades en los componentes húmicos en R-R1 (C2 = 44%, C3 = 26%) y R-R2 (C2 = 33%, C3 = 20%), acompañadas de señales intermedias de C4 respecto a los otros componentes, lo que sugiere un proceso sostenido de humificación y mezcla, esta tendencia siguió hasta R-R4. Por el contrario, el tramo fluvial R-R5 presentó nuevamente un alza en C1 (48%), indicando la actividad microbiana reciente antes de la salida al mar. Finalmente, el punto terminal R-Sea mostró una composición relativamente homogénea, con baja distribución e intensidad de C1 (6%) y presencia equilibrada de C2 a C4 (42%, 26%, 26%) (Fig. 13, Tabla A14).

Comparado con el primer muestreo, S2 refleja una disminución general de los valores extremos en C1, salvo casos puntuales como el sitio C-C1, y un incremento relativo en las fracciones humificadas (C2-C3) en múltiples sitios. Esto sugiere una mayor estabilización de la MOD y posibles cambios en las fuentes o procesos de transformación asociados a condiciones estacionales más secas y cálidas.

A nivel de subcuenca, en Cachapoal C1 es el componente dominante en ambas campañas y presenta el mayor aumento y dispersión en verano. En S1 registra $0,43 \pm 0,48$ (0,03–1,52), mientras que en S2 aumenta a $0,66 \pm 1,68$ (0,00–5,67), evidenciando valores máximos mucho más altos y una fuerte heterogeneidad en S2. Este patrón sugiere la presencia de sitios con contribuciones particularmente elevadas de este componente durante el verano. El C2 muestra valores relativamente estables entre campañas ($0,13 \pm 0,19$ en S1 y $0,15 \pm 0,20$ en S2), con rangos similares, lo que indica una contribución relativamente constante a escala estacional. El C3 también se mantiene comparable entre campañas ($0,08 \pm 0,11$ en S1 y $0,09 \pm 0,09$ en S2), con una leve reducción en la amplitud máxima en verano. Esto sugiere que su aporte no presenta una variación estacional marcada. Por su parte, el C4 muestra un leve incremento en S2 ($0,10 \pm 0,14$ a $0,14 \pm 0,19$), junto con un aumento en el valor máximo (0,50 a 0,69), lo que indica una mayor contribución relativa en algunos sitios durante el verano (Tabla 8).

Tabla 8.- Variación de Componentes PARAFAC en unidades raman (C1-C4) en la subcuenca Cachapoal durante S1 y S2: media \pm DE (mín-máx).

Campaña	C1	C2	C3	C4
Cachapoal - S1	0.43 ± 0.48 (0.03-1.52)	0.13 ± 0.19 (0.02-0.66)	0.08 ± 0.11 (0.01-0.36)	0.10 ± 0.14 (0.02-0.50)
Cachapoal - S2	0.66 ± 1.68 (0.00-5.67)	0.15 ± 0.20 (0.01-0.68)	0.09 ± 0.09 (0.01-0.30)	0.14 ± 0.19 (0.02-0.69)

En Tinguiririca C1 presenta los valores más altos en S1, con 1.04 ± 1.41 (0.00–3.89), mostrando una amplia dispersión y un rango máximo elevado. En S2, el promedio disminuye a 0.08 ± 0.07 (0.00–0.17), junto con una reducción marcada del valor máximo y de la variabilidad. C2 registra en S1 un promedio de 0.08 ± 0.06 (0.02–0.17), mientras que en S2 aumenta a 0.15 ± 0.18 (0.01–0.50), acompañado de un incremento en el valor máximo y en la dispersión. C3 presenta en S1 un valor medio de 0.05 ± 0.04 (0.01–0.12). En S2, el promedio aumenta a 0.10 ± 0.12 (0.00–0.34), junto con una mayor amplitud en el rango y en la desviación estándar. Por su parte, C4 muestra en S1 un promedio de 0.05 ± 0.03 (0.01–0.10), mientras que en S2 aumenta a 0.09 ± 0.07 (0.01–0.21), con un incremento tanto en el valor máximo como en la variabilidad entre sitios (Tabla 9).

Tabla 9.- Variación de Componentes PARAFAC en unidades raman (C1-C4) en la subcuenca Tinguiririca durante S1 y S2: media \pm DE (mín-máx).

Campaña	C1	C2	C3	C4
---------	----	----	----	----

Tinguiririca - S1	1.04 ± 1.41 (0.00-3.89)	0.08 ± 0.06 (0.02-0.17)	0.05 ± 0.04 (0.01-0.12)	0.05 ± 0.03 (0.01-0.10)
Tinguiririca - S2	0.08 ± 0.07 (0.00-0.17)	0.15 ± 0.18 (0.01-0.50)	0.10 ± 0.12 (0.00-0.34)	0.09 ± 0.07 (0.01-0.21)

En la subcuenca Rapel durante S1, C1 presenta un promedio de 0.37 ± 0.38 (0.05–0.98), mostrando la mayor dispersión relativa entre los componentes en esa campaña. En S2, C1 disminuye a 0.13 ± 0.14 (0.04–0.34), con un rango más acotado respecto de S1. C2 registra en S1 un promedio de 0.21 ± 0.10 (0.13–0.35) y en S2 aumenta a 0.25 ± 0.10 (0.16–0.39), con un incremento del valor máximo. C3 presenta valores similares entre campañas: 0.14 ± 0.08 (0.08–0.26) en S1 y 0.14 ± 0.06 (0.09–0.24) en S2, con una leve reducción en la dispersión y en el rango máximo. Por su parte, C4 registra 0.14 ± 0.08 (0.09–0.24) en S1 y 0.16 ± 0.07 (0.10–0.24) en S2, con un leve aumento del promedio y una dispersión comparable entre campañas.

En el sitio R-S, durante S1, C1 presenta un valor de 3.35, mientras que el C2, C3 y C4 registran 0.15, 0.09 y 0.10, respectivamente. En S2, C1 disminuye a 0.02, mientras que C2, C3 y C4 presentan valores de 0.16, 0.10 y 0.10, respectivamente (Tabla 10).

Tabla 10.- Variación de Componentes PARAFAC en unidades raman (C1-C4) en la subcuenca Rapel durante S1 y S2: media ± DE (mín-máx).

Campaña	C1	C2	C3	C4
Rapel - S1	0.37 ± 0.38 (0.05-0.98)	0.21 ± 0.10 (0.13-0.35)	0.14 ± 0.08 (0.08-0.26)	0.14 ± 0.08 (0.09-0.24)
R-S - S1	3.35	0.15	0.09	0.10
Rapel - S2	0.13 ± 0.14 (0.04-0.34)	0.25 ± 0.10 (0.16-0.39)	0.14 ± 0.06 (0.09-0.24)	0.16 ± 0.07 (0.10-0.24)
R-S - S2	0.02	0.16	0.10	0.10

Análisis multivariado de la composición de la MO

Análisis de Componentes Principales (PCA)

La figura 14 presenta la PCA realizada a partir de los variables normalizadas, estas fueron elevación, DOC, HIX, YFI y los componentes de PARAFAC (C1, C2, C3, C4) para las muestras de los dos temporadas. El análisis de componentes principales explicó el 82,2% de la varianza total en los dos primeros ejes (PC1 = 58,7%; PC2 = 23,5%). El eje PC1 se asoció

positivamente con COD y con los componentes fluorescentes C2, C3 y C4, mientras que mostró asociación negativa con elevación y YFI. El eje PC2 presentó cargas positivas asociadas principalmente a C1 y YFI, mientras que HIX mostró una orientación negativa respecto a este eje. En el espacio multivariado, las muestras correspondientes a sectores de mayor elevación se distribuyeron hacia valores negativos de PC1, mientras que aquellas con mayores concentraciones de COD y mayor contribución de los componentes fluorescentes C2-C4 se ubicaron hacia valores positivos de este eje. Las muestras asociadas a agricultura y lago, ubicadas principalmente en valores positivos de PC1, se proyectan en la dirección de las variables COD y de los componentes C2, C3 y C4. En contraste, los sitios clasificados como matorrales y área urbana, situados mayoritariamente en el sector negativo de PC1, se orientan hacia la dirección de Elevación y YFI, contrarios a las variables C4, C2, DOC y C3. Las muestras de bosque se distribuyen en posiciones intermedias entre estos extremos, mientras que las de mar, además de ubicarse en valores intermedios a positivos de PC1, tienden a proyectarse hacia valores positivos de PC2, en la dirección asociada a C1.

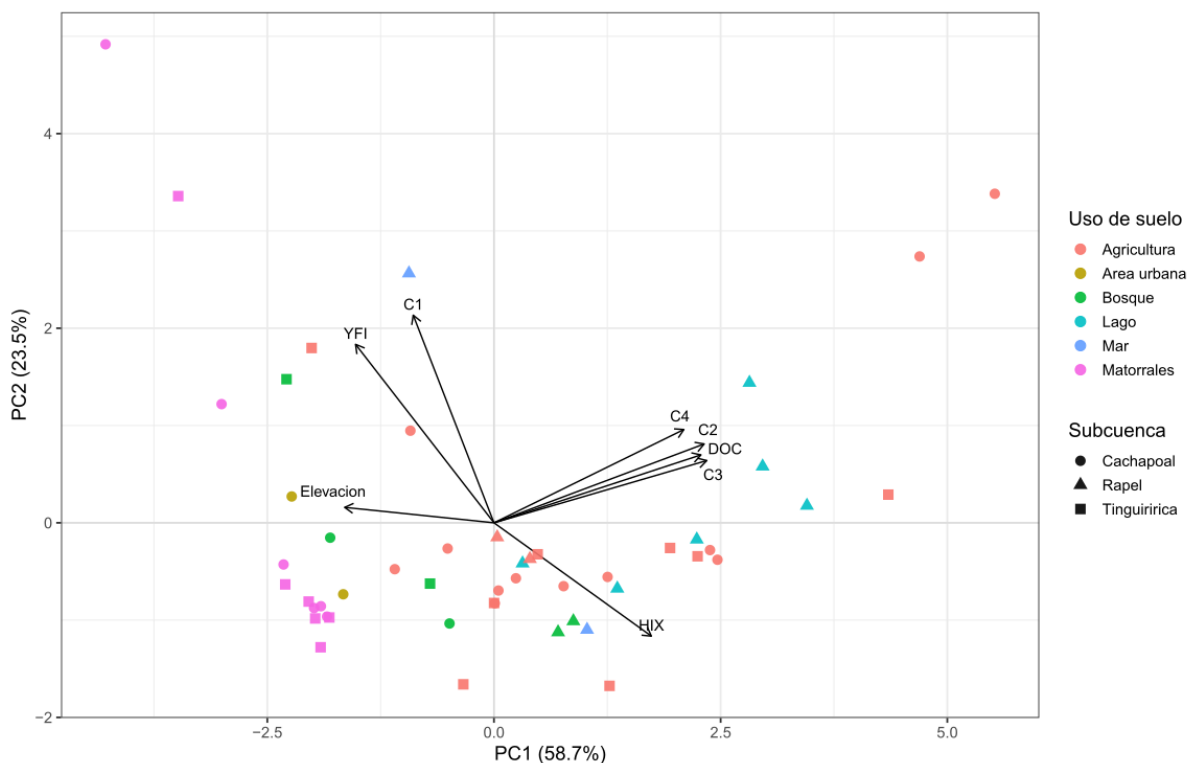


Figura 14.- Análisis de Componentes principales (PCA) biplot mostrando las variables normalizadas y distribución de sitios muestreados en noviembre 2024 y febrero 2025. Los puntos están coloreados según el uso de suelo adyacente al sitio y su figura según la subcuenca.

