Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias

CONVENIO DE INVESTIGACIÓN SGC COR-111/2020 MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES ENTRE CELULOSA ARAUCO Y CONSTITUCIÓN S.A. Y UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RIOS TRIBUTARIOS (HRC): INFORME FINAL ETAPA 2021-2022

Diciembre 2022

Dirección · Campus Isla Teja · Valdivia · Chile
Casilla 567 · Fono: 56 63 221347 · email: fciencia@uach.cl · www.uach.cl

ÍNDICE

		Página
1.	RESUMEN EJECUTIVO	1
2.	EL PROGRAMA DE MONITOREO, OBJETIVOS Y CONTEXTO	7
3.	COMPONENTE ABIOTICO	8
	3.1. CAMBIO CLIMATICO: ANALISIS DE DATOS AMBIENTALES DE LARGO PLAZO	8
	3.2. AGUA SUPERFICIAL	79
	3.3. SEDIMENTOS SUBACUATICOS	186
4.	COMPONENTE BIOTICO	260
	4.1. MACROFITAS ACUATICAS	260
	4.1.1. ESTIMACION DE DISTRIBUCIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS	285
	4.1.2 ESTIMACION DE BIOMASA MEDIANTE SENSORES REMOTOS	305
	4.2. ICTIOFAUNA DE RIBERAS	335
	4.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES	342
	4.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUIMICOS EN PECES	375
	4.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS	397
	4.4. MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES	456
	4.5. CAMARONES	476
	4.6. HERPETOFAUNA	488
	4.7. AVIFAUNA ACUATICA	507
	4.7.1. DATA CONAF	515
	4.7.2. DATA UACh	532
	4.8. AVIFAUNA DE PAJONALES	545
	4.9. MAMIFEROS ACUATICOS	559
	4.9.1. Coipos, visones y huillines	565
	4.9.2. Actividad depredatoria de lobos marinos sobre Cisnes de cuello negro	572
5.	EQUIPO DE TRABAJO	594

1. RESUMEN EJECUTIVO

El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este) (HRC de aquí en adelante), tiene un alto dinamismo físico que es transversal a toda el área: la corteza terrestre se levanta a una velocidad aproximada de 0,9 cm al año y existe una variabilidad mareal que fluctúa aproximadamente entre 30 y 60 cm; es decir, todos los ríos arriba mencionados son humedales estuariales o humedales influenciados por el movimiento del mar, en la costa cercana. En esa costa (Corral), el nivel del mar disminuye de modo relativo aproximadamente 1,7 mm por año, lo que implica que los planos de marea (nivel de las mareas más altas y más bajas) al interior de los ríos arriba mencionado, puedan cambiar en el futuro. Por ejemplo, una reducción de los planos de marea, puede resultar en la afectación negativa de macrófitas acuáticas, que ocurren desde el nivel de marea baja a profundidades someras (< 1,5 - 2,0 m), como es el caso del Luchecillo.

A continuación, se resumen las conclusiones más relevantes del Programa de Monitoreo 2014 - 2021:

Calidad de agua superficial

Los resultados del análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, realizados con datos de cada temporada, muestran un notorio contraste entre las mismas: durante la de menor caudal hídrico (abril), hubo valores más altos de temperatura (Temp), conductividad (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX, a la vez que durante la de mayor caudal hídrico (julio), hubo mayores concentraciones de Hierro y Aluminio disueltos (Fe.d y Al.d, respectivamente) en el agua superficial del HRC. El análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, realizado para comparar estaciones de muestreo dentro de temporadas referidas a caudal hídrico, reveló diferencias espaciales estadísticamente significativas ($p<0,05$) durante la temporada de menor caudal hídrico (abril de cada año), pero no durante la temporada de caudales más altos (julio de cada año). Los resultados gráficos de abril, muestran una separación de las estaciones 2 a 5 (Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) de las 1 y 6 (Ciruelos y Pichoy). El agua superficial de las primeras tuvo valores más altos de temperaturas (Temp), conductividades (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX, mientras que las segundas tuvieron valores más altos de Hierro y

aluminio disueltos (Fe.d y Al.d, respectivamente). La homogeneidad de calidad de agua superficial entre las estaciones comparadas en base a los datos de la temporada de mayor caudal hídrico (julio), está probablemente relacionada con: i) aumento del volumen de agua en el HRC debido a mayor pluviometría y consecuentemente mayor capacidad de dilución, y ii) mezcla permanente de las aguas del eje central del HRC (ríos Cruces y Chorocamayo) con la de los ríos tributarios, ya que toda el área de estudio es afectada por mareas llenantes y vaciantes.

Calidad de sedimentos subacuáticos

Durante el período 2014-2021, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD fue detectada en Rucaco, Punucapa y Pichoy. Durante el mismo período, los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en Ciruelos, Rucaco y Pichoy y Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy, respectivamente. Los resultados del análisis de componentes principales y PERMANOVA, ejecutado para las bases de datos de monitoreo de calidad de sedimentos subacuáticos del HRC, muestran una mayor diferenciación espacial que temporal, con ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre años: espacialmente los sedimentos de Rucaco (estación 2) mostraron pH más alcalinos y mayores concentraciones de AOX, materia orgánica total, carbono orgánico total y ácidos grasos y los de San Luis (estación 3) tuvieron mayores concentraciones de dioxinas y furanos. La falta de variabilidad inter anual significativa y la ocurrencia de variabilidad espacial significativa entre estaciones, sugiere que la matriz sedimentaria de cada una de las estaciones de muestreo se ha mantenido estable en el tiempo (2014 a 2021), pero que el área de estudio no es homogénea en cuanto a características sedimentológicas del fondo (textura de los seedimentos) o del régimen hidrográfico (variabilidad mareal, por ejemplo), lo que resulta en diferentes tasas de acumulación de por ejemplo, compuestos orgánicos persistentes como AOX, dioxinas y furanos.

Macrófitas acuáticas

Los análisis via sensores remotos muestran que durante el periodo estival 2021 - 2022, se observaron cambios en la distribución espacial de macrófitas acuáticas dominantes en el HRC, particularmente para el caso del Luchecillo. Su cobertura bajó cerca de 25% con respecto a estimaciones previas. Para el caso del Huiro verde se observó una disminución de 15% en su biomasa en pie y para el Huiro café o de agua dulce un aumento de su biomasa en pie, la que puede oscilar entre 23 veces (utilizando las estimaciones en datos en escala aritmética) y 2.4 veces (utilizando las estimaciones más conservadoras, basadas en datos en escala logarítmica). La Totora, ha pasado de presentar una amplia distribución espacial en el humedal - heterogénea y parchosa - a presentar importantes sectores con cambios en la calidad de las plantas, lo que podría estar relacionado a un eventual forzamiento asociado al cambio climático y el ciclo sísmico.

Macroinfauna de fondos sedimentarios submareales

Durante el período 2014 - 2021, la variabilidad interanual en el número de especies, como en la abundancia total de la macroinfauna bentónica de los fondos sedimentarios del HRC, no ha mostrado tendencias significativas al aumento o disminución en el tiempo. Esto sugiere, que no han ocurrido cambios significativos en la calidad del sedimento y que pudieran haber tenido incidencia en esos parámetros comunitarios. Oligoquetos de la familia Tubificidae y poliquetos Spionidae (*Prionospio (M) patagonica*) y Nereidae (*Perinereis gualpensis*), han dominado en los sedimentos de la estación Punucapa y han estado ausentes en las estaciones San Luis y río Pichoy. El anfípodo *Paracorophium hartmannorum*, ha sido el taxa dominante en el sector de Punucapa, a la vez que insectos dípteros - con muy baja representación en todos los sectores - han sido el taxón dominante en los sedimentos del río Pichoy.

Macrofauna de fondos ritrales o pedregosos

Desde el año 2014 al 2021, especies de insectos acuáticos han dominado la macrofauna bentónica de las estaciones Ciruelos y Rucaco. No se han observado tendencias

inter anuales significativas en la variabilidad del número de especies y sus abundancias. Los valores del Índice Biótico de Hilsenhoff (índice de carga orgánica en el agua y basado en la frecuencia numérica de grupos específicos de insectos acuáticos adaptadoaicos), indican que la calidad del agua durante todo el período 2014 - 2021 ha sido “buena” o “muy buena”, en cuanto a carga orgánica se refiere. Por lo tanto, eventuales diferencias en la composición

Camarón de río *Parastacus spinifrons*

La comparación inter anual (2014 - 2021) en la abundancia del Camarón de río, muestra que esta ha disminuido en casi toda el área de estudio (Ciruelos, Rucaco, Pichoy y Punucapa), debido probablemente a modificaciones de las riberas producto de la construcción de caminos o a la expansión demográfica, donde áreas aptas para el desarrollo de esta especie, están siendo rellenadas y ocupadas para la construcción de viviendas.

Ictiofauna de riberas

Durante período 2014 - 2021, la ictiofauna de las riberas del HRC ha estado representada por doce especies, de las cuales siete son nativas y cinco son exóticas o introducidas. Las riberas de las estaciones Ciruelos y Rucaco presentaron mayor riqueza y abundancia de especies, que las riberas de las las estaciones Pichoy y Calle Calle. El pez nativo Puye (*Galaxias maculatus*), fue la especie con mayor representatividad numérica en la mayoría las estaciones de muestreo. El estudio de tallas corporales de puyes muestra una clara estacionalidad en las frecuencias de tallas: las más bajas dominan en el otoño y las mas altas en la primavera, lo que sugiere que el reclutamiento ocurre en el otoño para crecer hacia la primavera. Hierro, Aluminio y Zinc fueron los metales pesados con las concentraciones más altos en tejidos de puyes, sin mostrar variabilidad inter anual significativa ($p>0,05$). Por el contrario, las concentraciones de Cobre y Mercurio presentaron un aumento significativo ($p<0,05$) en el tiempo (2014 - 2021), el primero en los puyes de Ciruelos y el segundo en los de Rucaco. A su vez, las concentraciones de AOX

presentan un aumento significativo ($p<0,05$) en el tiempo, pero solo en puyes recolectados en Ciruelos. Las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa, durante el periodo 2014-2021, no presentan tendencias definidas en el tiempo.

Herpetofauna

El análisis de la data inter anual (2014 - 2021), da cuenta de fluctuaciones tanto en riqueza, como en la abundancia de anfibios y reptiles. Las especies de anfibios más abundantes en el HRC son *B. taeniat*a y *C. gayi*, aunque esta última - así como los reptiles - estuvieron ausentes en otoño. Las fluctuaciones observadas parecen ser una respuesta a la estacionalidad y no a un descenso progresivo de algunas de las especies, aun cuando se ha notado un cambio marcado en el uso de suelo en algunos sectores específicos es el caso de los sectores Santa María - Río San José. Tal como en ocasiones anteriores, no se ha detectado la presencia de la Tortuga de orejas rojas (*Trachemys scripta*) en el HRC.

Aves de pajonales

Se registraron oscilaciones estacionales regulares derivadas de la fenología de las diferentes especies de aves de pajonales, sin grandes variaciones interanuales dentro de cada sector de muestreo, incluyendo a las especies migratorias. El Siete colores *Tachuris rubrigastra* es la especie dominante en este tipo de hábitat, aparentemente la especie más abundante parece agruparse y realizar desplazamientos postreproductivos. Su condición corporal se ha mantenido dentro de los rangos regulares de variación registrados en los últimos seis años.

Avifauna acuática

Dentro del período 1991 - 2021, la abundancia poblacional de cisnes y taguas, disminuyó significativamente durante la ventana anual 2005 - 2012, para luego aumentar significativamente ($p<0,05$) hasta el año 2022. No obstante, la tendencia muestra una dismincuión en las abundancias de ambas especies herbívoras durante los años 2020 y

2021, coincidente con la afectación del Luchecillo durante el año 2020. Dentro del período 1991 - 2021, las abundancias de la Garza cuca aumentaron significativamente ($p<0,05$); sin embargo, ese aumento no fue sostenido en el tiempo, sino solo hasta los años 2018 y 2019. Después de esto (años 2020 y 2021), las abundancias de esta especie disminuyeron, tendencia también observada en las abundancias de la Garza blanca grande y la Garza blanca chica. La disminución en las abundancias de estas tres aves carnívoras sugiere que, suprayacente a la afectación del Luchecillo durante el año 2020 y que resultó en emigración de aves herbívoras (cisnes y taguas), hay forzantes ambientales que operan a una escala espacial que va más allá del humedal y que están incidiendo en la estructura comunitaria del conjunto de aves acuáticas del HRC.

Mamíferos acuáticos

Coipos, huillines, visones y durante los últimos cuatro años lobos marinos, componen el grupo de mamíferos acuáticos presente en el HRC. La mayor parte de los avistamientos exitosos de coipos ha sido en la parte media y superior del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios; *i.e.*, aguas arriba del sector Punucapa, las de huillines en los ríos tributarios y fuera del HRC (canal mareal Cau Cau), las de visones en el extremo superior del humedal y las de lobos marinos en todo el HRC. Entre julio 2018 y noviembre 2022, se han registrado 1.660 carcasas de cisnes de cuello negro muertos por ataque de lobos marinos. Esto es 28,1 veces más que el número de cisnes muertos por causas no atribuibles a ataques de lobos. La mayor parte de los ataques han ocurrido en la parte sur y media del HRC. Si bien los ataques a Cisnes de cuello negro disminuyen durante la temporada estival, estos han sido continuos en el tiempo desde mayo 2019 a noviembre 2022. Se observa una correlación positiva entre los valores del índice de depredación de cisnes y la abundancia de lobos juveniles censados en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia.

2. EL PROGRAMA DE MONITOREO, OBJETIVOS Y CONTEXTO

El Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios o HRC 2020 - 2023, incorpora conceptos relevantes del Plan de Manejo del Monumento Nacional Santuario de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, elaborado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) y oficializado el 8 de agosto del año 2020. Esos conceptos dicen relación con la selección y descripción de los objetos de conservación del humedal, donde se incluye al Cisne de cuello negro, la vegetación ripariana (aquella que ocurre en la transición entre ambientes terrestres y acuáticos), los fondos someros (aquellos ocupados por la vegetación ripariana) y la columna de agua.

El objetivo general del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC, es evaluar la variabilidad espacio - temporal de los componentes abióticos y bióticos - seleccionados vía juicio experto, bibliografía y conocimiento ecológico local - que dan mejor cuenta de las tendencias espacio temporales de los mismos.