Análisis de Coordenadas Principales (PCoA)

El análisis PCoA explicó el 98,5% de la variación total en los dos primeros ejes (PCoA1 = 91,8%; PCoA2 = 6,7%). El eje PCoA1 mostró una separación marcada entre muestras a lo largo de un gradiente principal, mientras que el eje PCoA2 explicó una fracción menor de la variabilidad. Las variables ambientales proyectadas indicaron una asociación del eje PCoA1 con conductividad y temperatura, mientras que la elevación mostró una orientación opuesta en el espacio multivariado. Las muestras de las distintas subcuencas se distribuyeron a lo largo del eje PCoA1, observándose patrones de agrupamiento parcial entre campañas (primavera y verano), con las muestras de Cachapoal y Tinguiririca situándose juntos por la temporada de primavera y siguiendo una tendencia de transición a la temporada de verano hacia los puntos asociados a las variables de temperatura y conductividad, las muestras de verano de la subcuenca Rapel se mantuvieron agrupadas en los valores más elevados de ambas dimensiones (Fig. 15).

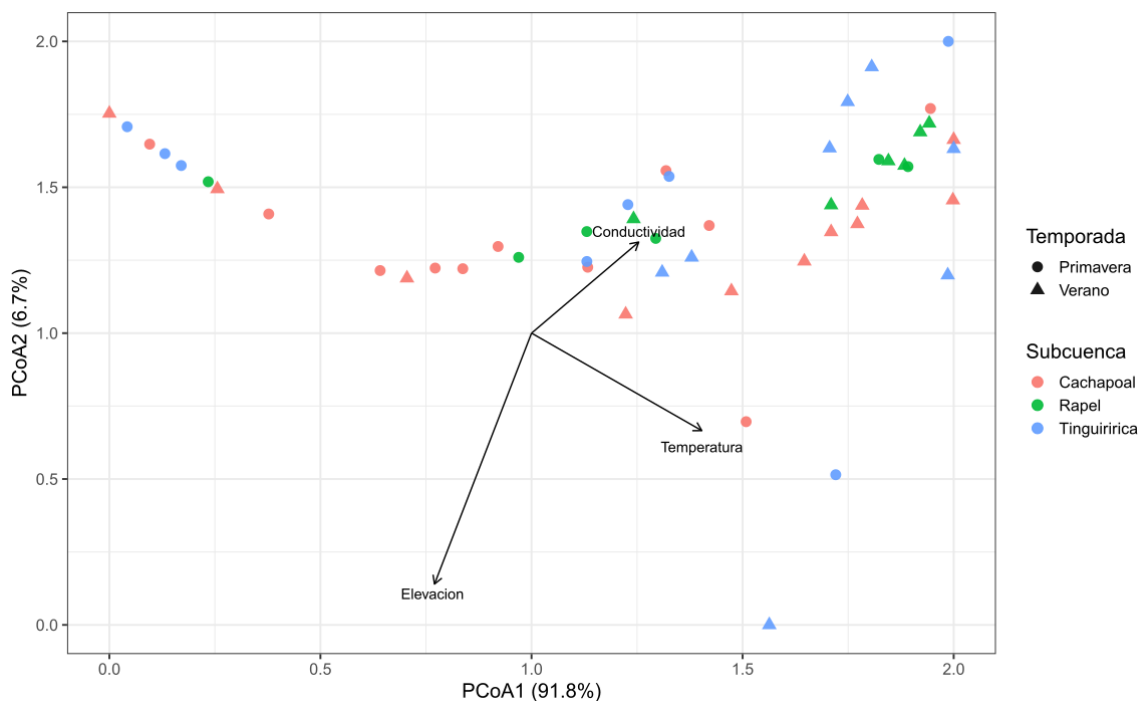


Figura 15.- Análisis de Coordenadas Principales (PCoA) basado en distancias de Bray-Curtis calculadas sobre los componentes PARAFAC normalizados (MOD 0-1). Los puntos representan los sitios muestreados en noviembre 2024 y febrero 2025, coloreados según la subcuenca.

Análisis de Agrupamiento Jerárquico

El análisis jerárquico identificó cinco clusters principales en función de la similitud multivariada entre las muestras. El dendrograma mostró una separación inicial en dos grandes ramas, indicando una diferenciación marcada dentro del conjunto de datos. La primera rama izquierda contiene una menor ramificación de puntos prístinos y de valle con asociación proteica. Por otra parte, el otro grupo es conformado por zonas de mezcla, puntos asociados a la intervención antrópica y hotspots agrícolas. Estas ramas se subdividieron en cinco grupos principales. Algunos clústers estuvieron compuestos mayoritariamente por muestras de sectores específicos de la cuenca, mientras que otros incluyeron combinaciones de sitios de distintas subcuencas y campañas (Fig. 16).

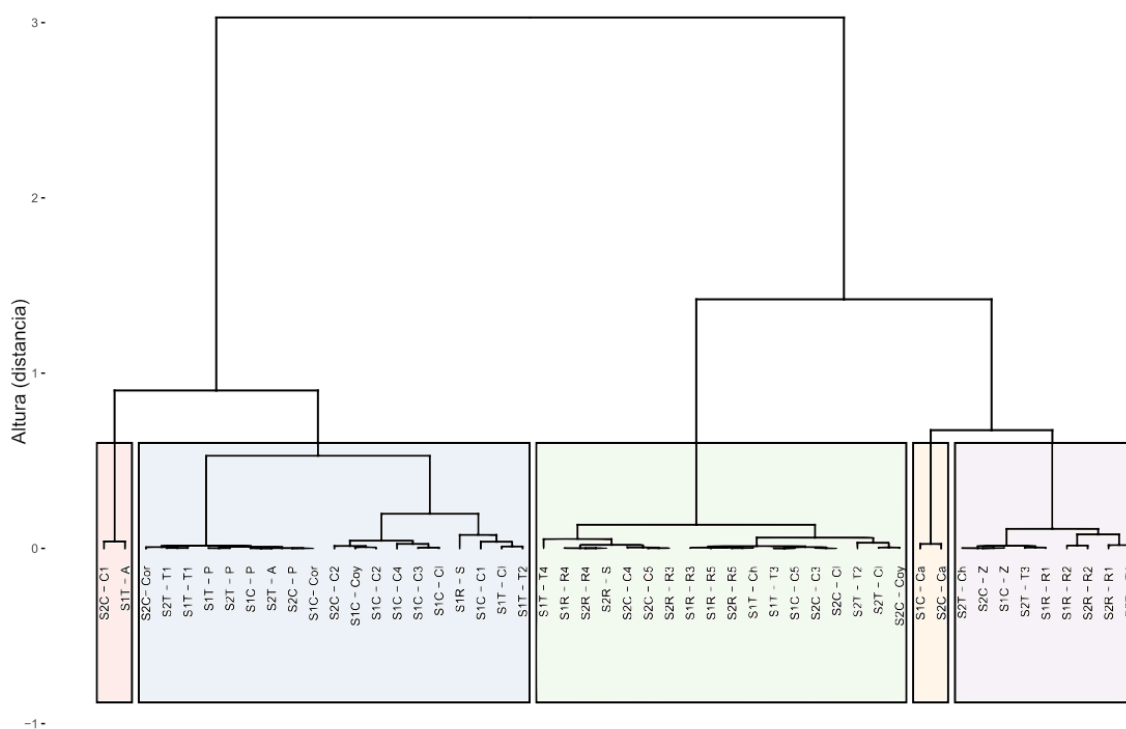


Figura 16.- Dendrograma de grupos de muestras asociado al cluster plot. La altura entre cada sitio y grupo es dada por su diferencia.

La proyección de los cinco clusters sobre el espacio definido por los dos primeros ejes del PCA mostró una distribución diferenciada entre grupos (Fig. 17). El Cluster 1 (rojo) se ubicó principalmente hacia valores negativos de PC1 y positivos de PC2, con una alta dispersión a lo largo de ambos ejes. El Cluster 2 (azul) se concentró en el sector de PC1 negativo y en torno a valores bajos de PC2 (cerca de 0 o levemente negativo). El Cluster 3 (verde) ocupó una posición intermedia, distribuyéndose mayoritariamente entre valores cercanos a 0 y positivos de PC1, con PC2 levemente negativo. El Cluster 4 (morado) se localizó hacia valores positivos

de PC1 y PC2 positivo, mientras que el Cluster 5 (naranja) se restringió a valores altos de PC1 y PC2, representando un grupo destacado y separado del resto (Fig. 17).