Tal como lo fue el Programa de Monitoreo del HRC, llevado a cabo durante el período 2015-2020, el Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC 2020 - 2023, es un monitoreo de tipo adaptativo. Es decir, es un monitoreo que se va actualizando, acorde circunstancias no esperadas; por ejemplo, la aparición de fenómenos no conocidos durante el diseño o inicio del programa. Por lo mismo, durante este Programa se han analizado y analizarán periódicamente los resultados del mismo, a fin de evaluar la eventual necesidad de realizar cambios o modificaciones tendientes a captar el tipo de variabilidad anteriormente mencionada. Interesa mencionar que ya se han realizado dos acciones de este tipo; una durante el período 2020 - 2021 (evaluación de la disminución de cobertura del Luchecillo en el HRC durante el invierno del año 2020) y otra iniciada en diciembre 2022 (caracterización de las plumas de dispersión de sedimentos en el humedal).

Finalmente, y aun cuando este no es un programa de investigación *per se*; es decir, no está diseñado para validar hipótesis tendientes a explicar, por ejemplo, eventualidades específicas, si está preparado para - acorde su característica de monitoreo adaptativo - responder con proyectos específicos para poner a prueba hipótesis diseñadas para conocer la causalidad de algunas de esas eventualidades.

3. COMPONENTE ABIÓTICO

3.1. CAMBIO CLIMÁTICO: ANÁLISIS DE DATOS AMBIENTALES DE LARGO PLAZO

ANTECEDENTES GENERALES

El cambio climático de origen antropogénico, se ha constituido en un agente de perturbación en humedales y estuarios del centro sur de Chile - Centro Sur, como es el caso del HRC. No obstante, el cambio climático no es el único factor que explica las perturbaciones que pueden sufrir estos humedales, pues existen otros agentes de cambio, como son: a) las alteraciones de uso del suelo alrededor de los humedales; b) los efectos transitorios asociados a las fases cálida y fría del fenómeno El Niño - Oscilación del Sur (ENOS), que pueden alterar los régimenes de precipitaciones, afectando los balances hídricos a nivel de cuenca; c) la variabilidad asociada a la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), que puede propiciar el desarrollo de déficits hídricos a escala de décadas, y d) la variabilidad del Modo Anular del Sur (SAM) u Oscilación Antártica (AAO), que describe el movimiento norte-sur del cinturón de viento del oeste que rodea la Antártida, dominando la variabilidad climática de las latitudes medias y altas del hemisferio sur.

Antecedentes climáticos del área de estudio y cambio climático

La zona donde se emplaza el HRC presenta un clima del tipo templado lluvioso con influencia mediterránea del tipo Cfb (C=clima templado, f=húmedo, b=mes más cálido inferior a 20°C) (Koeppe & de Long, 1958). Esta clasificación se mantiene en la revisión

realizada por Sarricolea *et al.* (2017), quienes precisan que la disminución de la elevación de los Andes, la influencia de los vientos del oeste, las altas precipitaciones y las condiciones oceánicas determinan la configuración del clima en la zona de Valdivia. Con esta precisión más actualizada, se propone que el Clima de Valdivia es en realidad Csb (Rivas-Martínez 2004, Sarricolea *et al.* 2017).

Así, el clima de la zona se caracteriza por una alta pluviosidad concentrada en la estación invernal, escasez de meses secos y bajas temperaturas en invierno. Entre los meses de mayo y agosto se registra más del 50% de la precipitación total anual (González-Reyes & Muñoz 2013). Según Luebert & Pliscoff (2006), la zona de Valdivia se encuentra dentro de un macrobioclima templado, con una influencia específica de un bioclima templado hyperoceánico, con baja oscilación térmica.

Las precipitaciones fluctúan entre 1.300 y 3.500 mm al año (datos 1900 - 2020, presente estudio), con importantes fluctuaciones entre años originados por el fenómeno El Niño - Oscilación del Sur o ENSO (Grimm *et al.,* 2000, Cai *et al.,* 2020), la Oscilación Decadal del Pacífico o PDO (Wang *et al.* 2014, Nuñez *et al.,* 2013) y el Modo Anular del Sur o SAM (Gillett *et al.,* 2006). A pesar de estas variabilidades, la zona de Valdivia se emplaza en un área extratropical, donde los principales generadores de lluvia son sistemas frontales asociados con ciclones superficiales migratorios (Montecino & Aceituno 2003).

Entre mayo y agosto se concentra entre el 60 - 70% de las precipitaciones anuales, siendo junio y julio los meses más lluviosos con precipitaciones que pueden superar los 400 mm. Enero y febrero son los meses más secos con precipitaciones, inferiores a 60 mm. Para la zona de Valdivia, se han registrado eventos máximos diarios de precipitaciones superiores a 150 mm (Huber 1970). También se ha señalado una tendencia de disminución de largo plazo de las precipitaciones (Rusticucci & Penalba 2000, Quintana & Aceituno 2012, González-Reyes & Muñoz 2013), que se ha relacionado con el cambio climático antropogénico (Vicuña *et al.,* 2013). Sin embargo, se debe tener en cuenta que

reconstrucciones paleoclimaticas para la zona, basados en el registro fósil de anillos de árboles evidencian la existencia de largos ciclos de precipitaciones que pueden ser seculares (Roig *et al.* 2001).

La humedad relativa promedio anual del aire es cercana al 80%, aun cuando durante los meses de invierno esta puede superar el 90%, debido a la alta pluviosidad de la zona (Dirección Meteorológica de Chile).

La temperatura promedio anual del aire bordea los 12°C. La oscilación promedio entre el mes más cálido y el más frío, es de aproximadamente 10°C. Enero y julio son los meses más cálidos y fríos respectivamente, con temperaturas promedio cercanas a los 17 y 7°C, correspondientemente (Huber 1970). La temperatura máxima absoluta del aire es cercana a 35°C y la mínima -5°C. Las heladas que se registran en la zona se producen principalmente durante noches despejadas de los meses de invierno.

Cambio climático en la zona centro sur de Chile

De acuerdo a la Cuarta Comunicación Nacional sobre Cambio Climático ante las Naciones Unidas (MMA 2021), la zona centro sur de Chile (30 - 41 °S), donde se emplaza el HRC, es una de las áreas que presenta mayores proyecciones de déficit hídrico en las próximas décadas (disminución del orden de 10% por década). Se espera además un cambio significativo en la frecuencia de eventos extremos en temperaturas máximas y mínimas del aire, noches cálidas, noches frías, amplitud térmica y el máximo de temperatura mínima (MMA 2021).

De aquí a mediados de siglo (2030 - 2060), se esperan incrementos del orden de 1°C en las comunas costeras del centro sur del país (MMA 2021). Se ha hipotetizado que, en algunos años, la precipitación experimente déficit del orden del 20% anual, aun cuando aumente la ocurrencia de eventos extremos de precipitaciones, es decir menor cantidad de precipitaciones, pero concentradas en pocos días u horas (Vicuña *et al.,* 2013). La

tendencia negativa de las precipitaciones, se aprecia especialmente en época de primavera y la disminución más notoria de los caudales en primavera y verano (Vicuña *et al.,* 2013).

Se ha observado también un cambio en los vientos de la zona: hay un aumento en las últimas décadas de la cantidad de días con vientos intensos (> 10m/s) y su persistencia, durante los meses de invierno, mientras que la época estival se observa una disminución (Aguirre *et al.,* 2021).

La megasequía que se ha extendido desde 2010 a la fecha con déficits de precipitación en el centro - sur de Chile, ha llevado a una respuesta hidrológica y déficits hídricos mayores a los esperados, lo que evidencia una intensificación de la propagación de esta sequía (Álvarez-Garretón *et al.,* 2021, Garreaud *et al.,* 2020), afectando especialmente a cuencas costeras como la del HRC (Álvarez-Garretón *et al.,* 2021).

OBJETIVOS

En este capítulo se describe el comportamiento de variables ambientales oceanográficas costeras (nivel del mar y temperatura superficial del mismo), atmosféricas (temperatura del aire, precipitaciones, humedad, presión atmósferica y vientos) e hidrológicas (caudal hídrico y altura de la columna de agua), que podrían influír en la estabilidad ambiental del HRC. Ya que se cuenta con datos de estaciones de registro de largo plazo (décadas) ubicadas en el entorno cercano del humedal, se analiza - con una perspectiva de cambio y variabilidad climática - el comportamiento de las mismas durante el año 2021 *versus* el que muestran los registros históricos disponibles. Los objetivos son entonces:

- Actualizar la información existente relacionada a las características oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas, del área donde se inserta el Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios a diciembre 2021.

- Identificar eventuales tendencias de largo plazo en esas características.

METODOLOGÍAS

Datos disponibles y fuentes

En este capítulo se analizan datos históricos relacionados con el clima marino costero (nivel del mar y temperatura superficial del mismo), el clima atmosférico (temperatura del aire, precipitaciones, humedad, presión atmosférica y vientos) y la hidrología (caudal hídrico y altura de la columna de agua), en el área donde se ubica el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Se seleccionaron estaciones cercanas y representativas del entorno cercano del HRC y que contasen con datos disponibles para los análisis (Rucaco, Aeropuerto Pichoy, Fundo Santa Rosa, UACh Campus Isla Teja y Puerto Corral (Fig. 3.1.1 y Tabla 3.1.1).

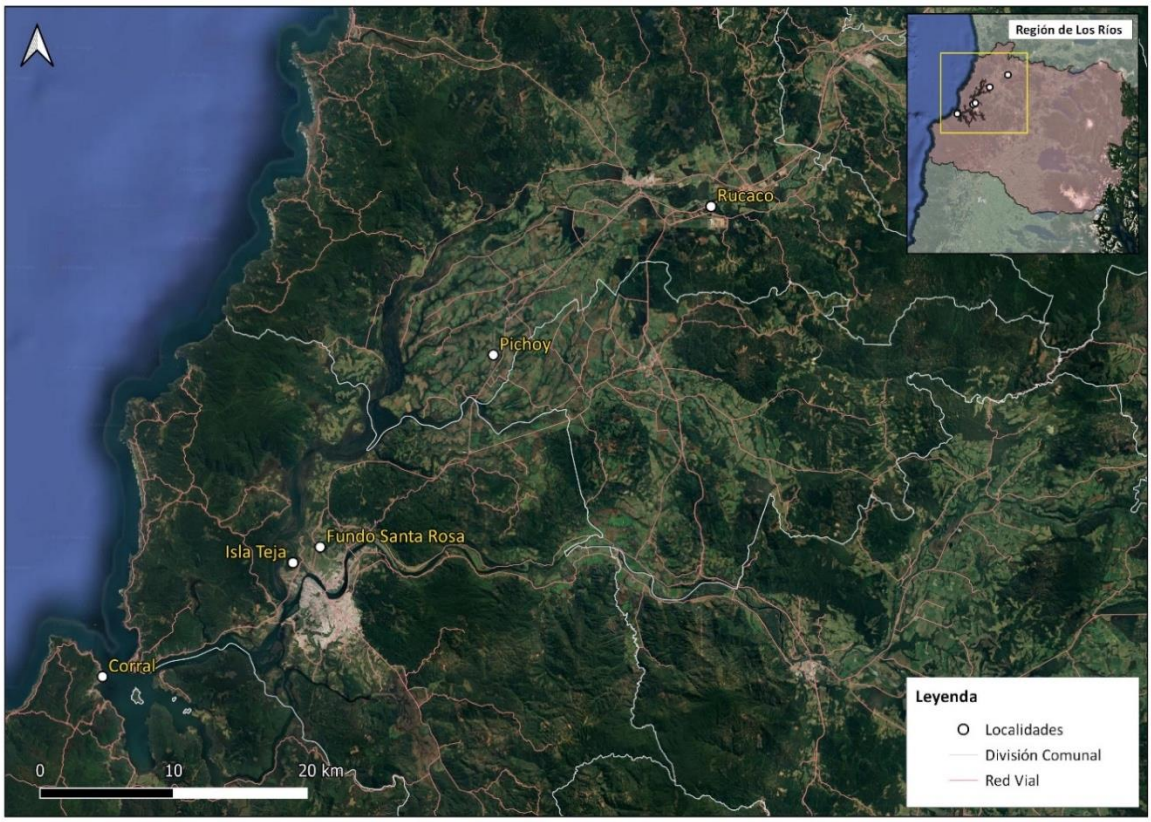


Figura 3.1.1. Localización de las estaciones ubicadas en el entorno cercano del HRC (contorno amarillo) y desde las cuales se recolectaron datos oceanográficos, metereológicos e hidrológicos.

Tabla 3.1.1. Fuentes de datos para realizar los análisis oceanográficos, meteorológicos e hidrográficos. SHOA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, UACh: Universidad Austral de Chile, DMC: Dirección Meteorológica de Chile y DGA: Dirección General de Aguas.

Tema	Parámetro	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Oceanografía	Temperatura superficial diaria del mar	SHOA	Puerto Corral	1 sep 1962	31 dic 1999
Oceanografía	Temperatura superficial horaria del mar	SHOA	Puerto Corral	30 abr 1999	31 dic 2021
Oceanografía	Nivel del Mar	SHOA	Puerto Corral	2 may 1985	31 dic 2021
Meteorología	Temperatura del aire	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2010
Meteorología	Temperatura del aire	UACh	Fundo Santa Rosa	1 ene 2011	31 dic 2019
Meteorología	Temperatura del aire	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2021
Meteorología	Temperatura Máxima Diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	2 jun 1984	31 dic 2021
Meteorología	Temperatura Mínima Diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 jun 1984	31 dic 2021
Meteorología	Precipitaciones	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2010
Meteorología	Precipitaciones	UACh	Fundo Santa Rosa	1 may 2015	31 dic 2019
Meteorología	Precipitaciones acumuladas cada 6 horas	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2021

Meteorología	Precipitaciones anuales	UACh	Actual Museo Histórico y Antropológico Mauricio Van de Maele y Campus Isla Teja	1900	2006
Meteorología	Humedad Relativa del Aire	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2021
Meteorología	Presión Atmosférica	DMC	Aeropuerto Pichoy	18 nov 1969	31 dic 2021
Meteorología	Viento (magnitud y dirección)	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2021
Hidrología	Caudal río Cruces	DGA	Rucaco	1 ene 1969	31 dic 2021
Hidrología	Altura columna de agua	DGA	Rucaco	1 ene 2000	31 dic 2021

Análisis

Para cada una de las series de tiempo registradas durante el año 2021, se realizó un análisis en el dominio del tiempo, la frecuencia y el tiempo - frecuencia.