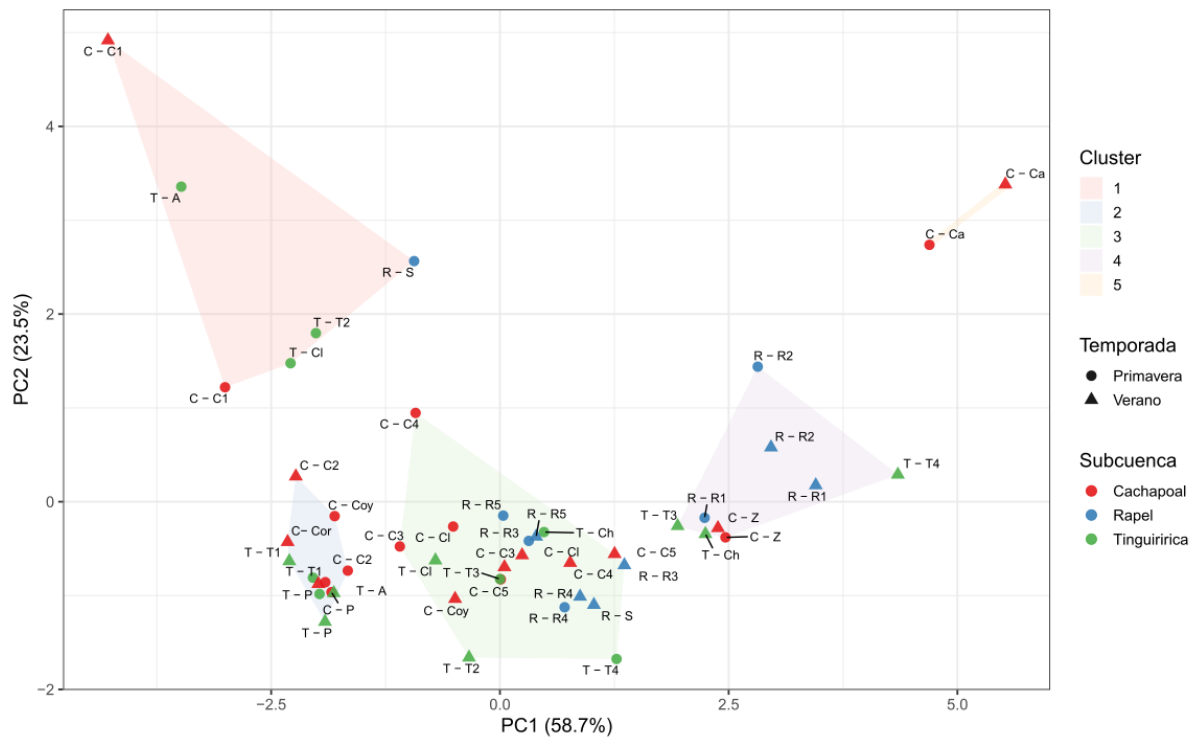


Figura 17.- Cluster plot de análisis de Componentes Principales (PCA) aplicado al biplot de variables propias y sitios distribuidos. Los polígonos representan los grupos identificados mediante análisis de clustering jerárquico (HCPC), delineando la extensión.

Discusión

Dinámica de la materia orgánica en sistemas fluviales

Los resultados muestran que la composición de la MOD en la cuenca Rapel se organiza espacialmente a lo largo del gradiente de tramos, regulado por el embalse, con diferencias consistentes entre las subcuencas de Cachapoal, Tinguiririca y Rapel. En términos generales, las cabeceras presentan una señal más asociada a MOD reciente/autóctona, mientras que en el valle aumentan la carga orgánica y el carácter humificado/aromático. En la subcuenca Rapel, el embalse introduce un tramo funcionalmente distinto, donde la señal óptica se integra por mayor tiempo de residencia y mayor relevancia de procesos internos (Johnes et al., 2023).

En la subcuenca Cachapoal, los puntos de cabecera presentan valores elevados de índices fluorescentes asociados a contribuciones recientes/autóctonas (YFI y BIX), junto con una presencia importante de componentes PARAFAC de carácter proteico. Este patrón es consistente con ríos de cabecera, donde la señal óptica de la MOD refleja producción in situ y procesamiento microbiano rápido, bajo tiempos de residencia cortos (Bambakidis et al., 2024) y fuerte control local sobre el agua transportada (Fellman et al., 2010; Fasching et al., 2016). Hacia el valle, aumentan el COD y las señales asociadas a fracciones más procesadas/humificadas (HIX), junto con una mayor contribución relativa de componentes PARAFAC húmicos. Este cambio es coherente con mayor acople lateral y aportes alóctonos desde suelos y tributarios en tramos medios, donde la conectividad hidrológica y el contexto geomorfológico favorecen la movilización de MOD terrestre (Hernes et al., 2008). En Tinguiririca se observa un patrón comparable: cabeceras con rasgos relativamente más proteicos/autóctonos y un desplazamiento hacia señales más humificadas en tramos de valle, reflejado en mayores valores de COD, HIX y cambios en la composición PARAFAC. Cachapoal y Tinguiririca muestran una transición espacial coherente desde sectores altos hacia el valle con heterogeneidad local asociada a afluentes y condiciones puntuales del continuo fluvial, ambas subcuencas cuentan con zonas prístinas y una conexión hidrográfica a lo largo del valle que sensibiliza su variación y se expone a la influencia agrícola.

La subcuenca Rapel exhibe un comportamiento más complejo debido al tramo lacustre del embalse. En este sector, la señal tiende a homogenizarse e integrar las entradas provenientes del valle. En sistemas regulados, el aumento del tiempo de residencia y la modificación

hidrodinámica favorecen la acumulación relativa, la transformación y el reprocesamiento de la MOD, estabilizando parcialmente la señal óptica por mezcla e intensificación de procesos internos (Sun et al., 2017; Imtiaz, 2025; Kamjunke et al., 2025). el tramo inferior del río Rapel no recibe simplemente la señal combinada de los tributarios, sino una MOD ya integrada y parcialmente transformada, lo que atenúa la heterogeneidad lateral característica de los valles agrícolas aguas arriba. Por eso, a lo largo del río Rapel aguas abajo del embalse, la dinámica de la MOD refleja el balance entre esta señal exportada, los aportes laterales locales y las condiciones hidrológicas estacionales. En comparación con los valles de Cachapoal y Tinguiririca, donde la conectividad suelo-cauce domina la señal composicional, el valle del Rapel muestra una influencia más marcada del almacenamiento previo y del control hidráulico impuesto por el embalse.

En la desembocadura, la MOD continental se encuentra con la MOD marina, generando un nuevo escenario de mezcla y transformación. En esta zona de transición pueden coexistir procesos conservativos de dilución con procesos no conservativos como floculación selectiva de fracciones húmicas, fotodegradación y cambios en la disponibilidad de nutrientes, reconfigurando nuevamente la señal composicional antes de su exportación al océano. Así, el sistema Rapel presenta al menos dos discontinuidades funcionales relevantes: el embalse y la zona de mezcla estuarina, ambas capaces de modificar la trayectoria longitudinal esperada bajo un esquema estrictamente continuo.

La comparación estacional entre primavera (noviembre) y verano (febrero) muestra cambios en índices ópticos (HIX, YFI), COD y en la contribución relativa de componentes PARAFAC, lo que indica que la estacionalidad modula el gradiente espacial observado. Bajo condiciones estivales de estiaje, el aumento de temperatura y radiación puede favorecer la producción autóctona y el procesamiento microbiano de la MOD (Fellman et al., 2010; Hansen et al., 2016). A la vez, la alta radiación promueve procesos no conservativos como la fotodegradación (photobleaching), capaces de reducir la absorbancia UV por unidad de carbono y alterar proxies de aromaticidad y humificación, incluyendo disminuciones estacionales de SUVA₂₅₄ bajo fuerte exposición lumínica (Helms et al., 2008; Hansen et al., 2016). En la cuenca Rapel, esta tendencia se observa como una disminución general de SUVA₂₅₄ en verano en las subcuencas de Cachapoal, Tinguiririca y en el tramo regulado de Rapel, lo que sugiere una reducción relativa de la aromaticidad asociada a mayor exposición fotoquímica durante el estiaje. La fracción cromofórica de la MOD modula la penetración de radiación en la columna de agua,

alterando simultáneamente la disponibilidad de luz para producción primaria y la exposición fotoquímica de la propia MOD, por ello, cambios en SUVA₂₅₄ pueden reflejar no solo transformación directa de la MOD, sino también cambios en el acoplamiento entre luz, producción autóctona y procesamiento interno (Yan et al., 2025).

En este estudio, SUVA₂₅₄ mostró una tendencia general a disminuir en verano en Cachapoal, Tinguiririca y Rapel, con excepciones puntuales (C-C1, T-T4, R-R3 y R-R5). Esto sugiere un control estacional regional relacionado con menor aromaticidad relativa por fotoprocesamiento y/o cambios en el balance entre aportes y producción; sin embargo, en algunos sitios dominan controles locales (fuentes laterales específicas, mezcla o retención) que mantienen señales relativamente más aromáticas en verano (Martinot et al., 2025). Esta heterogeneidad es consistente con que la señal cromofórica resulta del balance entre aportes alóctonos y producción/procesamiento in situ, dependiente del régimen hidrológico, la conectividad lateral y el grado de mezcla (Rain-Franco et al., 2019; Delbecq et al., 2024). En el lago Rapel, una parte importante de esta variabilidad está además mediada por intervenciones antrópicas que modifican fuentes, conectividad lateral y procesamiento de la MOD.

Impactos de las intervenciones antrópicas en la composición de la materia orgánica

En la cuenca Rapel, los cambios observados en la MOD en tramos de valle indican que las intervenciones antrópicas, en particular el uso agrícola del suelo y el manejo hídrico asociado, actúan como forzantes relevantes sobre la señal biogeoquímica del sistema (Johnes et al., 2023). En estos sectores, el aumento de COD, de índices asociados a mayor humificación (HIX) y de señales ópticas compatibles con fracciones más aromáticas es consistente con una mayor contribución de aportes laterales desde suelos y drenajes agrícolas, especialmente en sitios que se comportan como hotspots dentro del corredor fluvial (Takaki et al., 2022; Roebuck et al., 2020).

Este patrón concuerda con estudios que muestran que la composición de la MOD en ríos puede estar fuertemente controlada por el acople lateral suelo-cauce (Takaki et al., 2022) y por la movilización de materia orgánica terrestre desde zonas de uso intensivo del suelo (Hernes et al., 2008; Roebuck et al., 2020). En cuencas agrícolas, los retornos de riego, drenajes y flujos difusos pueden incrementar la exportación de MOD/COD y modificar su calidad óptica (Martinot et al., 2025), alterando no solo la concentración sino también la proporción entre

fracciones más frescas/autóctonas y fracciones más procesadas/humificadas (Bellmore et al., 2015; Ortiz Muñoz & Kominoski, 2025; Wang et al., 2025). Este patrón se observa particularmente en el tramo medio-bajo de Tinguiririca y en el eje agrícola del Cachapoal, donde la heterogeneidad espacial de SUVA254, BIX, YFI y HIX sugiere una superposición de señales terrígenas y aportes autóctonos recientes. Esta configuración responde a la matriz agrícola dominante del valle medio-bajo de la cuenca Rapel, donde los retornos de riego y drenajes intensifican la conectividad lateral hacia el sistema fluvial (ODEPA & CIREN, 2024). La MOD no solo actúa como carga de carbono, sino también como vehículo de nutrientes en formas orgánicas disueltas, de modo que el ingreso de drenajes agrícolas puede modificar simultáneamente la cantidad de MOD y el entorno trófico en que esa MOD se transforma (Yan et al., 2025).

La presencia de sitios con señales contrastantes dentro del valle (incluyendo incrementos localizados de COD y cambios en índices/componentes PARAFAC) muestra que la respuesta de la MOD no depende solo de la posición longitudinal, sino también de la intensidad y localización de entradas laterales de MOD y nutrientes orgánicos disueltos provenientes de suelos agrícolas, drenajes y retornos de riego, tanto puntuales como difusos. Esto implica que el valle funciona como una zona de alta heterogeneidad espacial, donde la composición de la MOD emerge del balance entre transporte longitudinal, aportes laterales y procesos in situ tales como fotodegradación, biodegradación microbiana, producción autóctona y remoción selectiva de fracciones cromofóricas, intensificados por la recirculación de agua de riego y pulsos de drenaje (Rain-Franco et al., 2019; Ortiz Muñoz & Kominoski, 2025; Johnes et al., 2023).

Además, bajo condiciones de estiaje, la disminución relativa del caudal en tramos de valle puede aumentar el tiempo de residencia y la oportunidad de transformación de la MOD (Bambakidis et al., 2024), reforzando la persistencia de la huella del valle aguas abajo. Estas condiciones pueden reducir la conectividad hidráulica entre subambientes del cauce y planicie ribereña, generando sectores más desconectados, cálidos y con menor disponibilidad de nutrientes, donde cambia el balance metabólico del procesamiento de la MOD (menor asimilación y mayor respiración), lo que favorece transformaciones composicionales y puede mantener una mayor complejidad química de la materia orgánica disuelta (Lynch et al., 2019). En la cuenca Rapel, este comportamiento se refleja particularmente en los sectores agrícolas del valle y en la transición estacional, donde en verano se observa una coexistencia más equilibrada de componentes PARAFAC junto con una disminución de SUVA254, lo que

sugiere una reorganización composicional más que una simple dilución. Esta diversificación relativa de firmas ópticas y fluorescentes es consistente con un mayor procesamiento in situ bajo condiciones de mayor tiempo de residencia. En este sentido, las intervenciones agrícolas no solo aportan materia orgánica, sino que también modifican el contexto hidrológico y biogeoquímico en que esa MOD es procesada (Delbecq et al., 2024).

El Embalse Rapel constituye una intervención antrópica mayor, ya que transforma un tramo fluvial en un sistema con condiciones lentificadas, mayor tiempo de residencia y mayor relevancia de procesos internos (Imtiazy, 2025). A diferencia de un tramo con transporte longitudinal dominante, en el embalse la MOD permanece más tiempo expuesta a mezcla, transformación microbiana, fotoprocesamiento y retención, favoreciendo la integración espacial de las entradas provenientes de Cachapoal y Tinguiririca.

De esta manera, el embalse actúa como un reactor biogeoquímico dentro de la red fluvial: la composición de la MOD no refleja únicamente los aportes aguas arriba, sino también su modificación por procesos internos. El almacenamiento prolonga el tiempo de exposición de la MOD a degradación fotoquímica y biodegradación, favoreciendo potencialmente la remoción selectiva de fracciones terrígenas más aromáticas y de mayor peso molecular, junto con una contribución relativa mayor de señales autóctonas y compuestos de menor peso molecular. En el sistema Rapel, este patrón se sugiere por la integración composicional observada en el tramo lacustre y la ausencia de incrementos proporcionales en COD respecto a los cambios en índices ópticos y componentes PARAFAC, lo que indica una reconfiguración composicional más que un aumento lineal en cantidad de carbono (Bai et al., 2023). Este comportamiento es consistente con evidencia en reservorios donde la alteración hidráulica (zonas de flujo lento, mayor residencia, gradientes de mezcla) incrementa la importancia de la producción y transformación autóctona y modifica la señal óptica de la MOD (Sun et al., 2017). Asimismo, la idea de sistemas con mayor almacenamiento y mezcla que amortiguan variabilidad y favorecen señales más integradas se relaciona con el marco de river chemostat (Creed et al., 2015) y con observaciones en sistemas acuáticos donde tiempo de residencia y mezcla controlan fuertemente la composición cromofórica y fluorescente de la MOD (Kellerman et al., 2014; Rain-Franco et al., 2019), incluyendo antecedentes del Embalse Rapel que describen mezcla inducida por viento y dinámica interna relevante para la distribución de propiedades limnológicas (Vila, 2003).

En el lago Rapel, este efecto es particularmente importante porque el embalse no solo recibe una señal ya modificada por el valle agrícola, sino que la reprocessa antes de su exportación hacia el tramo inferior. En consecuencia, la señal observada aguas abajo corresponde a una MOD transformada por retención, mezcla y procesamiento interno, más que a una simple continuidad lineal del gradiente longitudinal previo. Este reprocesamiento puede implicar cambios en la partición por tamaño y en la composición de la MOD, ya que no todas las fracciones responden de la misma forma: componentes húmicos/fulvicos pueden persistir y reorganizarse hacia fracciones coloidales por autoensamblaje, mientras fracciones más lábiles (proteicas y carbohidratadas) tienden a ser removidas preferencialmente por degradación microbiana (Xu & Guo, 2018). En la cuenca Rapel, este comportamiento se evidencia en que el COD no muestra una variación lineal marcada a lo largo del tramo lacustre, mientras que los índices ópticos (particularmente SUVA₂₅₄) y la distribución relativa de los componentes PARAFAC sí presentan cambios entre puntos y campañas. Esta divergencia sugiere una reconfiguración composicional más que una simple acumulación o dilución de carbono. En esa línea, más que un aumento o disminución lineal del COD, lo esperable es una reconfiguración composicional por remoción selectiva de fracciones de MOD; Seidel et al. (2015) mostraron que la foto- y biodegradación pueden actuar sobre fracciones terrígenas distintas y modificar la composición molecular de la MOD sin alterar significativamente el COD total en escalas cortas.

Un aspecto clave para interpretar la MOD en el lago Rapel es que los sitios R-R1, R-R2 y R-R3 representan sectores con funcionamiento hidrodinámico distinto, por lo que no deben tratarse como un único compartimento homogéneo. R-R1, ubicado en la entrada al sistema Rapel donde confluyen Cachapoal y Tinguiririca, representa un tramo relativamente más fluvial (mayor advección y señal más influida por los aportes de entrada), aunque ya bajo influencia del sistema regulado. En contraste, R-R2 corresponde al brazo de carácter más lacustre, donde el almacenamiento de agua y la menor velocidad de flujo favorecen una mayor integración espacial de las entradas y una señal más modulada por procesos internos. Por su parte, R-R3, próximo a las puertas del embalse, refleja condiciones influenciadas por la hidrodinámica terminal del reservorio y por los patrones de retención/exportación asociados a la operación del sistema.

Esta diferenciación interna implica trayectorias de procesamiento distintas dentro del mismo embalse (Bambakidis et al., 2024): en sectores más fluviales se preserva en mayor medida la

señal de entrada y el efecto del transporte longitudinal, mientras que en sectores más lacustres y/o de mayor residencia relativa aumenta la exposición a mezcla, fotodegradación y transformación microbiana, favoreciendo señales más integradas o reprocesadas (Kellerman et al., 2014; Sun et al., 2017; Kamjunke et al., 2025). Por ello, la heterogeneidad observada dentro del sistema Rapel responde no solo a diferencias entre subcuencas tributarias, sino también a la coexistencia de subambientes con distinto comportamiento hidráulico dentro del embalse.

Aguas abajo del embalse (R-R4 y R-R5), la MOD no muestra una recuperación del gradiente agrícola aguas arriba, sino la persistencia de una señal previamente integrada y transformada dentro del reservorio. El COD no presenta incrementos proporcionales respecto al tramo lacustre, mientras que los índices ópticos y la composición PARAFAC mantienen patrones coherentes con una MOD ya reprocesada. Esto indica que el embalse imprime una huella composicional que se extiende hacia el tramo inferior, aunque con ajustes locales asociados a nuevos aportes laterales y a la estacionalidad. Este comportamiento refuerza la idea de que el Embalse Rapel no solo constituye una discontinuidad hidráulica, sino también una discontinuidad procesual, capaz de redefinir la trayectoria composicional de la MOD más allá de su influencia espacial inmediata.

Reconfiguración antrópica del continuo fluvial y evaluación de la hipótesis

El Concepto del Río Continuo (RCC) plantea que la estructura y funcionamiento de los ríos cambian gradualmente a lo largo del gradiente longitudinal, con una reorganización progresiva de fuentes y procesamiento de materia orgánica en respuesta a cambios geomorfológicos e hidrodinámicos (Vannote et al., 1980). En la cuenca Rapel, este marco explica parte del patrón observado, especialmente en la transición entre cabeceras y tramos de valle de Cachapoal y Tinguiririca. La señal relativamente más autóctona/proteica en cabeceras y el aumento de COD y señales más humificadas en el valle son compatibles con una reorganización longitudinal de la MOD. En ese sentido, el RCC conserva valor como marco de referencia para describir tendencias de primer orden a escala de cuenca.

Su principal limitación en esta cuenca aparece cuando la variación de la MOD pasa a estar controlada por factores que no siguen una progresión longitudinal simple. En la cuenca Rapel, esto ocurre en dos contextos: (i) el valle agrícola, donde los aportes laterales intensifican la heterogeneidad local, y (ii) el embalse, donde la regulación hidráulica introduce una discontinuidad funcional en el continuo fluvial.

En el valle, la presencia de sitios con alta carga orgánica y señales ópticas más humificadas/aromáticas (incluyendo hotspots) indica que la composición de la MOD está estructurada por conectividad lateral y uso de suelo, además del transporte longitudinal. Este desacople entre posición longitudinal y composición de la MOD coincide con lo descrito para cuencas intervenidas, donde el mosaico de uso/cobertura de suelo puede dominar la señal biogeoquímica (Takaki et al., 2022; Roebuck et al., 2020; Hernes et al., 2008).