En el dominio del tiempo, se confeccionó un gráfico tiempo - dependiente en la más alta frecuencia disponible, para identificar datos faltantes y posibles registros erróneos, los cuales fueron removidos. Se compararon estos gráficos de evolución anual del comportamiento de cada serie registrada, con los promedios históricos mensuales disponibles, para analizar las eventuales diferencias de comportamiento.

En el dominio de la frecuencia y mediante el uso del software PAST v4.10 (Hammer *et al.* 2001), se calculó el peridiograma para identificar él o los ciclos dominantes con un 95% de confianza.

En el dominio del tiempo - frecuencia, se calculó la transformada de “wavelet”, usando la ondícula de Morlet (Torrence & Compo 1998). Se obtuvieron gráficos que ilustran el cambio de energía *versus* tiempo, asociado a cada período de entre 2 y 2028 horas, identificándose aquellos fenómenos que se encontrasen dentro de un intervalo de confianza del 95%.

Para el análisis de largo plazo, se realizó un análisis de series de tiempo en el dominio del tiempo, orientado a establecer cambios potenciales en el comportamiento de

las señales. Para esto, se asume que todas las series se pueden descomponer aditivamente de la siguiente forma:

$$x_t = T_t + S_t + \varepsilon_t$$

Donde, x_t es el valor observado, T_t es la tendencia que representa el comportamiento de largo plazo de la señal y que se asume lineal, S_t es la estacionalidad y para la cual se supone una oscilación cíclica que puede variar en el tiempo (Verbesselt *et al.* 2010 a, 2010 b) y ε_t corresponde a la anomalía compuesta por variaciones no explicadas por los componentes de tendencia y estacionalidad y que pueden asumirse como aleatorias. Para estimar la tendencia lineal de la serie, se utilizó el método de mínimos cuadrados, con la prueba de Mann-Kendall (Mann 1945, Kendall 1970). Para los análisis de largo plazo (series mensuales), se volvieron a calcular los periodiogramas y transformadas de "wavelet". A continuación, se describen los métodos específicos utilizados para analizar cada una de las señales estudiadas.

Nivel del mar

Para analizar la variabilidad del nivel del mar, se contó con el registro horario del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile en Corral (mayo 1985 - diciembre 2021). Para construir las series diarias de esta variable, se utilizó un filtro pasa bajo y adecuado para remover la variabilidad mareal (Godin 1972, Doodson & Warburg 1941, Thompson 1983). La serie del nivel del mar en Corral se utilizó para realizar un análisis de largo plazo (1985 - 2021) en el dominio del tiempo, e identificar tendencias, estacionalidad y fluctuaciones cíclicas.

Temperatura superficial del mar

La temperatura superficial del mar (°C) se analizó a nivel horario para el año 2021 y mensual entre septiembre de 1962 y diciembre 2021. El registro corresponde al puerto de Corral (39°52'41.98''S y 73°25'21.99''W). La serie mensual se construyó con la media aritmética de todos los registros del mes de la temperatura medida en la superficie del mar, tres veces al día: 8h00, 14h00 y 20h00. Cuando no había datos o faltaba más del 20% de un

mes, se consideró al mes como una brecha o “gaps” y se procedió a interpolar linealmente en caso de que el mes faltante se encuentre rodeado de meses con datos, o una interpolación spline - cúbica cuando faltaban 2 o 3 meses consecutivos.

Temperatura del aire y precipitaciones

Se analizó a nivel mensual y anual, el registro histórico (1960 - 2020) de la temperatura del aire (°C) y precipitaciones (mm). Desde 1960 a 2010, los datos provienen de la estación meteorológica del ex Instituto de Geociencias de la UACh (Campus Isla Teja, Valdivia). Desde el 1 de enero de 2011 al 31 de diciembre de 2019, la información proviene de la estación meteorológica de la UACh ubicada en el Fundo Santa Rosa (39°47’18.28’’S y 73°14’4.97’’W) y que se encuentra integrada a la red de estaciones agro - meteorológicas dependientes del INIA. Estas series fueron complementadas con el registro de la estación meteorológica del Aeropuerto Pichoy (39°39’23,99’’S y 73°5’14,00’’W), disponible desde el 1 de enero de 1966 al 31 de diciembre de 2021.

La serie diaria de temperaturas mínimas del aire comprende desde 1960 a 2020, pero es discontínua en los siguientes tramos: 1 agosto al 3 de septiembre de 1972, 1 de febrero al 18 de marzo, 12 de octubre al 31 de diciembre de 2011, 25 de febrero al 10 de abril del año 2014, 1 enero al 17 abril, 21 al 27 mayo y 5 al 8 junio 2015. Los datos faltantes fueron superados por interpolación lineal (cuando solo faltaba un día) o “spline” cúbica (cuando faltaban 2 ó 3 días consecutivos). Cuando hubo meses sin datos, se usó interpolación usando criterios similares a los anteriormente mencionados, en función de los meses contiguos. Un análisis similar se realizó para las temperaturas máximas. Para ambas series, se graficó en el período 1985 - 2021, la hora del día de ocurrencia del valor extremo.

La serie de precipitaciones diarias comprende desde 1960 a 2020. Esta serie fue construida con datos de la estación Teja de la UACh (1960 - 2010). Entre el 1 enero de 2011 y 31 de diciembre del 2021 se usaron datos de precipitaciones diarias desde la Dirección

Meteorológica de Chile, específicamente de la estación del Aeropuerto Pichoy, ubicada en la parte norte del área de estudio (39°39’03,96’’S; 73°04’54,12’’W) para completar la serie de la UACh y desde 1 de mayo del año 2015 al 31 de diciembre de 2019 se usaron los datos generados por la Estación Meteorológica Austral, ubicada en el fundo Santa Rosa de la UACh, sector Cabo Blanco, Valdivia.

Humedad y presión atmosférica

De forma similar a la temperatura, la humedad relativa del aire y la presión atmosférica fueron analizadas para las series horarias del año 2021 y mensuales en el periodo 1969 a 2021. Debido a la menor cantidad de datos en este período, el análisis del peridiograma y “wavelet” se restringió a la ventana de tiempo 1985 - 2021.

Vientos

El viento fue analizado para la componente dirección o proveniencia y rapidez en nudos. Se analizó la serie horaria del año 2021 y la serie mensual en el periodo 1969 a 2021.

Caudal y altura columna de agua

Los datos de caudales hídricos y altura de la columna de agua, cubren el período 1970 - 2021 y 2000 - 2021, respectivamente y provienen de la Dirección General de Aguas (DGA), específicamente de la estación hidrológica localizada en el río Cruces, sector Rucaco (39°33’12’’S; 72°54’02’’W). Esta serie presentó algunos períodos con datos faltantes, los cuales fueron superados con interpolación lineal o “spline” cúbica, dependiendo de la cantidad de datos faltantes.

RESULTADOS

Nivel del Mar

En base al registro del mareógrafo ubicado en el Puerto de Corral durante el año 2021 (Fig. 3.1.2), el nivel del mar horario, muestra el típico comportamiento de una señal

dominada por componentes de marea astronómica, con fluctuaciones desde una escala semi - diurna (ciclo bajamar – pleamar) a mensuales (mareas de sicigias - mareas de cuadraturas). Durante el año 2021, el nivel del mar alcanzó un promedio de 111 cm (desviación estándar 39 cm), un máximo de 250 cm en el mes de julio y un mínimo de 16 cm en el mes de diciembre. La amplitud típica de estas fluctuaciones fue inferior a 2 metros (Fig. 3.1.2), con algunas excepciones en invierno - seguramente asociado a marejadas de tormentas durante pleamares. Al quitar el efecto de la marea, el nivel medio del mar relativo aun muestra grandes fluctuaciones de origen no - astronómico, que seguramente se explican por el fenómeno del barómetro invertido (Wunsch & Stammer 1997), lo que indicaría la importancia de la presión atmosférica. Con todo, al comparar a evolución del nivel medio del mar durante el año 2021 con el promedio mensual 1985 - 2021, se puede observar la presencia de eventos transitorios extremos que superan el promedio mensual y un sesgo más persistente - pero de menor amplitud - a valores inferiores al promedio 1985 - 2021 (Fig. 3.1.2, *cf.*, círculos rojos y línea amarilla).

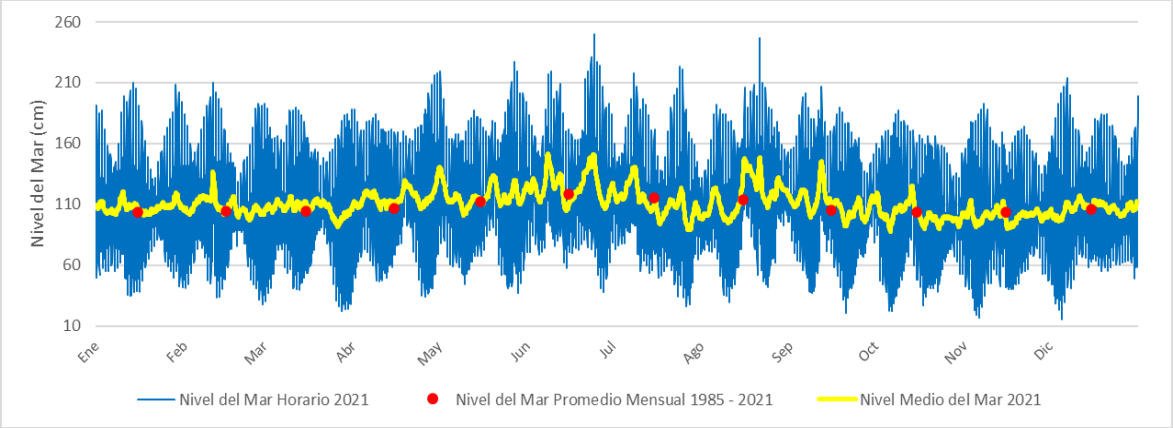


Figura 3.1.2. Evolución en el tiempo del registro horario del nivel del mar del mar, registrado en el puerto de Corral durante el año 2021 (líneas azules). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1985 y 2021 (círculos rojos) y el nivel medio del mar estimado para el año 2021 (línea amarilla). Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

El periodiograma (Fig. 3.1.3), muestra que, en el dominio de las frecuencias, domina un ciclo diurno en torno a las 24,6 horas y menor medida, un ciclo semi-diurno (12,4 horas)

y un ciclo de 28-29 días, junto a ciclos de energía más dispersa en torno a 1 semana - 1 quincena.

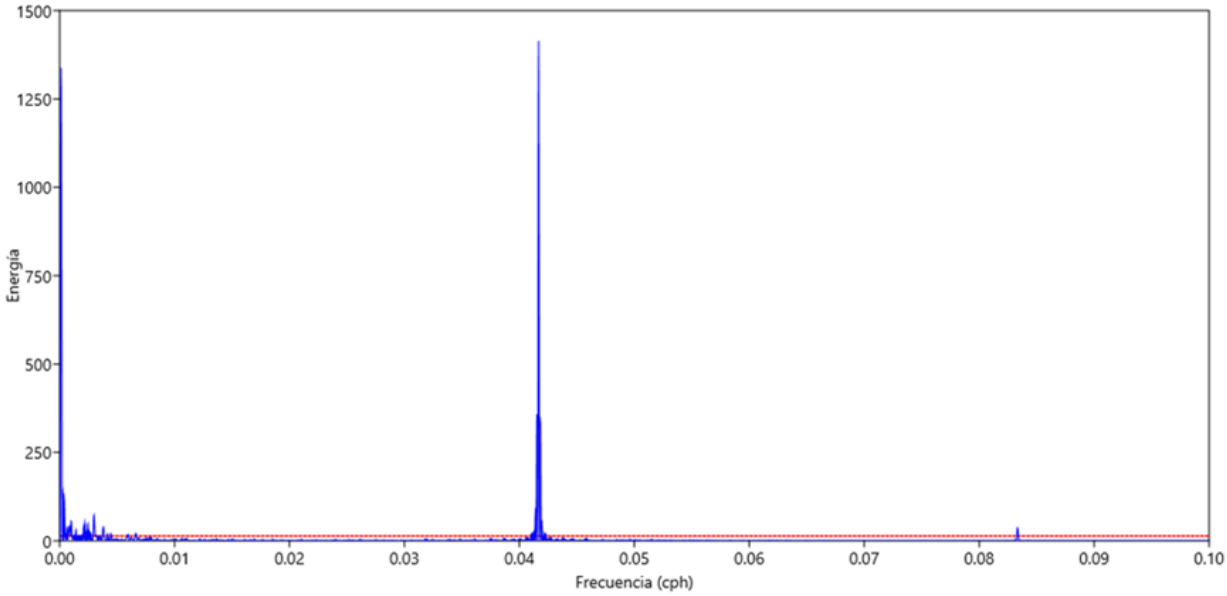


Figura 3.1.3. Peridiograma del registro horario del nivel del mar, registrado en el puerto de Corral durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

En el dominio del tiempo - frecuencia, la transformada de Wavelet (Fig. 3.1.4), muestra claramente un fenómeno cíclico de alta energía en torno a las 24 horas y otro regular, pero de menor energía a las 12 horas. Ambos fenómenos se diluyen entre los meses de mayo y agosto, pero son muy marcados en la época estival. Entre junio y agosto, se observa un fenómeno muy energético que actúa en las frecuencias asociadas a los periodos de 10 a 15 días, seguramente asociado a marejadas, debido a las condiciones de mal tiempo en el invierno del hemisferio sur. A partir de marzo se observa un fenómeno energético en el entorno de los 28 días que persiste hasta diciembre y asociado seguramente al mes lunar (marea de sicigias y cuadraturas), mientras que en los meses de enero - marzo, fue relevante un fenómeno energético de perturbación en el período en torno a los 21 días. Esto estuvo probablemente asociado a las tormentas que se originan durante esa época en Alaska, época correspondiente al invierno del hemisferio norte, y

cuyas marejadas se propagan a través de la cuenca del Océano Pacífico hasta arribar a las costas de Chile (fenómeno conocido como “swell” o mar de fondo del norte).