En el embalse, la limitación del RCC no responde solo a heterogeneidad espacial, sino a un cambio de régimen de funcionamiento: mayor residencia, mezcla y procesamiento interno. Bajo estas condiciones, la MOD exportada aguas abajo corresponde a una señal transformada dentro del reservorio, por lo que el embalse actúa como una discontinuidad procesual que rompe la expectativa de continuidad composicional implícita en una lectura estrictamente longitudinal del RCC. Este comportamiento es coherente con el marco de river chemostat (Creed et al., 2015) y con evidencia de sistemas de almacenamiento donde la hidrodinámica reorganiza la señal de la MOD (Kellerman et al., 2014; Sun et al., 2017).

A nivel multivariado, la ordenación (PCoA) sugiere una disposición curvada de las muestras (patrón tipo horseshoe), coherente con la expresión de un gradiente dominante sobre el que se superponen efectos estacionales. En este caso, el patrón es consistente con la variación espaciotemporal de la MOD entre cabeceras, valle y tramo regulado por embalse, más que con una separación estricta en grupos discretos (Morton et al., 2017).

La estacionalidad no controla el gradiente longitudinal ni los controles antrópicos, pero sí modula su expresión. En verano, las condiciones de estiaje intensifican procesos no conservativos (fotodegradación y reprocesamiento microbiano) y pueden aumentar el tiempo de residencia en tramos de valle y sectores lentificados. Bajo este escenario, la señal de la MOD resulta más sensible a controles locales, especialmente en sitios con aportes laterales o con condiciones de mezcla/retención particulares (Martinot et al., 2025). Esta interpretación es consistente con evidencia en sistemas intervenidos donde forzantes antrópicos y condiciones físicas estacionales reconfiguran la composición de la MOD, aun cuando el contexto hidrológico sea distinto al de Rapel (Zhao et al., 2024).

La tendencia general de disminución de SUVA₂₅₄ en verano respalda un control estacional regional sobre la calidad óptica de la MOD, pero la persistencia de excepciones indica que la señal final depende del balance local entre aportes laterales de MOD terrígena y drenajes

agrícolas, mezcla hidrológica entre señal aguas arriba y entradas locales, y procesos de transformación in situ como fotodegradación, biodegradación microbiana y producción autóctona (Helms et al., 2008; Hansen et al., 2016; Rain-Franco et al., 2019). Por tanto, la estacionalidad actúa como un modulador de segundo orden que puede amplificar o atenuar la huella de las intervenciones antrópicas según el tramo.

Con base en los resultados, la hipótesis se acepta, las intervenciones antrópicas en la cuenca del río Rapel reconfiguran la dinámica espacial y temporal de la MOD, generando un sistema que desafía los patrones clásicos del RCC cuando este se aplica de forma aislada.

El RCC sigue siendo útil para interpretar tendencias generales, especialmente en cabeceras y en transiciones amplias entre tramos; sin embargo, en la cuenca Rapel su poder predictivo disminuye en sectores donde predominan controles laterales (valle agrícola) y discontinuidades hidráulicas (Embalse Rapel), que modifican la conectividad, la residencia y el procesamiento de la MOD.

Este resultado es particularmente relevante para cuencas mediterráneas de gran tamaño (~13.000 km²), donde coexisten subcuencas contrastantes y múltiples usos de suelo. En estos sistemas, la señal biogeoquímica no puede inferirse únicamente desde la posición longitudinal, sino desde la interacción entre gradiente fluvial, conectividad lateral, hidrodinámica local y regulación antrópica. En términos comparativos, esto es consistente con observaciones regionales en cuencas como Biobío, donde la heterogeneidad territorial y la influencia antrópica estructuran fuertemente la señal de COD y MOD (Vargas et al., 2013).

Conclusión

Los resultados demuestran que la materia orgánica disuelta (MOD) en la cuenca Rapel no responde únicamente a un gradiente longitudinal simple, sino a la interacción entre gradiente cabecera-valle-tramo, estacionalidad, aportes laterales agrícolas y almacenamiento lacustre. En cabeceras predomina una señal relativamente autóctona y proteica, coherente con tiempos de residencia cortos y fuerte control local. En el valle, el incremento de COD, HIX y componentes húmicos refleja mayor acoplamiento lateral suelo-cauce y movilización de MOD terrestre, con heterogeneidad espacial asociada a tributarios y drenajes agrícolas. La estacionalidad modula este patrón estructural. En verano, la combinación de estiaje, mayor radiación y temperatura intensifica procesos no conservativos (fotodegradación y reprocesamiento microbiano), lo que favorece una disminución regional de SUVA₂₅₄ y una reorganización composicional más que un cambio lineal en la cantidad de carbono. Las excepciones locales evidencian que la señal final de la MOD depende del balance entre aporte, mezcla y transformación in situ. El Embalse Rapel constituye la principal discontinuidad funcional del sistema. Al aumentar el tiempo de residencia y la mezcla interna, el embalse actúa como un reactor biogeoquímico que integra y transforma las entradas provenientes del valle agrícola. Bajo estas condiciones, la MOD exportada aguas abajo no es una prolongación directa del gradiente longitudinal, sino una señal reprocesada mediante degradación fotoquímica, biodegradación y remoción selectiva de fracciones, lo que puede modificar la composición sin alterar necesariamente el COD total. Así, más que cambios lineales en concentración, el sistema muestra reconfiguraciones composicionales asociadas a transformaciones diferenciales entre fracciones lábiles y húmicas. El River Continuum Concept conserva valor para describir tendencias generales en cabeceras y transiciones amplias, pero pierde poder predictivo en los tramos medios agrícolas y en el embalse, donde la conectividad lateral y la regulación hidráulica introducen controles dominantes. Un marco conceptual integrado, que combine gradiente longitudinal, conectividad lateral, almacenamiento tipo “river chemostat” y uso de suelo describe mejor la dinámica observada. En síntesis, la MOD de la cuenca Rapel está estructurada por la organización del paisaje productivo, la regulación hidráulica y su pulso estacional, configurando un sistema donde la composición resulta del equilibrio dinámico entre transporte, aporte y procesamiento. Este enfoque es clave para avanzar desde la descripción hacia la predicción de la dinámica de la MOD en cuencas mediterráneas altamente intervenidas.

Bibliografía

Artifon, V., Zanardi-Lamardo, E., & Fillmann, G. (2019). Aquatic organic matter: Classification and interaction with organic microcontaminants. *Science of The Total Environment*, 649, 1620-1635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.385>

Bai, Y., Zhang, S., Ding, A., Mu, E., Zhao, Y., Cheng, L., Zhu, Y., Wang, Y., & Yuan, Y. (2023). Characterizing the spatiotemporal distribution of dissolved organic matter (DOM) in the Yongding River Basin: Insights from flow regulation. *Journal of Environmental Management*, 325, 116476. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116476>

Baldock, J. A., Masiello, C. A., Gélinas, Y., & Hedges, J. I. (2004). Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. *Marine Chemistry*, 92(1-4), 39-64. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.06.016>

Bambakidis, G. A., Morrison, H. G., Kelly, R. P., Wankel, S. D., McDowell, W. H., & Bernhardt, E. S. (2024). Temperature, water travel time, and dissolved organic matter structure shape riverine microbial communities in a temperate watershed. *Limnology and Oceanography*, 69(10), 2335–2350. <https://doi.org/10.1002/lno.12591>

Bonkowski, M. (2004). Protozoa and plant growth: The microbial loop in soil revisited. *New Phytologist*, 162(3), 617-631. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01066.x>

Casas-Ruiz, J. P., Spencer, R. G. M., Guillemette, F., Von Schiller, D., Obrador, B., Podgorski, D. C., Kellerman, A. M., Hartmann, J., Gómez-Gener, L., Sabater, S., & Marcé, R. (2020). Delineating the Continuum of Dissolved Organic Matter in Temperate River Networks. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(8), e2019GB006495. <https://doi.org/10.1029/2019GB006495>

CONAF. (2020) Sistema de informacion territorial, Region Libertador Bernardo O'Higgins. Informe elaborado por CONAF

Creed, I. F., McKnight, D. M., Pellerin, B. A., Green, M. B., Bergamaschi, B. A., Aiken, G. R., Burns, D. A., Findlay, S. E. G., Shanley, J. B., Striegl, R. G., Aulenbach, B. T., Clow, D. W., Laudon, H., McGlynn, B. L., McGuire, K. J., Smith, R. A., & Stackpoole, S. M. (2015).

The river as a chemostat: Fresh perspectives on dissolved organic matter flowing down the river continuum. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 72(8), 1272-1285. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0400>

Delbecq, C., Fellman, J. B., Bellmore, J. R., Whitney, E. J., Hood, E., Fitzgerald, K., & Falke, J. A. (2024). Seasonal patterns in riverine carbon form and export from a temperate forested watershed in Southeast Alaska. *Biogeochemistry*, 167, 1353–1369. <https://doi.org/10.1007/s10533-024-01175-7>

Derrien, M., Brogi, S. R., & Gonçalves-Araujo, R. (2019). Characterization of aquatic organic matter: Assessment, perspectives and research priorities. *Water Research*, 163, 114908. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114908>

Derrien, M., Féon, L., Monnier, L., & Treguier, C. (2012). Origin of faecal contamination in waters from contrasted areas: Stanols as microbial source tracking markers. *Water Research*, 46(13), 4009–4016. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.003>

Derrien, M., Yang, L., & Hur, J. (2017). Lipid biomarkers and spectroscopic indices for identifying organic matter sources in aquatic environments: A review. *Water Research*, 112, 58-71. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.023>

Doretto, A., Piano, E., & Larson, C. E. (2020). The River Continuum Concept: Lessons from the past and perspectives for the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 77(11), 1853-1864. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2020-0039>

Duarte, R. M. B. O., & Duarte, A. C. (1996). Atmospheric Organic Matter. En R. K. Harris & R. L. Wasylishen (Eds.), *eMagRes* (pp. 415-426). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470034590.emrstm1331>

Fasching, C., Ulseth, A. J., Schelker, J., Steniczka, G., & Battin, T. J. (2016). Hydrology controls dissolved organic matter export and composition in an alpine stream and its hyporheic zone. *Limnology and Oceanography*, 61, 558-571. <https://doi.org/10.1002/lno.10232>

Fellman, J. B., Hood, E., & Spencer, R. G. M. (2010). Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnology and Oceanography*, 55(6), 2452-2462. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>

Fenchel, T. (2008). The microbial loop - 25 years later. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 99-103. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.013>

Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>

García, Roberto. (2019). La materia orgánica disuelta en los ambientes dulceacuícolas: Efectos en los ecosistemas, transferencia y transformación. 18. 1-7.