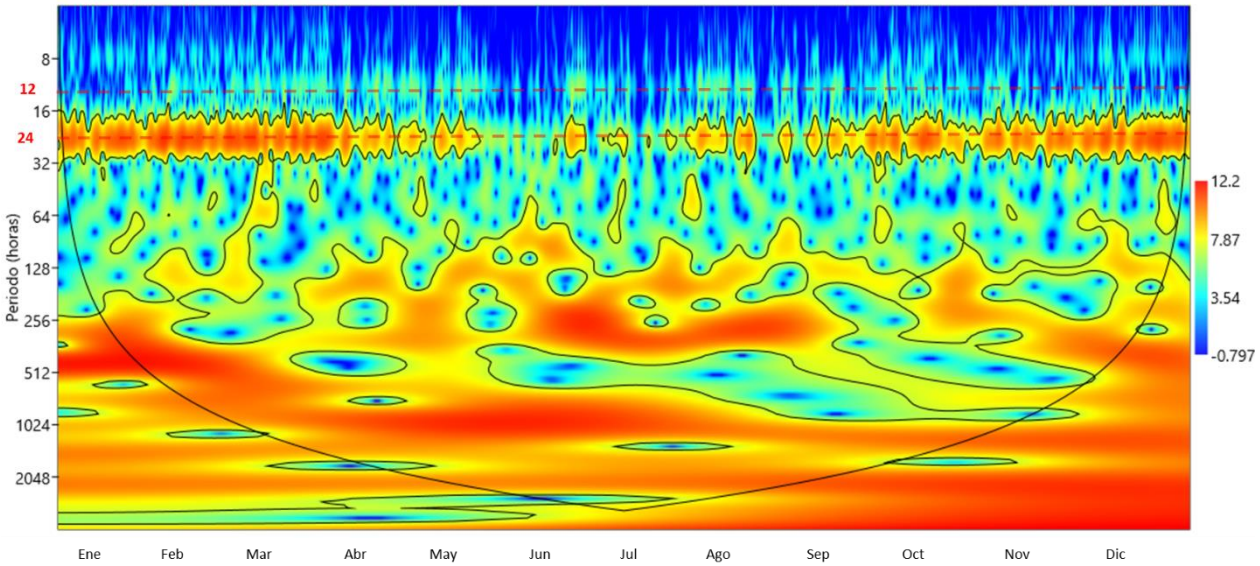


Figura 3.1.4. Transformada de “Wavelet” del registro horario del nivel del mar, registrado en el puerto de Corral durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren el nivel del mar. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

Tendencia

La Figura 3.1.5 (panel superior), muestra la tendencia mensual para el nivel del mar registrado en el puerto de Corral entre los años 1985 y 2021. Se observa una tendencia negativa (descenso del nivel del mar), con una tasa de cambio anual (-1.69 mm), levemente inferior a la constatada con los datos del año 2020 (-2.75 mm/año, UACh 2021). Esto significa que, si bien la tendencia se mantiene, el nivel del mar del año 2021 fue lo suficientemente superior a lo registrado en años anteriores, como para alterar la tendencia.

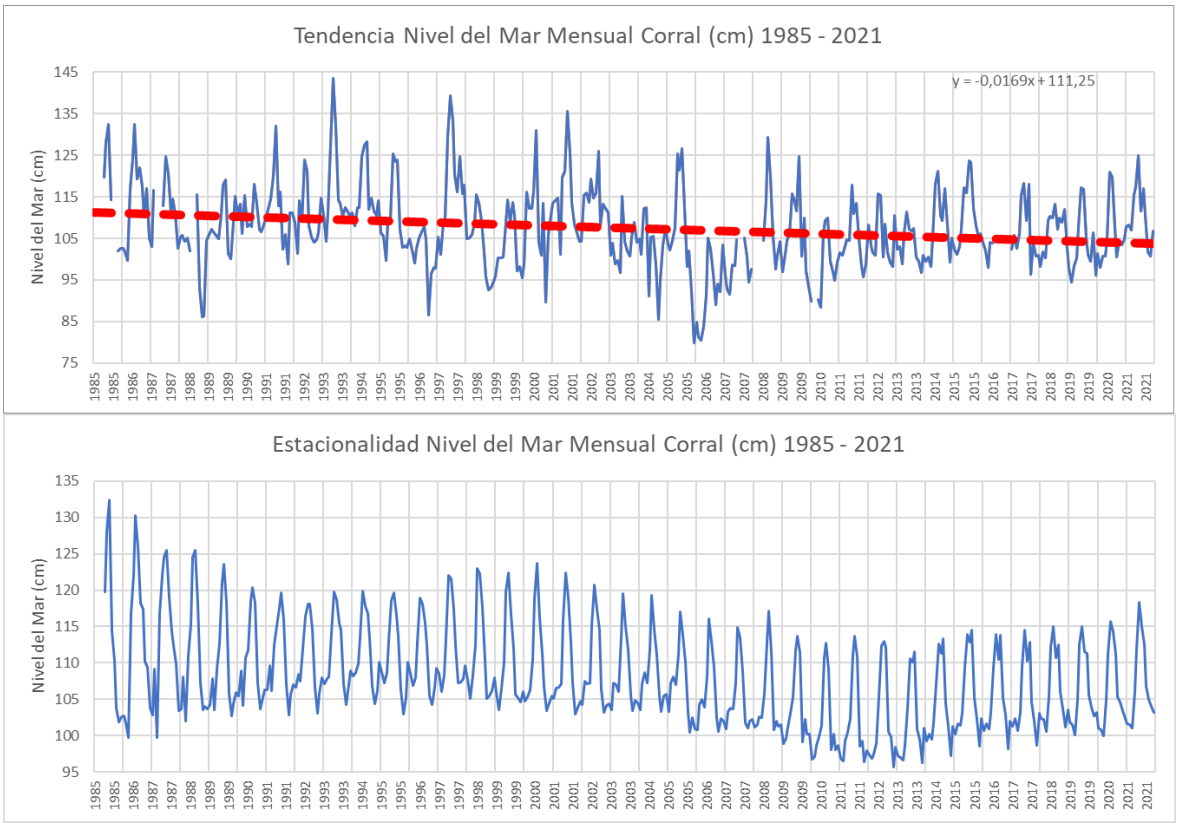


Figura 3.1.5. Evolución en el tiempo del registro mensual del nivel del mar, registrado en Corrantre 1985 y 2021. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

La tendencia negativa observada en la variabilidad mensual del nivel del mar en la costa de Corral, contradice las proyecciones de elevación del nivel del mar por cambio climático (Hermans *et al.,* 2021), las que se proyectan entre 30 a 70 cm a nivel nacional para fines de siglo (Albrecht & Shaffer 2016, MMA 2019). No obstante, se debe tener en cuenta que el registro instrumental del puerto de Corral es un registro del nivel del mar relativo a un punto fijo en la corteza costera de la zona, mientras que las proyecciones de elevación del nivel del mar, se encuentran referidas a un punto absoluto (Gregory *et al*., 2019). Debido a esto, la explicación de esta aparente contradicción, es que la tasa de deformación de la corteza terrestre durante el período intersísmico en Corral, es más rápida que el aumento del nivel del mar, lo que ha sido comentado con registros a lo largo de todo Chile (Contreras *et al.,* 2017, Montecino *et al.,* 2017). En efecto, se debe considerar

que el nivel medio relativo del mar (NMRM) incluye tanto las variaciones del nivel del mar como del fondo marino donde se ubica el mareógrafo. Estas últimas son causadas por la actividad tectónica de la corteza. Esta actividad incluye movimientos de ascenso y descenso durante el período cosísmico (durante un terremoto y en escalas de segundos), postsísmico (con posteridad a un terremoto y en escalas temporales de años) e intersísmico (entre dos terremotos y en una escala decadal). Los resultados anteriormente mencionados sobre la variabilidad del nivel del mar en Corral, no son entonces directamente comparables con los del nivel absoluto del mar (NMMA) y que usualmente se reportan en estudios de tipo climático usando valores que se obtienen de los modelos globales. Esto no solo explica que el registro instrumental muestre un descenso del nivel del mar relativo, mientras las proyecciones globales muestran un aumento del nivel del mar absoluto, sino que además sugiere que los planos de marea afectando humedales costeros y estuariales como es el caso del HRC, estarían descendiendo más rápido de lo mostrado por los registros instrumentales, los que son compensados por la dilatación térmica de las aguas. Esto puede tener consecuencias sobre el HRC, debido a que los cambios del nivel del mar alteran la amplitud de marea al interior de un estuario, modificando los equilibrios hidrodinámicos y por lo tanto en su morfología (Haas *et al.,* 2018).

En términos generales, los cambios en el comportamiento de las mareas al interior del HRC, podrían percibirse como un descenso en el nivel que alcanzan las aguas en la pleamar (marea alta). Como la propagación de la onda de marea al interior de un estuario sufre diferentes modificaciones por fricción, se sabe que uno de los parámetros más importantes que controlan la forma en que se desarrolla la marea al interior de un estuario es la profundidad con respecto al nivel medio (Temmerman *et al.,* 2004). De esta forma, cambios en el nivel del mar pueden producir alteraciones en los rangos de marea al interior de un estuario (Talke & Jay 2019). Puede hipotetizarse entonces que un cambio pequeño, pero paulatino del nivel de referencia, resulta en cambios en las áreas intermareales de un humedal estuarial como es el caso del HRC, situación que dependerá de la batimetría: pendientes suaves experimentan cambios imperceptibles, pero un cambio de pendiente

abrupto puede significar un cambio severo en el área que finalmente es cubierta por la pleamar, alterando de este modo las riberas del humedal y la sustentabilidad de sus componentes bióticos (*e.g.,* macrófitas acuáticas), debido a descenso del nivel del espejo de agua. Esta es una de las hipótesis a evaluar en el Proyecto FONDECYT 1221153 "Landscape structure and dynamics in a changing world: assessing the role of climate change and seismic drivers on the geographic structure and distribution of the cattail-tidal flat complex in coastal wetlands of southern Chile".

Variabilidad estacional

Al observar la evolución de la estacionalidad del nivel del mar registrado en el puerto de Corral, entre los años 1985 y 2021, resaltan dos cosas: a) las amplitudes han disminuido notoriamente en el tiempo y b) existe un ciclo interdecadal, donde se suceden periodos de aumento de amplitud, con otros de reducción. El año 2021 se encontraría en una fase de aumento de la amplitud del ciclo estacional (Fig. 3.1.5, panel inferior).

En el dominio de la frecuencia, el periodiograma (Fig. 3.1.6) para los valores mensuales del nivel del mar entre los años 1985 y 2021, muestra solo dos "peacks" significativos: a) el más importante (frecuencia 0.08343 ciclos por mes, con poca dispersión de energía asociado a su alta regularidad), la estacionalidad anual: 12 meses; y b) uno interanual – en el rango 3 a 5 años (frecuencia 0.023 ciclos por mes, pero con gran dispersión de energía, variando entre 0.020 y 0.026 ciclos por mes, indicando su irregularidad, es decir que los ciclos no se repiten exactamente igual en amplitud y/o frecuencia).

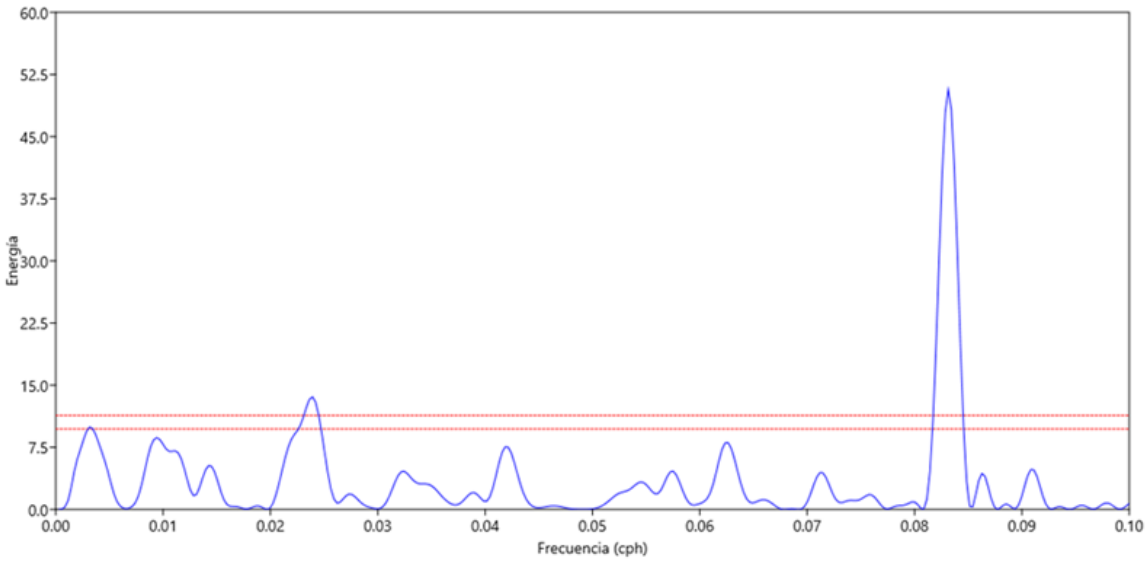


Figura 3.1.6. Peridiograma del registro mensual del nivel del mar, registrado en el puerto de Corral entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

En el dominio del tiempo - frecuencia, la transformada de Wavelet para el nivel del mar mensual registrado en Corral entre los años 1985 y 2021 (Fig. 3.1.7), muestra la presencia del ciclo de alta energía en el rango 12 meses, con una interrupción de su desarrollo entre los años 1987 y 1991. Se observan dos fenómenos en el rango de los 36 y 80 meses, que parecen extinguirse durante los años 2011 y 2015, respectivamente. Resaltan, además, los años 1994 – 1999 y 2004 – 2007, donde fenómenos interanuales afectaron múltiples frecuencias con fases de alta energía. Por último, a partir del año 1994 destaca la aparición de un fenómeno continuo de baja frecuencia, en la escala decadal, que se mantiene hasta el año 2021, que puede asociarse a un comportamiento tendencial, lo que implicaría la existencia de un cambio en el comportamiento del nivel del mar. Sin embargo, aún se encuentra fuera del cono del 95% de confianza debido a la corta longitud de la serie (sólo 37 años). Esto sólo podrá ser confirmado en la medida que este fenómeno persista y se incorporé dentro del cono del 95% de confianza en análisis posteriores, con registros más largos del nivel del mar.

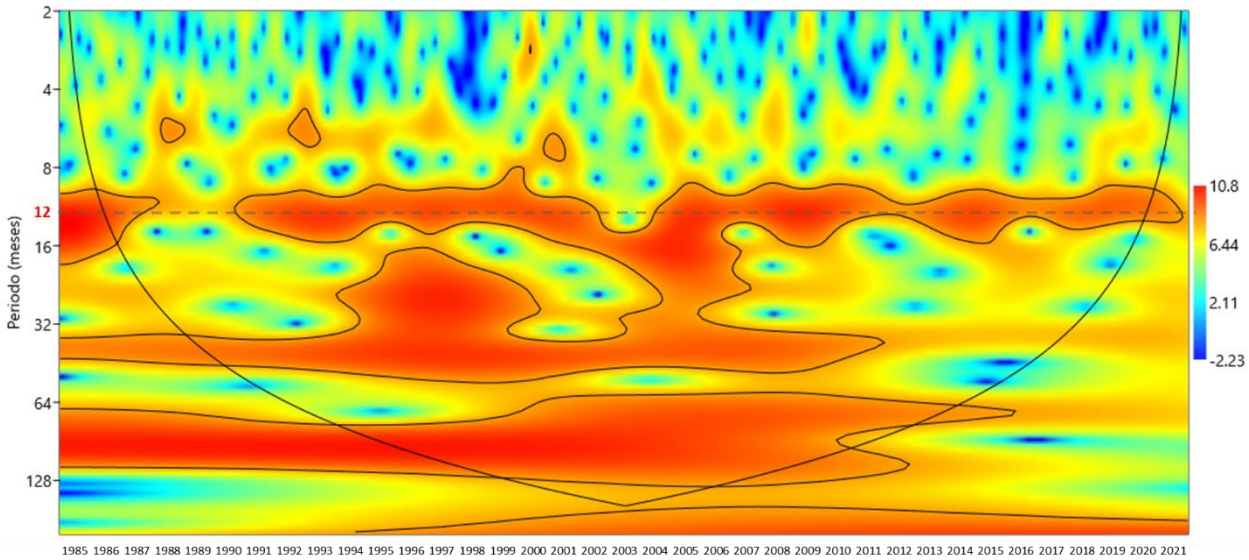


Figura 3.1.7. Transformada de "Wavelet" del registro mensual del nivel del mar, registrado en el puerto de Corral entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren el nivel del mar. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

Temperatura superficial del mar

Durante el año 2021, la temperatura superficial del mar en el puerto de Corral alcanzó un promedio de 12.5°C (desviación estándar 2.1°C); la temperatura máxima se registró el 22 de enero a las 14:00 (*ca.*, 21°C). En múltiples ocasiones se alcanzó un mínimo de 8.7°C (18 julio a las 11:00) y durante horas nocturnas entre los días 3 a 6 diciembre, valores anormalmente bajos para la época. El registro presenta grandes amplitudes térmicas diarias, durante la época estival y rangos de variación menores durante la invernal (Fig. 3.1.8).

Al comparar el registro obtenido durante el año 2021 con el promedio histórico mensual entre los años 1999 y 2021, se constata que, entre los meses de enero a mayo y septiembre a diciembre, existieron días con temperaturas sesgadas a valores inferiores al

promedio histórico; mientras que en la época invernal (mayo a agosto), las temperaturas tuvieron sesgos a valores superiores al promedio histórico (Fig. 3.1.8).

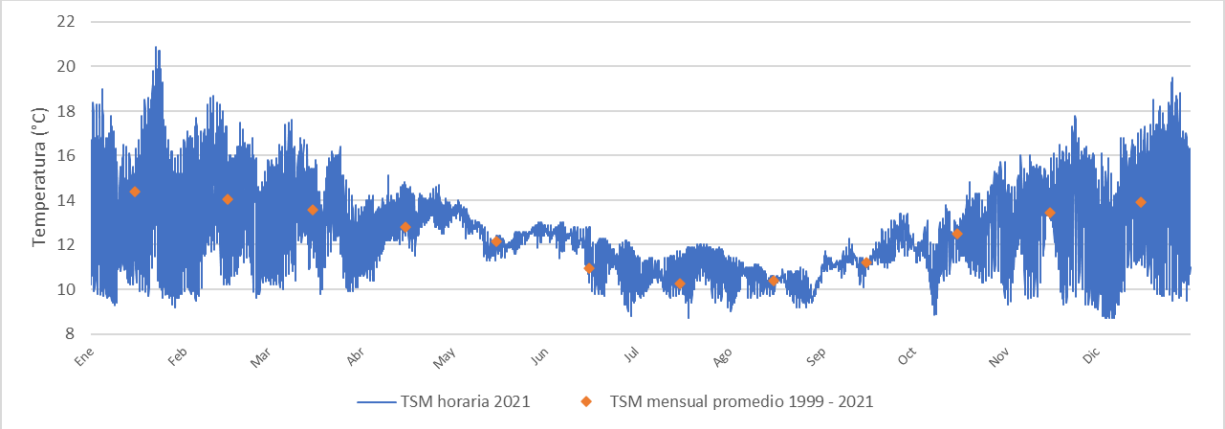


Figura 3.1.8. Evolución en el tiempo del registro horario de la temperatura superficial del mar, registrado en el puerto de Corral durante el año 2021 (línea azul). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1999 y 2021 (polígonos naranjos). Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

El análisis en el dominio de la frecuencia muestra múltiples “peaks” significativos, siendo el mayor el correspondiente al período 12.44 horas (frecuencia 0.080374 cph) asociado a la componente M_2 de la marea astronómica (Fig. 3.1.9). Por lo tanto, contrario a lo que podría esperarse, la causa principal de la variabilidad de la temperatura superficial del mar que se registra en el puerto de Corral es la marea y, en segundo lugar, la amplitud térmica por el ciclo diurno, el cual debería ser el principal causante de esta última (Fig. 3.1.9). Esto se puede explicar porque el instrumento se encuentra fijo en un punto determinado y al ocurrir la variación mareal cambia la profundidad, en el que se encuentra sumergido.

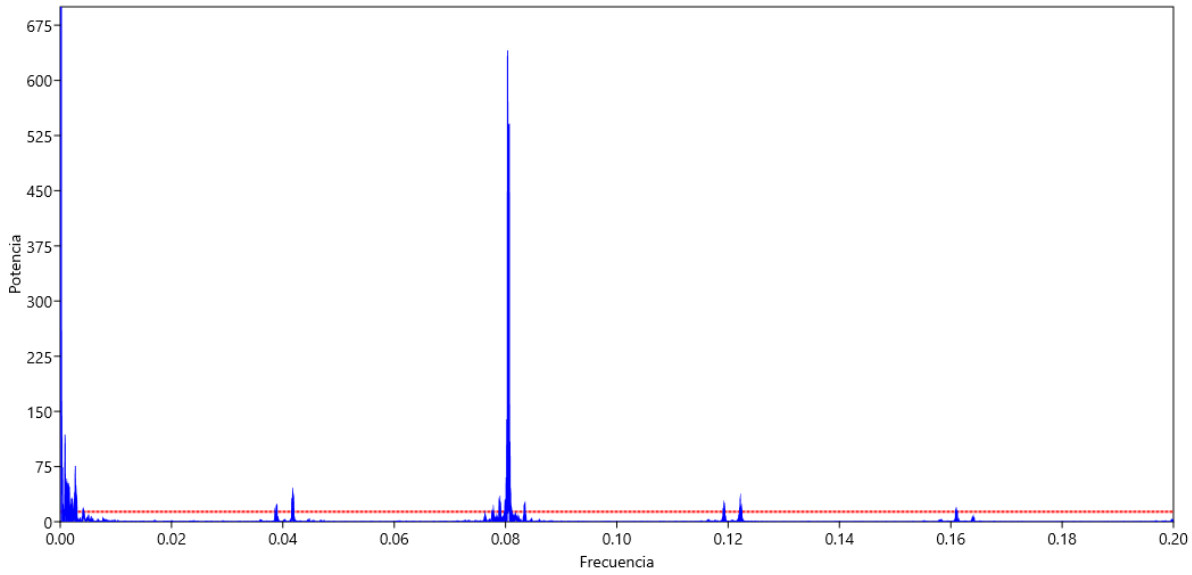


Figura 3.1.9. Peridiograma del registro horario de la temperatura superficial del mar, registrado en el puerto de Corral durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

El análisis en el registro tiempo – frecuencia (Fig. 3.1.10), revela la existencia de un fenómeno de alta energía en el orden de las 1000 a 1100 horas (40 - 45 días) que se mantiene durante todo el año 2021, el marcado y regular cíclico efecto de la marea astronómica en torno al período de 12 horas, especialmente en los meses estivales y periodos de mucha energía del ciclo diurno (en torno a las 24 horas). Esto último también en la época estival, aunque su continuidad es menor que el efecto del ciclo mareal, lo que se condice con el peridiograma (Fig. 3.1.10).

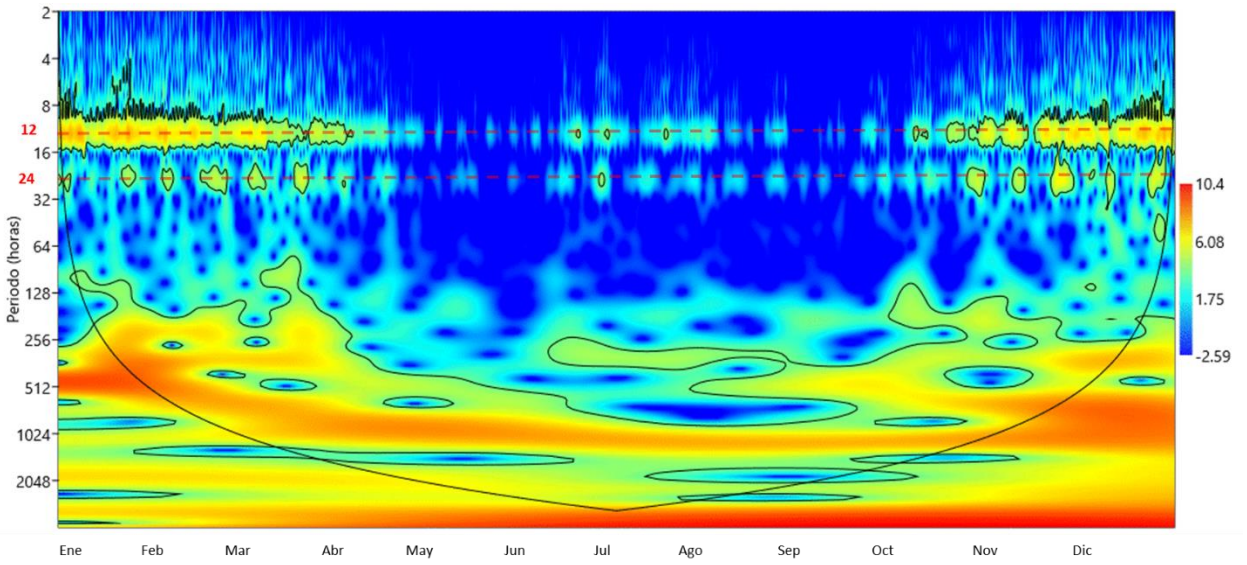


Figura 3.1.10. Transformada de "Wavelet" del registro horario de la temperatura superficial del mar, registrada en el puerto de Corral durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la temperatura superficial del mar. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

Tendencia

En la Figura 3.1.11 se muestra la evolución promedio mensual de la temperatura superficial del mar registrada en el puerto de Corral entre 1962 y 2021. La serie presenta un extenso gap que abarca entre los años 1966 y 1985.

La tendencia lineal estimada resulta con una pendiente negativa (Fig. 3.1.11, panel superior), indicando un enfriamiento en la temperatura superficial del mar en el puerto de Corral. Aunque la pendiente de esta tendencia parece estar afectada por el tramo de registros 1962 - 1966, su comportamiento negativo está de acuerdo con los hallazgos existentes para el litoral de Chile central, donde la mayoría de las estaciones costeras del registro de temperatura en tierra y mar, registran esta tendencia negativa. Esta se atribuye a la influencia de la corriente de Humboldt y a las alteraciones de la hidrodinámica local, debido al cambio climático antropogénico (Falvey & Garreaud 2009, Winckler *et al.,* 2020). La ecuación de la recta de esta tendencia estimada tiene una pendiente de -0.0018 y un

intersecto igual a 13.499, R^2= 0.0275; lo que indica una tasa de cambio anual de -0.02°C y una variabilidad de la señal explicada por la tendencia de 2.75%.

Variabilidad estacional

La estimación del ciclo estacional refleja cambios en el ciclo anual, mostrando una reducción de amplitud del ciclo durante el siglo XXI en relación con los registros existentes en la segunda mitad del siglo XX (Fig. 3.1.11, panel inferior). Esta reducción es especialmente notoria a partir del año 2015. De esta forma, la temperatura superficial del mar en las inmediaciones del HRC experimenta un enfriamiento y al mismo tiempo una reducción de la amplitud del ciclo estacional, provocando temperaturas más frías en la época estival y temperaturas levemente más cálidas en la época invernal. Este cambio de comportamiento en la temperatura del mar, puede estar afectando las precipitaciones de la zona, que en última instancia son alimentadas por la evaporación del mar: aguas más frías, se evaporan menos y por lo tanto se esperaría una reducción en las precipitaciones.