González, H. E., Nimptsch, J., Giesecke, R., & Silva, N. (2019). Organic matter distribution, composition and its possible fate in the Chilean North-Patagonian estuarine system. *Science of The Total Environment*, 657, 1419-1431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.445>

Hansen, A. M., Kraus, T. E. C., Pellerin, B. A., Fleck, J. A., Downing, B. D., & Bergamaschi, B. A. (2016). Optical properties of dissolved organic matter (DOM): Effects of biological and photolytic degradation. *Limnology and Oceanography*, 61(3), 1015-1032. <https://doi.org/10.1002/lno.10270>

Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, 53(3), 955-969. <https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955>

Heo, J., Yoon, Y., Kim, D.-H., Lee, H., Lee, D., & Her, N. (2015). A new fluorescence index with a fluorescence excitation-emission matrix for dissolved organic matter (DOM) characterization. *Desalination and Water Treatment*. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1110719>

Huang, W., McDowell, W. H., Zou, X., Ruan, H., Wang, J., & Ma, Z. (2015). Qualitative differences in headwater stream dissolved organic matter and riparian water-extractable soil organic matter under four different vegetation types along an altitudinal gradient in the Wuyi Mountains of China. *Applied Geochemistry*, 52, 67-75. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.11.014>

Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J. M., & Parlanti, E. (2009). Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, 40(6), 706–719. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>

Imtiazy, M. N. (2025). Dissolved organic matter dynamics in diverse freshwater ecosystems across Canada (Doctoral dissertation, University of Saskatchewan). University of Saskatchewan.

Jaén, C., Titos, G., Castillo, S., Casans, A., Rejano, F., Cazorla, A., Herrero, J., Alados-Arboledas, L., Grimalt, J. O., & Van Drooge, B. L. (2023). Diurnal source apportionment of organic and inorganic atmospheric particulate matter at a high-altitude mountain site under summer conditions (Sierra Nevada; Spain). *Science of The Total Environment*, 905, 167178. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167178>

Just, C., Armbruster, M., Barkusky, D., Baumecker, M., Diepolder, M., Döring, T. F., Heigl, L., Honermeier, B., Jate, M., Merbach, I., Rusch, C., Schubert, D., Schulz, F., Schweitzer, K., Seidel, S., Sommer, M., Spiegel, H., Thumm, U., Urbatzka, P., ... Wiesmeier, M. (2023). Soil organic carbon sequestration in agricultural long-term field experiments as derived from particulate and mineral-associated organic matter. *Geoderma*, 434, 116472. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116472>

Johnes, P. J., Evershed, R. P., Jones, D. L., & Maberly, S. C. (2023). Exploring the nature, origins and ecological significance of dissolved organic matter in freshwaters: State of the science and new directions. *Biogeochemistry*, 164(1), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01040-z>

Kamjunke, N., Herzsprung, P., von Tümpling, W., Matoušů, A., Znachor, P., Sanders, T., Brix, H., Bussmann, I., Weitere, M., & Lechtenfeld, O. J. (2025). Longitudinal dynamics and transformation of riverine dissolved organic matter from source to sea. *Water Research*, 288, 124613. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124613>

Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). *factoextra*: Extract and visualize the results of multivariate data analyses. R package version 1.0.7.

Disponible en CRAN: <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>

Kellerman, A. M., Dittmar, T., Kothawala, D. N., & Tranvik, L. J. (2014). Chemodiversity of dissolved organic matter in lakes driven by climate and hydrology. *Nature Communications*, 5, 3804. <https://doi.org/10.1038/ncomms4804>

Kharbush, J. J., Close, H. G., Van Mooy, B. A. S., Arnosti, C., Smittenberg, R. H., Le Moigne, F. A. C., Mollenhauer, G., Scholz-Böttcher, B., Obrecht, I., Koch, B. P., Becker, K. W., Iversen, M. H., & Mohr, W. (2020). Particulate Organic Carbon Deconstructed: Molecular and Chemical Composition of Particulate Organic Carbon in the Ocean. *Frontiers in Marine Science*, 7, 518. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00518>

Lal, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 158-169. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01114.x>

Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212-222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>

Lambert, T., Pierson-Wickmann, A.-C., Gruau, G., Thibault, J.-N., & Jaffrezic, A. (2011). Carbon isotopes as tracers of dissolved organic carbon sources and water pathways in headwater catchments. *Journal of Hydrology*, 402(3-4), 228-238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.03.014>

Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>

Leenheer, J.A. and Croué, J.P. (2003) Peer Reviewed: Characterizing Aquatic Dissolved Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 37, 18A-26A. <https://doi.org/10.1021/es032333c>

Lozano-Parra, J., Lozano-Fondón, C., Pulido, M., & García-Marín, R. (2018). El papel del agua sobre la biomasa vegetal en la zona semiárida con clima mediterráneo de Chile 1. *Revista de Geografía Norte Grande*, 71, 91-108. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022018000300091>

Mahamat Ahmat, A., Boussafir, M., Le Milbeau, C., Guegan, R., Valdès, J., Guíñez, M., Sifeddine, A., & Le Forestier, L. (2016). Organic matter-clay interaction along a seawater column of the Eastern Pacific upwelling system (Antofagasta bay, Chile): Implications for source rock organic matter preservation. *Marine Chemistry*, 179, 23-33. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2016.01.003>

Mosher, J. J., Kaplan, L. A., Podgorski, D. C., McKenna, A. M., & Marshall, A. G. (2015). Longitudinal shifts in dissolved organic matter chemogeography and chemodiversity within headwater streams: A river continuum reprise. *Biogeochemistry*, 124(1-3), 371-385. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0103-6>

Martínez, G., Contreras, M., & Vila, I. (2003). Modelos conceptuales de abundancia de fitoplancton asociados a la heterogeneidad espacial en el Embalse Rapel (Chile central). *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(2). <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2003000200010>

Martinot, P. L., Guigue, C., Bui, V. H., Gourdon, L., Mari, X., Nguyen, T. C., Vu, V. Q. D., Duong, T. Q. M., Tedetti, M., & Vu, C. T. (2025). Seasonal and spatial variability of dissolved black carbon in the Red River delta (North Vietnam). *Biogeochemistry*, 168(6), Article 85. <https://doi.org/10.1007/s10533-025-01278-9>

Massicotte, P., Asmala, E., Stedmon, C., & Markager, S. (2017). Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum: Across rivers, lakes and oceans. *Science of The Total Environment*, 609, 180-191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.076>

Morton, J. T., Toran, L., Edlund, A., Metcalf, J. L., Lauber, C., & Knight, R. (2017). Uncovering the horseshoe effect in microbial analyses. *mSystems*, 2(1), e00166-16. <https://doi.org/10.1128/mSystems.00166-16>

Murphy, K.R., Ruiz, G.M., Dunsmuir, W.T.M., Waite, T.D., 2006. Optimized parameters for fluorescence-based verification of ballast water exchange by ships. *Environ Sci Technol* 40, 2357-2362. <https://doi.org/10.1021/es0519381>

Navarro-Pedreño, J., Almendro-Candel, M. B., & Zorpas, A. A. (2021). The Increase of Soil Organic Matter Reduces Global Warming, Myth or Reality? *Sci*, 3(1), 18. <https://doi.org/10.3390/sci3010018>

Nebbioso, A., & Piccolo, A. (2013). Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): A critical review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 405(1), 109-124. <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6363-2>

Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods of soil analysis: Part 3 Chemical methods*, 5, 961-1010.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA) & Centro de Información de Recursos Naturales (CIREN). (2024). Catastro frutícola. Principales resultados. Región de O'Higgins 2024. Santiago, Chile: ODEPA-CIREN.

Omanović, D., Marcinek, S., & Santinelli, C. (2023). TreatEEM—A software tool for the interpretation of fluorescence excitation-emission matrices (EEMs) of dissolved organic matter in natural waters. *Water*, 15(12), 2214. <https://doi.org/10.3390/w15122214>

Ortiz Muñoz, L. D., & Kominoski, J. S. (2025). Forecasting climate and human alterations to coastal and estuarine dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography Letters*, 10(3), 265-286. <https://doi.org/10.1002/lol2.70002>

Ou-Yang, C.-F., Chen, Y.-J., Hsieh, H.-C., Lee, C.-T., Chi, K.-H., Lin, N.-H., Chang, C.-C., & Wang, J.-L. (2024). Identification of organic constituents on atmospheric particulate matter in

the East Asian background air of free troposphere by GC×GC-TOFMS. *Chemosphere*, 364, 143095. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143095>

PRH. (2020) Plan de Recursos Hídricos, Documento realizado por Secretaría Regional Ministerial de Agricultura, Región de O'Higgins. Mesa Regional de Recursos Hídricos

PEGHCRR. (2022) Plan Estratégico de Gestión Hídrica en la Cuenca del Río Rapel. Realizado por
UTP HIDROGESTIÓN S.A. - NTT DATA CHILE S.A.

PGIEGICR. (2010) Informe del Plan de Gestión para la Implementación de la Estrategia de Gestión Integrada de la Cuenca Rapel. Documento realizado por Secretaria Técnica Organismo de cuenca.