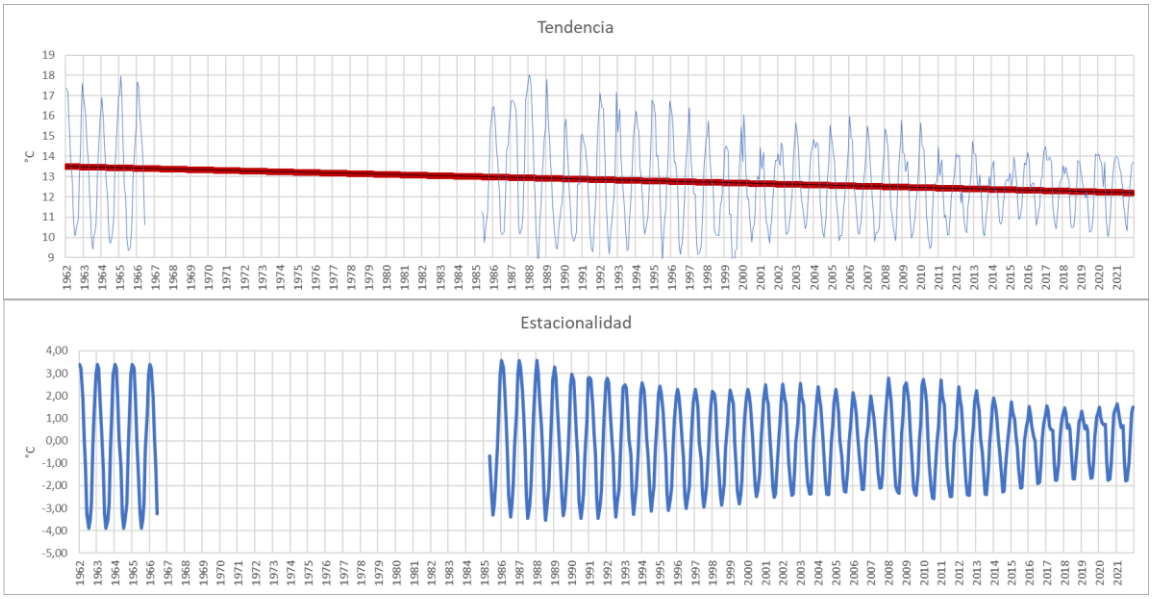


Figura 3.1.11. Evolución en el tiempo del registro mensual de la temperatura superficial del mar, registrado en el puerto de Corral entre 1962 y 2021. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

El peridiograma del periodo 1985 - 2021 (Fig. 3.1.12), muestra como único “peak” relevante, el correspondiente al periodo anual (frecuencia 0.08443 ciclos por mes), revelando que la estacionalidad anual es el comportamiento cíclico más relevante de la temperatura superficial del mar.

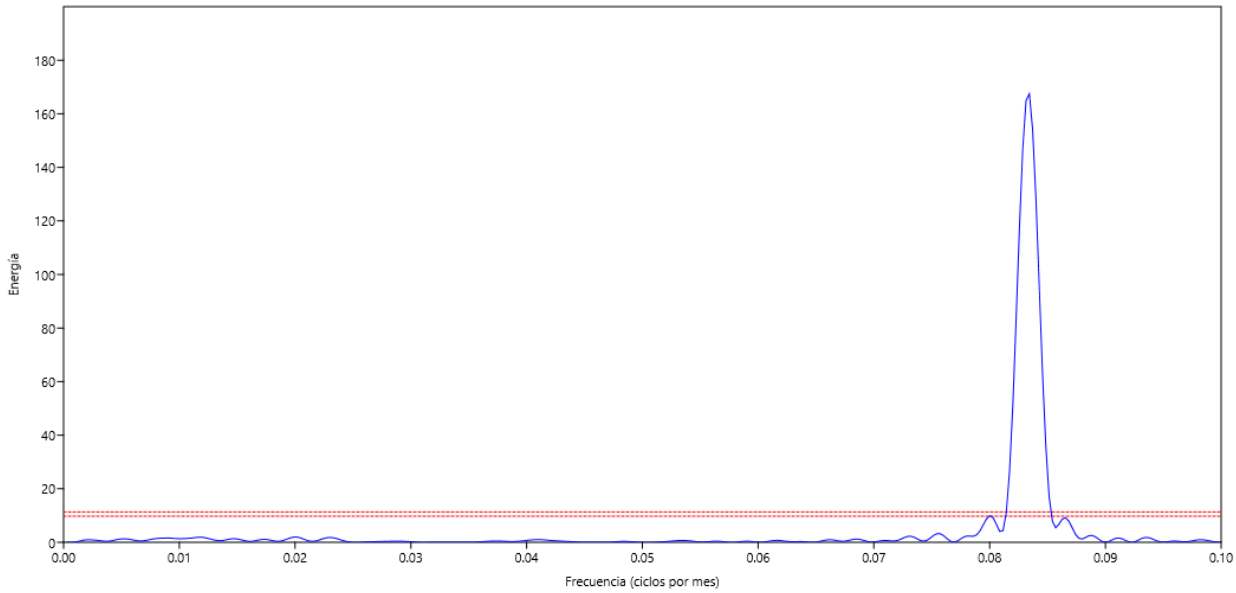


Figura 3.1.12. Peridiograma del registro mensual de la temperatura superficial del mar, registrado en el puerto de Corral entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

En el dominio tiempo - frecuencia, la transformada de “wavelet” para el período 1985 - 2021 (Fig. 3.1.13), muestra que, en el período de 12 meses, se encuentra el comportamiento más energético. Sin embargo, en los primeros años de datos (1985 - 1987), los registros parecen ser afectados por un fenómeno inter - anual, posiblemente rezagos del El Niño 1983 - 1985, pero se carece de datos para confirmarlo y este comportamiento se encuentra fuera del cono del 95% de confianza (Fig. 3.1.13). A partir del año 2011, se puede observar un debilitamiento en la energía de esta componente, casi en concordancia con el debilitamiento de un patrón energético decadal (120 - 130 meses), que a partir del año 2007 comienza a debilitarse y difuminarse en periodos mayores a 128 meses. Entre los años 1985 y 1990, se desarrolló un evento notorio en el periodo de los 48 a 64 meses (4 a 5 años). Así, no solo la tendencia de la temperatura superficial del mar,

muestra un enfriamiento, sino que además existe un debilitamiento de la estacionalidad anual de la temperatura superficial del mar.

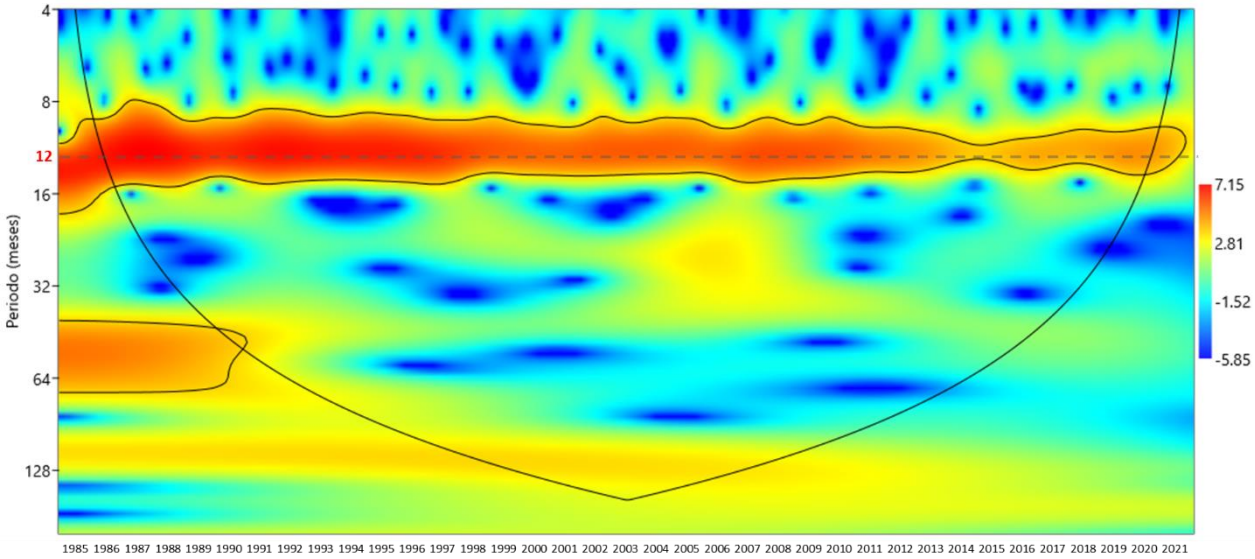


Figura 3.1.13. Transformada de "Wavelet" del registro horario de la temperatura superficial del mar, registrado en el puerto de Corral entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la temperatura superficial del mar. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos SHOA.

Temperatura del aire

Durante el año 2021, la temperatura del aire registrada en Pichoy alcanzó un promedio de 11.4°C (inferior en un grado a la temperatura superficial del mar). La desviación estándar fue 6.5°C (tres veces superior a la registrada en la superficie del mar). La temperatura máxima registrada fue de 36.7°C durante el mes de febrero y la mínima alcanzó los - 3.3°C, registrada durante el mes de agosto. Similar al comportamiento de la temperatura superficial del mar, se observan grandes amplitudes térmicas durante épocas estivales (verano y primavera) y menores amplitudes durante otoño e invierno, especialmente entre los meses de mayo a julio (Fig. 3.1.14). Los valores se encuentran en

el rango de los registros históricos, pero con un sesgo a temperaturas inferiores a los promedios mensuales del periodo 1966 - 2021.

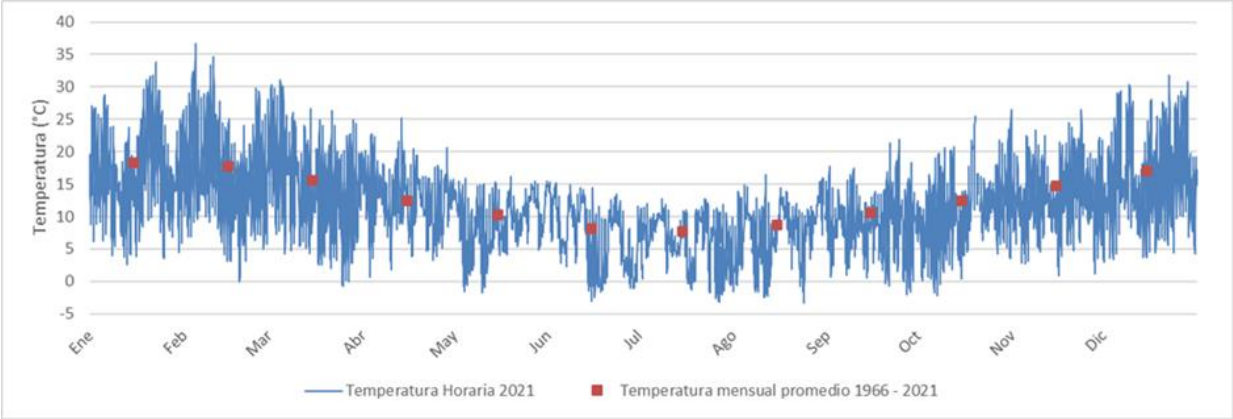


Figura 3.1.14. Evolución en el tiempo del registro horario de la temperatura del aire, registrada en Pichoy durante el año 2021 (línea azul). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1966 y 2021 (polígono rojo). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

En el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.15), el "peak" relevante es el correspondiente al ciclo diurno (frecuencia 0.041667cph), existiendo otros "peaks" significativos. Estos últimos fueron menos energéticos y en frecuencias asociadas a periodos de días a semanas, probablemente relacionados a pasos de frentes de mal tiempo y olas de calor.

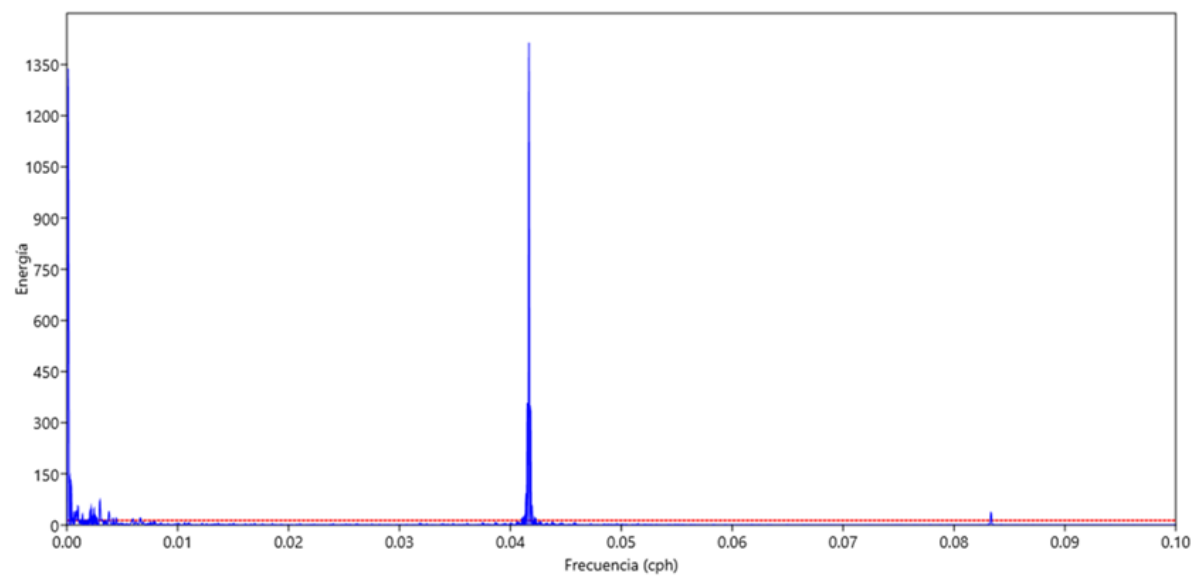


Figura 3.1.15. Peridiograma del registro horario de la temperatura del aire, registrada en Pichoy durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

El análisis del tiempo - frecuencia (Fig. 3.1.16), muestra claramente el fenómeno energético de las 24 horas presente durante prácticamente todo el año, con un debilitamiento notorio entre mayo a septiembre. Se observan, además, fenómenos energéticos, pero menos regulares en el rango de las 128 a 1500 horas, los que se desarrollan durante todo el año, pero con interrupciones y cambios de intensidad y frecuencia.