Rain-Franco, A., Sobarzo, M., Caparros, J., & Fernandez, C. (2019). Variability of chromophoric dissolved organic matter in three freshwater-influenced systems along central-southern Chile. *Progress in Oceanography*, 174, 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2018.09.009>

Raymond, P. A., Saiers, J. E., & Sobczak, W. V. (2016). Hydrological and biogeochemical controls on watershed dissolved organic matter transport: Pulse-shunt concept. *Ecology*, 97(1), 5-16. <https://doi.org/10.1890/14-1684.1>

Retelletti Brogi, S. (2017). Spatial and temporal dynamics of dissolved organic matter in rivers and coastal areas: The Arno River and Tyrrhenian Sea case. Archivio Tesi - Università di Pisa

Richards, D. C. (2021). *PLANKTON BIOMASS, DIETS, PRODUCTION- BIOMASS RATIOS, AND ECOTROPHIC EFFICIENCY ESTIMATES FOR UTAH LAKE FOODWEB MODEL DEVELOPMENT*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14446.54080>

Seidel, M., Yager, P. L., Ward, N. D., Carpenter, E. J., Gomes, H. R., Krusche, A. V., Richey, J. E., Dittmar, T., & Medeiros, P. M. (2015). Molecular-level changes of dissolved organic matter along the Amazon River-to-ocean continuum. *Marine Chemistry*, 177, 218–231. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2015.06.019>

Sun, Q., Jiang, J., Zheng, Y., Wang, F., Wu, C., & Xie, R.-R. (2017). Effect of a dam on the optical properties of different-sized fractions of dissolved organic matter in a mid-subtropical drinking water source reservoir. *Science of the Total Environment*, 598, 704-712. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.175>

Roebuck, J. A., Seidel, M., Dittmar, T., & Jaffé, R. (2020). Controls of Land Use and the River Continuum Concept on Dissolved Organic Matter Composition in an Anthropogenically Disturbed Subtropical Watershed. *Environmental Science & Technology*, 54(1), 195-206. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04605>

Sánchez Martínez, M., & Carvacho Bart, L. (2013). Aproximación a la determinación del déficit hídrico en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, Chile, a partir de imágenes MODIS y datos meteorológicos. *Revista de Geografía Norte Grande*, 55, 109-124. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022013000200008>

Sepúlveda, J., Pantoja, S., & Huguen, K. A. (2011). Sources and distribution of organic matter in northern Patagonia fjords, Chile (~44-47°S): A multi-tracer approach for carbon cycling assessment. *Continental Shelf Research*, 31(3-4), 315-329. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.05.013>

Silva, N., Vargas, C. A., & Prego, R. (2011). Land-ocean distribution of allochthonous organic matter in surface sediments of the Chiloé and Aysén interior seas (Chilean Northern Patagonia). *Continental Shelf Research*, 31(3-4), 330-339. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2010.09.009>

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79(1), 7-31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>

Sparling, G. P., Wheeler, D., Vesely, E. -T., & Schipper, L. A. (2006). What is Soil Organic Matter Worth? *Journal of Environmental Quality*, 35(2), 548-557. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0230>

Spencer, R. G. M., Butler, K. D., & Aiken, G. R. (2012). Dissolved organic carbon and chromophoric dissolved organic matter properties of rivers in the USA. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117, G03001. <https://doi.org/10.1002/lno.10270>

Takaki, Y., Hattori, K., & Yamashita, Y. (2022). Factors controlling the spatial distribution of dissolved organic matter with changes in the C/N ratio from the upper to lower reaches of the Ishikari River, Japan. *Frontiers in Earth Science*, 10, 826907. <https://doi.org/10.3389/feart.2022.826907>

Tranvik, L. J., Cole, J. J., & Prairie, Y. T. (2018). The study of carbon in inland waters From isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. *Limnology and Oceanography Letters*, 3(3), 41-48. <https://doi.org/10.1002/lol2.10068>

Vargas, C. A., Arriagada, L., Sobarzo, M., Contreras, P. Y., & Saldías, G. (2013). Bacterial production along a river-to-ocean continuum in central Chile: Implications for organic matter cycling. *Aquatic Microbial Ecology*, 68, 195-213. <https://doi.org/10.3354/ame01608>

Valdés Durán, A., Aliaga, G., Deckart, K., Karas, C., Cáceres, D., & Nario, A. (2022). The environmental geochemical baseline, background and sources of metal and metalloids present in urban, peri-urban and rural soils in the O'Higgins region, Chile. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(10), 3173-3189. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01098-4>

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>

Von Lütow, M., & Kögel-Knabner, I. (2009). Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—What do we know? *Biology and Fertility of Soils*, 46(1), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s00374-009-0413-8>

Wang, H., Song, S., Xu, W., & Yue, F.-J. (2025) Sources and Transport of Dissolved Organic Matter (DOM) in Surface and Groundwater Within a Dominated Greenhouse Agriculture Catchment: Insights from Multi-Tracer. *Water*, 17(18), 2681. <https://doi.org/10.3390/w17182681>

Ward, N. D., Bianchi, T. S., Medeiros, P. M., Seidel, M., Richey, J. E., Keil, R. G., & Sawakuchi, H. O. (2017). Where Carbon Goes When Water Flows: Carbon Cycling across the Aquatic Continuum. *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00007>

Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology*, 37(20), 4702-4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>

Williams Del Pozo, T. (2019). Impactos de factores hidroclimáticos y antropogénicos en recursos de aguas subterráneas de la cordillera de la Costa Central (acuífero de Nilahue, región de O'Higgins). <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/170745>

Wünsch, U., Murphy, K., Esmaeeli, A., & Bro, R. (2025). drEEM toolbox version 2. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.17182160>

Xu, H., & Guo, L. (2018). Intriguing changes in molecular size and composition of dissolved organic matter induced by microbial degradation and self-assembly. *Water Research*, 135, 187–194. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.016>

Yamashita, Y., & Tanoue, E. (2003). Chemical characterization of protein-like fluorophores in DOM in relation to aromatic amino acids. *Marine Chemistry*, 82(3–4), 255–271. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(03\)00073-2](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00073-2)

Yan, W., Xing, J., Chen, C., Xiao, Y., & Liu, C. (2025). The utilization of dissolved organic matter spectral and molecular properties in freshwater eutrophication studies: A mini review. *Water*, 17(2), 151. <https://doi.org/10.3390/w17020151>

Zhao, J., Huo, Y., Zhang, Z., Zhang, Y., Hou, Z., Fan, W., Geng, Z., & Huo, M. (2024). Seasonal freezing drives spatiotemporal dynamics of dissolved organic matter (DOM) and microbial communities in reclaimed water-recharged river. *Water*, 16(6), 906. <https://doi.org/10.3390/w16060906>

Zhuang, W.-E., Chen, W., Cheng, Q., & Yang, L. (2021). Assessing the priming effect of dissolved organic matter from typical sources using fluorescence EEMs-PARAFAC. *Chemosphere*, 264(Pt 2), 128600. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128600>

Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., & Saccomandi, F. (1999). Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere*, 38(1), 45–50. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00166-0)

Apéndice

Tabla A1.- Valores de parámetros físico-químicos de noviembre 2024, Subcuenca de Cachapoal.

Sitios	pH	Conductividad (μ S)	Salinidad (PSU)	Temperatura (C°)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Solidos Totales Disueltos (TDS)
C-C1	8,04	635	0,32	13,14	6,33	320
C-C2	7,68	386	0,19	16,7	5,73	194
C-C3	8,09	435	0,21	21,55	9,3	218
C-C4	8,01	610	0,30	15,8	9,9	305
C-C5	8,06	542	0,26	17,45	9,1	271
C - Cor	7,9	269	0,13	11,9	8,38	135
C - P	7,95	307	0,15	16,12	5,7	143
C - Coy	5,97	746	0,37	21,22	6,1	376
C - Ca	7,36	596	0,29	19,3	4,46	300
C - Cl	7,39	377	0,18	15,22	7,49	189
C - Z	7,55	451	0,22	16,88	9,11	225

Tabla A2.- Valores de parámetros físico-químicos de noviembre 2024, Subcuenca de Tinguiririca.

Sitios	pH	Conductividad (μ S)	Salinidad (PSU)	Temperatura (C°)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Solidos Totales Disueltos (TDS)
T - T1	7,62	284	0,14	8,6	8,40	141
T - T2	7,30	170	0,08	14,13	9,20	85
T - T3	7,68	254	0,12	15,79	9,10	127
T - T4	7,73	288	0,14	18,01	9,00	142
T - P	7,38	125	0,06	12,46	8,43	62
T - A	7,45	188	0,09	15,39	7,48	94
T - Cl	7,41	39	0,02	17,05	9,03	19
T - Ch	7,54	319	0,15	16,34	8,43	159

Tabla A3.- Valores de parámetros físico-químicos de noviembre 2024, Subcuenca de río Rapel.

Sitios	pH	Conductividad (μ S)	Salinidad (PSU)	Temperatura (C°)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Solidos Totales Disueltos (TDS)
R - R1	8,02	462	0,22	20,04	6,2	230
R - R2	8,9	581	0,28	23,05	11,5	292

R - R3	8,77	432	0,21	23,12	10,3	216
R - R4	8,06	410	0,2	19,88	10,35	205
R - R5	7,8	409	0,2	18,72	9,31	204
R - S	7,88	2513	1,28	18,74	8,96	1264

Tabla A4.- Valores de parámetros físico-químicos de febrero 2025, Subcuenca de Cachapoal.

Sitios	pH	Conductividad (μ S)	Salinidad (PSU)	Temperatura (C°)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Solidos Totales Disueltos (TDS)
C - C1	8,20	1167	0,59	10,62	9,00	583
C - C2	7,60	834	0,41	17,70	8,40	417
C - C3	7,35	956	0,48	16,56	9,10	478
C - C4	8,90	1203	0,60	22,80	12,70	602
C - C5	8,69	1193	0,59	22,84	12,15	597
C - Cor	7,54	430	0,21	10,21	8,30	215
C - P	7,50	756	0,37	14,15	8,90	377
C - Coya	7,80	1236	0,62	20,26	7,90	618
C - Ca	7,30	1380	0,68	21,21	6,40	682
C - Cl	8,14	1283	0,65	18,50	11,70	643
C - Z	8,20	1020	0,51	19,00	12,12	511

Tabla A5.- Valores de parámetros físico-químicos de febrero 2025, Subcuenca de Tinguiririca.

Sitios	pH	Conductividad (μ S)	Salinidad (PSU)	Temperatura (C°)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Solidos Totales Disueltos (TDS)
T - T1	5,40	1236	0,62	15,00	7,33	618
T - T2	7,51	576	0,28	16,60	9,70	288
T - T3	7,90	947	0,47	21,62	8,30	474
T - T4	8,35	1046	0,52	22,33	10,04	523
T - P	7,47	293	0,14	10,86	9,20	146
T - A	7,78	510	0,25	14,64	7,60	255
T - Cl	9,39	201	0,09	22,80	6,70	100
T - Ch	7,37	783	0,38	19,56	7,59	391

Tabla A6.- Valores de parámetros físico-químicos de febrero 2025, Subcuenca de río Rapel.

Sitios	pH	Conductividad (μS)	Salinidad (PSU)	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Oxígeno Disuelto (mg/L)	Solidos Totales Disueltos (TDS)
R - R1	8,02	1121	0,56	23,61	8,57	560
R - R2	8,87	1119	0,55	24,72	7,80	559
R - R3	8,16	897	0,44	23,39	6,66	448
R - R4	7,68	850	0,42	23,18	6,89	425
R - R5	7,78	941	0,47	21,68	7,93	471
R - S	8,06	12440	6,91	20,85	8,29	5371

Tabla A7.- Carbono orgánico disuelto e índices de fluorescencia de noviembre 2024, subcuenca Cachapoal.

Sitios	COD (μM)	a_{254} (m^{-1})	SUVA ₂₅₄ ($\text{mg}^{-1} \text{m}^{-1} \text{L}$)	BIX	YFI	HIX (Zsolnay)
C - C1	14,9	0,64	1,55	6,72	6,04	0,14
C - C2	10,0	0,74	2,67	2,02	1,95	0,94
C - C3	28,4	1,91	2,42	1,80	1,85	0,98
C - C4	55,9	4,14	2,68	2,95	2,91	0,54
C - C5	52,1	3,69	2,56	1,11	1,07	2,33
C - Cor	12,4	0,76	2,23	1,21	1,34	0,97
C - P	14,5	0,75	1,87	1,42	1,39	1,33
C - Coy	20,6	1,91	3,34	2,70	2,60	0,50
C - Ca	221,1	14,16	2,32	1,07	1,24	1,52
C - Cl	41,5	3,23	2,81	1,62	1,60	1,23
C - Z	130,1	9,06	2,52	0,77	0,76	4,09

Tabla A8.- Carbono orgánico disuelto e índices de fluorescencia de noviembre 2024, subcuenca Tinguiririca.

Sitios	COD (μM)	a_{254} (m^{-1})	SUVA ₂₅₄ ($\text{mg}^{-1} \text{m}^{-1} \text{L}$)	BIX	YFI	HIX (Zsolnay)
T - T1	12,0	1,31	3,93	1,23	1,40	0,99
T - T2	41,0	1,69	1,49	5,49	5,12	0,21
T - T3	50,6	3,51	2,50	1,10	1,08	2,32
T - T4	65,1	4,87	2,70	0,72	0,66	5,54
T - P	14,6	0,60	1,48	1,47	1,37	1,49
T - A	28,2	1,61	2,06	7,90	7,06	0,10
T - Cl	33,2	2,11	2,30	5,43	5,13	0,20

T - Ch	75,3	5,42	2,60	1,13	1,18	2,08
--------	------	------	------	------	------	------

Tabla A9.- Carbono orgánico disuelto e índices de fluorescencia de noviembre 2024, subcuenca del rio Rapel.

Sitios	COD (μM)	a_{254} (m^{-1})	SUVA ₂₅₄ ($\text{mg}^{-1} \text{m}^{-1} \text{L}$)	BIX	YFI	HIX (Zsolnay)
R - R1	143,6	11,38	2,87	0,81	0,84	3,24
R - R2	230,4	13,59	2,13	1,32	1,25	1,74
R - R3	100,5	5,73	2,06	1,21	1,20	1,86
R - R4	68,4	4,95	2,61	0,85	0,82	3,46
R - R5	60,7	5,11	3,05	1,46	1,48	1,43
R - S	73,8	5,50	2,70	4,14	3,97	0,33

Tabla A10.- Carbono orgánico disuelto e índices de fluorescencia de febrero 2025, subcuenca Cachapoal.

Sitios	COD (μM)	a_{254} (m^{-1})	SUVA ₂₅₄ ($\text{mg}^{-1} \text{m}^{-1} \text{L}$)	BIX	YFI	HIX (Zsolnay)
C - C1	7,6	0,74	3,5	11,6	9,12	0,03
C - C2	13,71	0,45	1,2	4,71	4,26	0,29
C - C3	59,36	2,93	1,79	0,99	1,03	2,04
C - C4	91,26	5,1	2,02	0,89	0,93	2,66
C - C5	135,3	5,76	1,54	0,82	0,86	2,82
C - Cor	8,02	0,3	1,34	2,88	2,61	0,61
C - P	12,17	0,38	1,12	1,59	1,49	0,95
C - Coy	53,97	2,79	1,87	1	0,94	2,49
C - Ca	312,36	14,54	1,68	1,17	1,37	1,27
C - Cl	65,41	3,89	2,15	1,05	1,14	2,16
C - Z	132,51	8,4	2,29	0,78	0,79	3,73

Tabla A11.- Carbono orgánico disuelto e índices de fluorescencia de febrero 2025, subcuenca Tinguiririca.

Sitios	COD (μM)	a_{254} (m^{-1})	SUVA ₂₅₄ ($\text{mg}^{-1} \text{m}^{-1} \text{L}$)	BIX	YFI	HIX (Zsolnay)
T - T1	17,5	1,4	2,8	1,8	1,6	0,4
T - T2	36,2	1,2	1,2	0,8	0,8	3,5
T - T3	178,3	7,9	1,6	0,9	0,9	3,2
T - T4	208,2	16,8	2,9	0,8	0,7	4,9

T - P	10,24	0,3	1,2	0,7	0,9	1,7
T - A	16,47	0,7	1,6	1,3	1,3	1,4
T - Cl	57,9	3,1	1,9	1,2	1,3	1,5
T - Ch	125,6	8,7	2,5	0,9	0,8	3,8

Tabla A12.- Carbono orgánico disuelto e índices de fluorescencia de febrero 2025, subcuena del río Rapel.

Sitios	COD (μM)	a_{254} (m^{-1})	SUVA ₂₅₄ ($\text{mg}^{-1} \text{m}^{-1} \text{L}$)	BIX	YFI	HIX (Zsolnay)
R - R1	216.5	14.81	2.47	0.81	0.77	3.88
R - R2	283.3	12.88	1.64	0.98	0.94	2.58
R - R3	127.9	7.64	2.16	0.96	0.83	3.3
R - R4	85.3	5.35	2.27	0.97	0.82	3.4
R - R5	60.8	5.5	3.27	1.32	1.18	1.92
R - S	86.5	5.37	2.25	0.91	0.77	3.71

Tabla A13.- Intensidades de componentes de noviembre 2024, cuenca Rapel

Sitios	C1	C2	C3	C4	C1 %	C2 %	C3 %	C4 %
C - C1	0,89	0,02	0,01	0,02	95.4	1.6	1	1.9
C - C2	0,12	0,02	0,01	0,02	68.8	12.1	7.9	11.3
C - C3	0,28	0,05	0,04	0,05	65.8	12.7	8.7	12.8
C - C4	1,52	0,12	0,08	0,06	85.6	6.7	4.4	3.3
C - C5	0,21	0,12	0,08	0,06	44.3	24.9	17.2	13.6
C - Cor	0,03	0,02	0,01	0,04	27.3	18.5	15	39.2
C - P	0,06	0,02	0,01	0,02	52.2	19.1	11.8	17
C - Coy	0,29	0,04	0,01	0,06	71.8	9	3.2	16
C - Ca	0,90	0,66	0,36	0,50	37.2	27.3	14.8	20.7
C - Cl	0,43	0,10	0,08	0,08	63.1	14.2	11.4	11.2
C - Z	0,03	0,30	0,22	0,19	4.1	40.5	30.1	25.3
T - T1	0,01	0,02	0,01	0,05	12.3	22.9	14.4	50.4
T - T2	2,18	0,06	0,04	0,03	94.6	2.5	1.7	1.2
T - T3	0,20	0,11	0,08	0,07	43.8	24.6	17.3	14.3
T - T4	0,00	0,16	0,11	0,08	0	45.6	32.6	21.7

T - P	0,06	0,02	0,01	0,02	52.7	18.3	12.9	16.2
T - A	3,89	0,04	0,03	0,01	97.8	1.1	0.7	0.4
T - Cl	1,59	0,04	0,03	0,05	92.7	2.3	1.9	3.1
T - Ch	0,37	0,17	0,12	0,10	48.8	22.6	15.3	13.3
R - R1	0,06	0,28	0,19	0,20	8.1	38.3	25.6	28
R - R2	0,98	0,35	0,26	0,24	53.6	18.9	14.5	12.9
R - R3	0,24	0,13	0,08	0,10	44.3	23	14.4	18.2
R - R4	0,05	0,14	0,09	0,09	13	38.3	24.1	24.6
R - R5	0,53	0,15	0,09	0,09	60.9	17.3	10.9	10.9
R - S	3,35	0,15	0,09	0,10	90.7	4	2.6	2.8

Tabla A14.- Intensidades de componentes de febrero 2025, cuenca Rapel

Sitios	C1	C2	C3	C4	C1 %	C2 %	C3 %	C4 %
C - C1	5,67	0,01	0,01	0,03	99.1	0.2	0.1	0.6
C - C2	0,38	0,01	0,01	0,02	89.1	3.2	2.5	5.3
C - C3	0,08	0,13	0,07	0,11	19.7	32.9	19.1	28.3
C - C4	0,07	0,15	0,11	0,13	15.6	32.0	24.2	28.2
C - C5	0,00	0,16	0,12	0,15	0.0	37.2	27.2	35.6
C - Cor	0,08	0,01	0,01	0,02	70.1	7.1	6.4	16.4
C - P	0,03	0,01	0,01	0,02	46.3	15.5	12.8	25.5
C - Coy	0,04	0,07	0,06	0,07	16.2	30.2	24.0	29.7
C - Ca	0,80	0,68	0,30	0,69	32.5	27.5	12.2	27.8
C - Cl	0,11	0,13	0,08	0,14	23.3	29.2	18.1	29.4
C - Z	0,00	0,29	0,21	0,21	0.0	40.8	29.1	30.1
T - T1	0,01	0,01	0,00	0,04	13.2	17.5	6.7	62.7
T - T2	0,00	0,04	0,03	0,03	0.0	39.8	29.3	31.0
T - T3	0,14	0,23	0,16	0,15	21.0	34.0	23.3	21.7
T - T4	0,17	0,50	0,34	0,21	14.1	41.2	27.6	17.1
T - P	0,00	0,01	0,01	0,01	0.0	30.5	27.0	42.5
T - A	0,04	0,02	0,02	0,02	43.0	18.2	15.8	23.0
T - Cl	0,15	0,31	0,21	0,15	39.5	17.4	18.5	24.6
T - Ch	0,13	0,06	0,06	0,08	18.3	37.8	25.2	18.8
R - R1	0,04	0,39	0,24	0,23	4.2	43.5	26.4	25.9
R - R2	0,18	0,30	0,18	0,24	20.2	33.4	20.3	26.2
R - R3	0,04	0,21	0,11	0,13	8.4	41.3	23.1	27.2
R - R4	0,05	0,16	0,09	0,10	11.3	40.0	23.4	25.4

R - R5	0,34	0,17	0,10	0,11	47.5	23.7	13.9	14.9
R - S	0,02	0,16	0,10	0,10	5.9	41.9	26.3	25.9