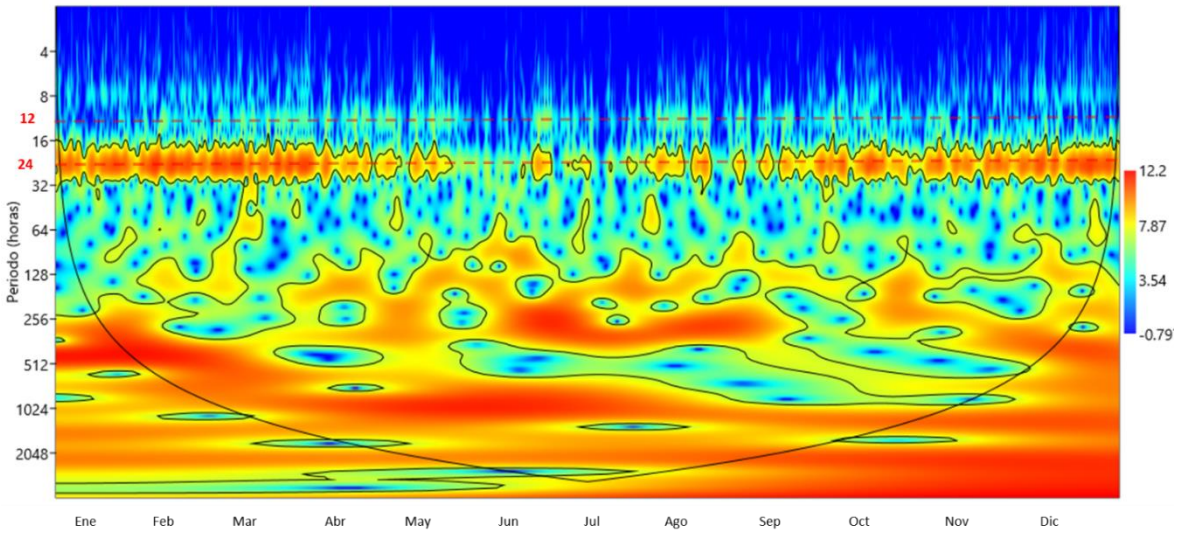


Figura 3.1.16. Transformada de "Wavelet" del registro horario de la temperatura del aire, registrada en Pichoy durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la temperatura del aire. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

Tendencia

En el largo plazo (Fig. 3.1.17), se observa una leve tendencia positiva en las temperaturas mensuales registradas en Pichoy entre los años 1966 y 2021. Sin embargo, desde el año 2015, el ciclo anual de las temperaturas es inferior a años previos. Este comportamiento se mantuvo durante el año 2021 (Fig. 3.1.17, panel superior).

Variabilidad estacional

En el largo plazo, se puede observar un cambio de comportamiento interanual en el desarrollo del ciclo anual de temperaturas (Fig. 3.1.17, panel inferior), pasando de épocas de reducción a aumento. El año 2021, se encontraría en un momento de reducción.

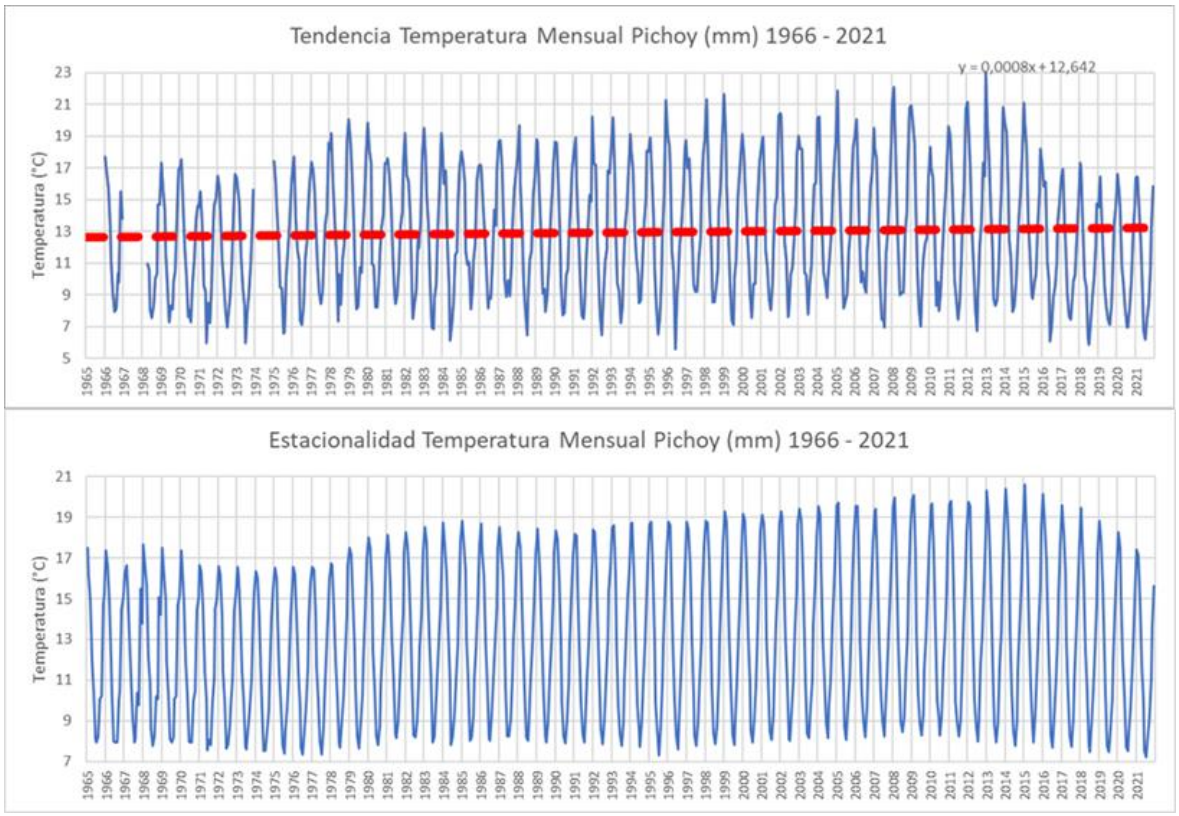


Figura 3.1.17. Evolución en el tiempo del registro mensual de la temperatura del aire, registrada en Pichoy entre 1966 y 2021. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

En el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.18), la única con energía significativa es la asociada al ciclo anual (frecuencia 0.08324 ciclos por mes), lo que también es posible apreciar en el dominio tiempo - frecuencia (Fig. 3.1.19). Resalta en la transformada de "wavelet" un fenómeno energético que aparece desde el año 2011, en la frecuencia asociada a periodos de baja frecuencia (del orden de 150 meses (interdecadal)), pero aun fuera del cono del 95% de confianza (Fig. 3.1.19).

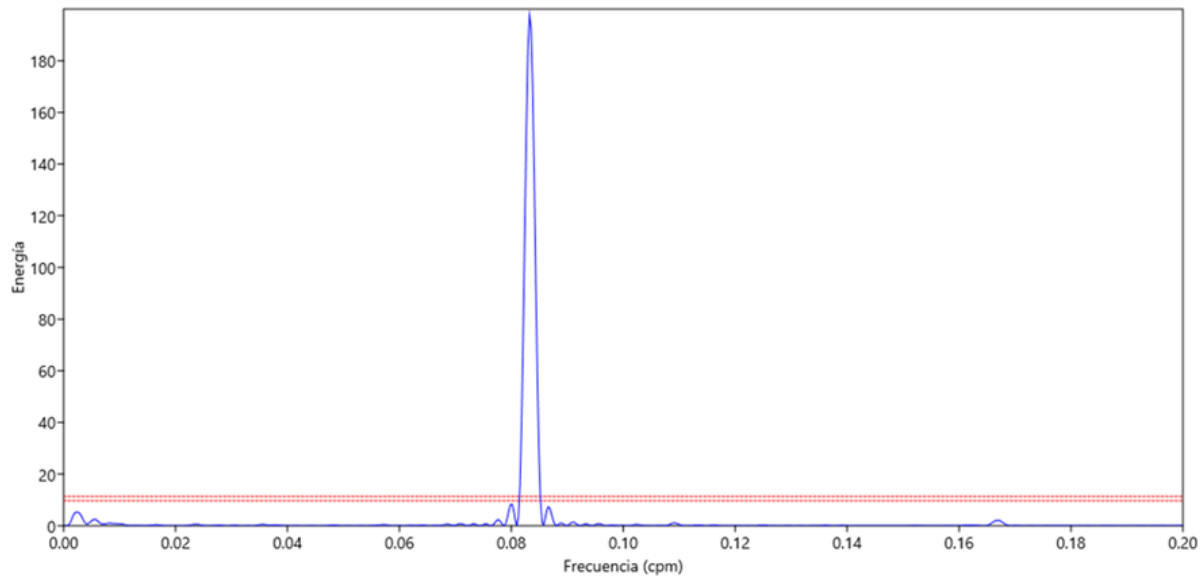


Figura 3.1.18. Peridiograma del registro mensual de la temperatura del aire, registrada en Pichoy entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

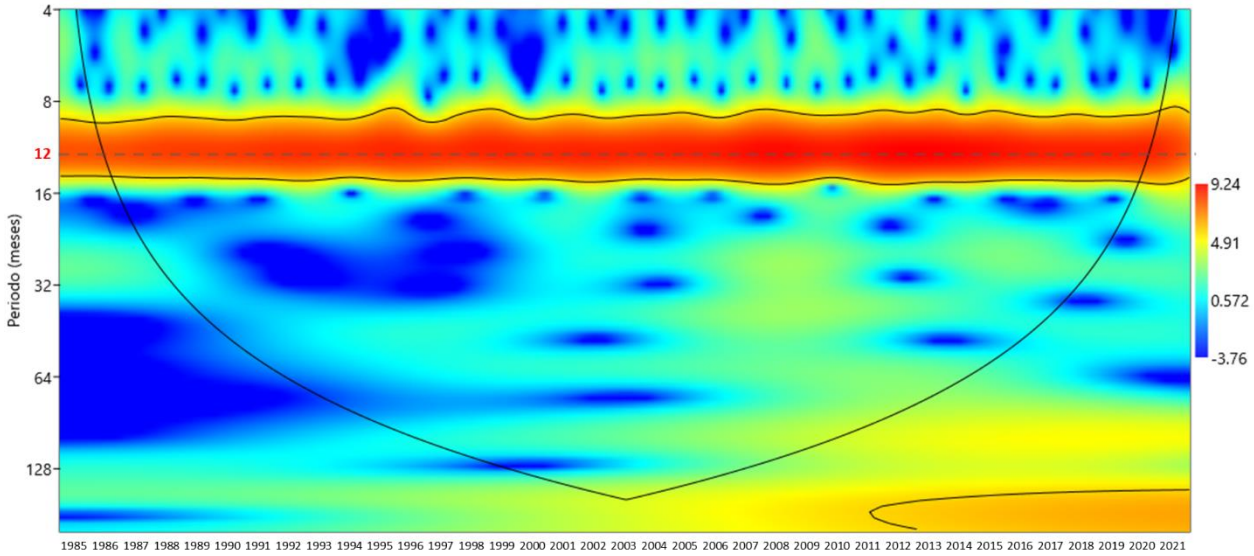


Figura 3.1.19. Transformada de Wavelet del registro mensual de la temperatura del aire, registrado en Pichoy entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la temperatura del aire. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

Temperatura mínima del aire

Las temperaturas mínimas mensuales muestran el patrón típico estacional de la zona valdiviana. Durante la época estival (diciembre, enero y febrero) la media de la temperatura mínima del aire se ubica sobre los 10 °C. A partir de marzo se observa una disminución sostenida hasta el mes de julio, cuando alcanza su valor más bajo. A partir de agosto, las temperaturas mínimas mensuales comienzan a ascender, hasta ubicarse en diciembre por sobre el nivel de los 10 °C. En algunos meses se observan mínimas superiores a 13 grados.

La Figura 3.1.20 (panel superior), muestra un comportamiento de largo plazo asociado a un descenso de las temperaturas mínimas. Sin embargo, la frecuencia del número de eventos cálidos (temperaturas mínimas mayores a 13°C), parece en los últimos años. La variación cíclica estacional, permite apreciar una amplificación de rango a partir de los veranos 2011 y 2012 y se sostiene hasta el año 2019, momento en que empiezan a disminuir hasta el año 2021 (Fig. 3.1.20, panel inferior). Con todo, el comportamiento de la temperatura mínima dá cuenta de un enfriamiento local, perturbado por eventos más cálidos y cada vez más frecuentes.

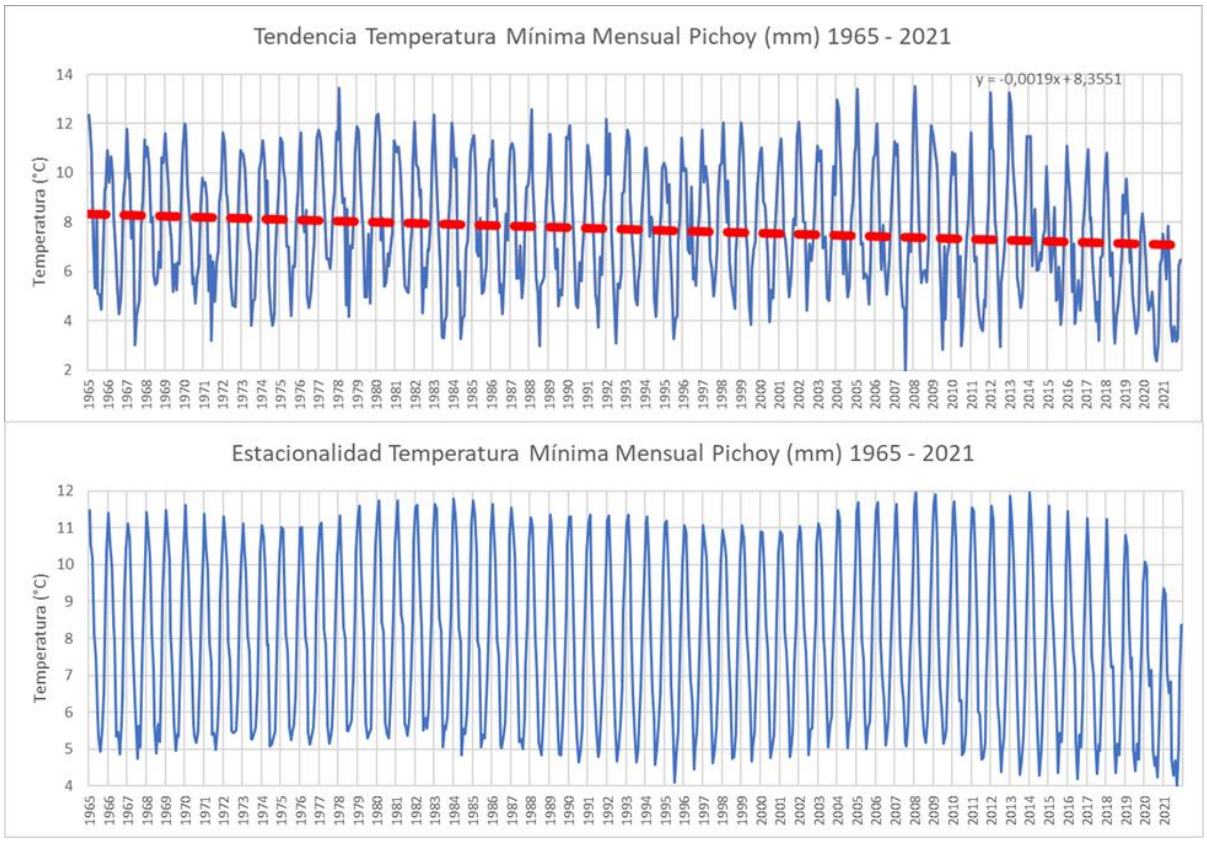


Figura 3.1.20. Evolución en el tiempo del registro mensual de la temperatura mínima registrada entre 1984 y 2021 en Pichoy. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

El cambio en la tendencia del comportamiento de las temperaturas mínimas parece obedecer a un cambio en las horas de ocurrencia (Fig. 3.1.21). Desde el año 2010, se puede observar un comportamiento cíclico más regular que en años previos, donde progresivamente a lo largo del año, se intercalan meses donde la mínima se encuentra en el rango de horas 0 a 3 AM, luego 4 a 6 AM y 7 a 9 AM. Resalta entonces el paulatino aumento del rango 19 a 21 horas, que fue particularmente mayor durante el año 2021.

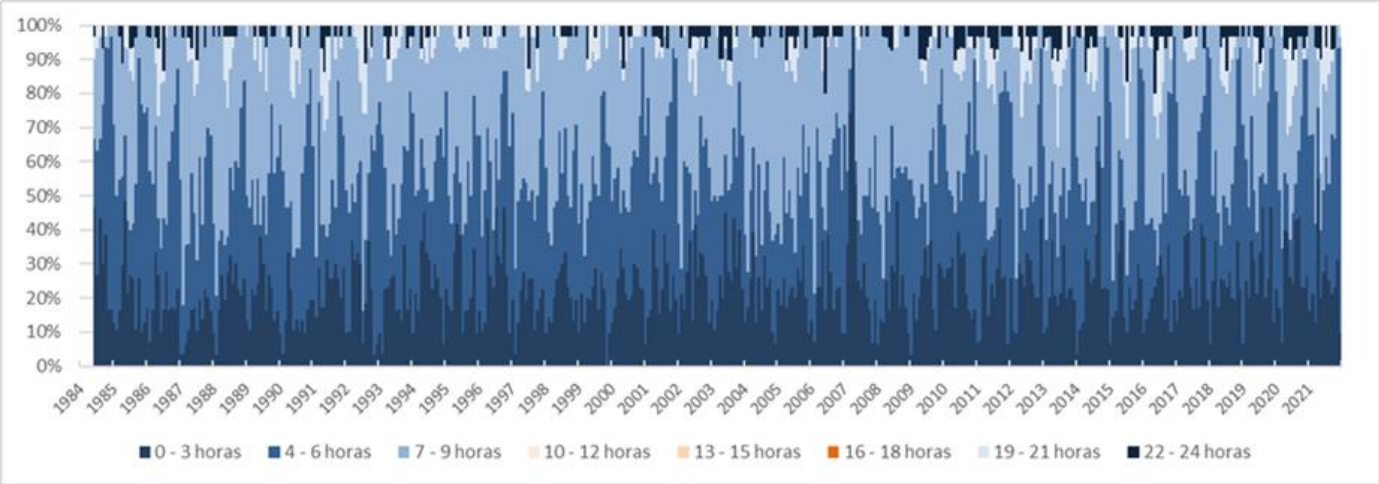


Figura 3.1.21. Evolución en el tiempo del horario de ocurrencia de las temperaturas mínimas diarias, registradas entre 1981 y 2021 en Pichoy. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

Temperatura máxima del aire

Con respecto a la evolución de la temperatura máxima diaria registrada en Pichoy entre los años 1984 y 2021 (Fig. 3.1.22, panel superior), se puede observar una tendencia ascendente. No se observa un cambio significativo en el comportamiento de la ciclicidad de las temperaturas máximas (Fig. 3.1.22, panel inferior), aunque el año 2021 resalta por una disminución notoria con respecto a años anteriores.

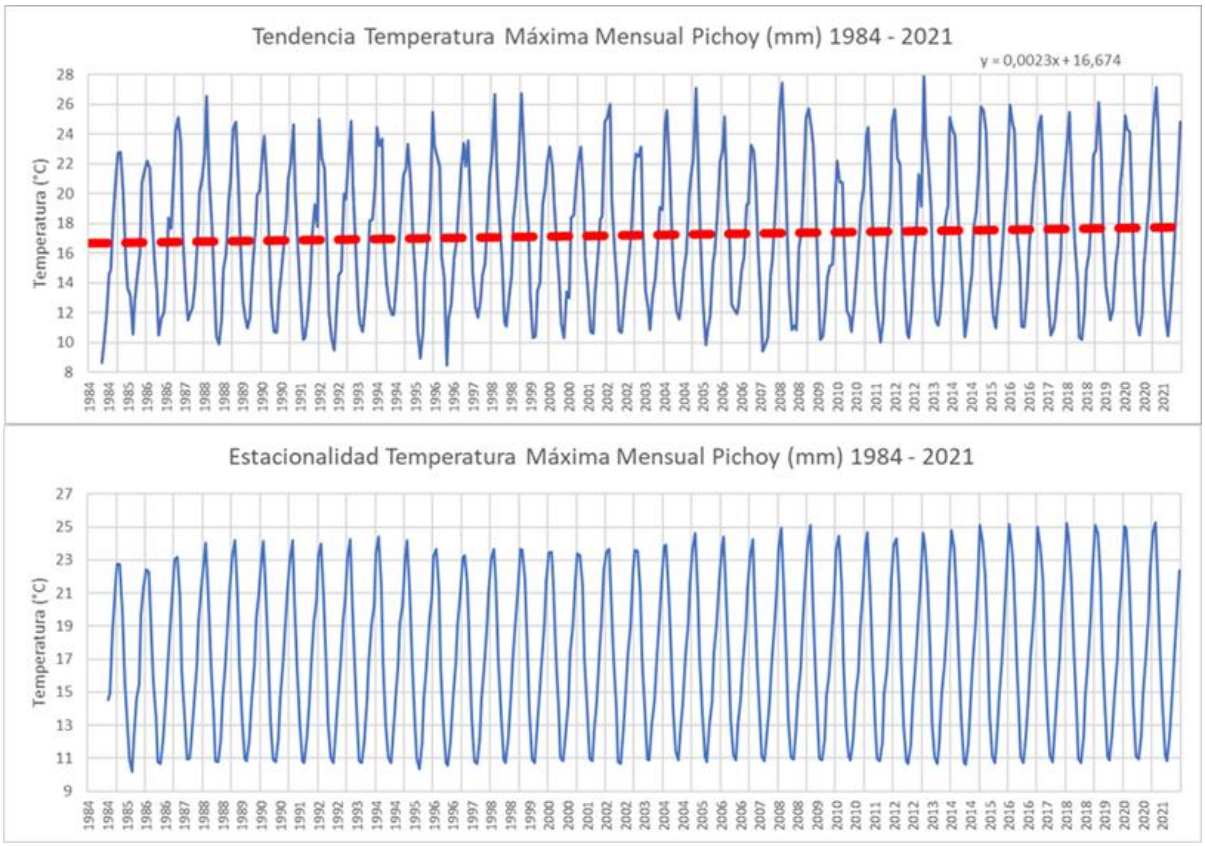


Figura 3.1.22. Evolución en el tiempo del registro mensual de la temperatura máxima registrada entre 1984 y 2021 en Pichoy. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

La Figura 3.1.23 muestra que la temperatura máxima diaria, ocurre primariamente durante la tarde (16 a 18 horas), no apreciándose un cambio de comportamiento como el mostrado por las temperaturas mínimas diarias (Fig. 3.1.21). Resalta el año 2007, que fue especialmente anómalo al respecto. Durante el año 2021, se aprecia un leve aumento de la ocurrencia de la máxima entre las 13 a 15 horas, pero no es significativamente diferente a lo ocurrido en años anteriores.

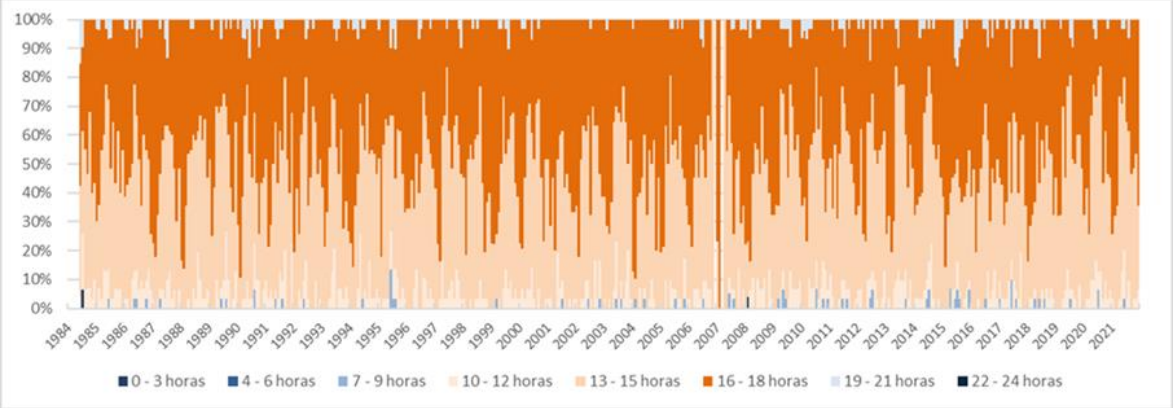


Figura 3.1.23. Evolución en el tiempo del horario de ocurrencia de las temperaturas máximas diarias, registradas entre 1981 y 2021 en Pichoy. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

Precipitaciones

La Figura 3.1.24, compara la variabilidad de las precipitaciones acumuladas mensuales entre los años 2018 y 2021 en el Aeropuerto de Pichoy, con el promedio de agua caída entre los años 1900 y 2014 en Valdivia (promedio histórico). Con excepción del año 2020 (agua caída similar al promedio histórico), el entorno del HRC ha experimentado déficit hídrico (Fig. 3.1.24). Esto fue muy notorio el año 2021, cuando ocurrió un déficit importante, sobre todo en el mes de julio (*i.e.*, año seco) (Fig. 3.1.24).

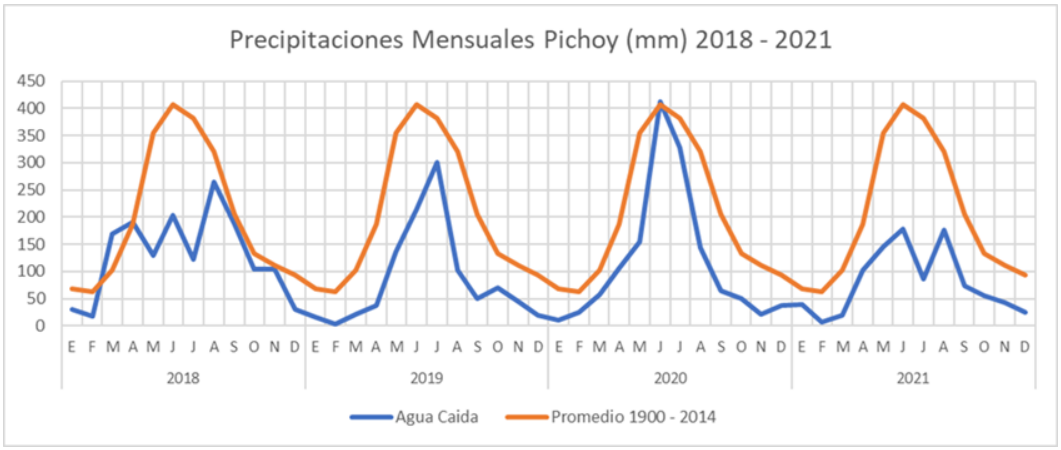


Figura 3.1.24. Comparación de precipitaciones mensuales durante el período 2018 - 2021 (línea azul) con el promedio histórico (1900 - 2015; línea naranja). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

El año 2016 ocurrió el mínimo histórico anual; durante ese año, prácticamente todas las precipitaciones mensuales estuvieron bajo el promedio histórico (1960-2014). En el año 2017, solo las precipitaciones mensuales del mes de febrero, agosto y octubre fueron mayores al promedio histórico. En agosto de ese año, las precipitaciones ocurridas alcanzaron los 590,9 mm, lo que representó el 26,73% del total anual ocurrido en Valdivia (UACh 2020).

En el año 2018 se presentó un patrón diferente de precipitaciones mensuales, donde destacan la gran cantidad de agua caída en marzo y abril, las bajas precipitaciones en mayo y julio y los registros similares al promedio histórico entre agosto y noviembre (Fig. 3.1.24). El año 2019, fue un año seco ya que la mayoría de las lluvias mensuales estuvo bajo el promedio histórico (1960-2015). Los meses de agosto y septiembre 2019, presentaron la mayor diferencia con el promedio 1960-2015 (UACh 2020).

En los últimos años, el registro de precipitaciones total de agua caída en Pichoy, muestra un prolongado déficit con respecto a los registros históricos. Durante los años 2018 y 2019, los niveles mensuales máximos fueron inferiores a 300 mm/mes mientras que el promedio histórico alcanzó a 400 mm/mes en la época invernal, a la vez que durante el año 2021, todas las precipitaciones acumuladas mensuales fueron inferiores a 200 mm. (Fig. 3.1.24).

Tendencia

Al observar la evolución del acumulado anual de las precipitaciones en la zona, se aprecia una reducción desde máximos de 3000 mm al año, hasta aproximadamente 2300 mm al año (Fig. 3.1.25). Además, la frecuencia de años secos (precipitaciones inferiores a 2000 mm al año), ha incrementado, situación también observada durante el año 2021 (Fig. 3.1.25).

En el entorno del HRC, años con precipitaciones bajo el promedio global, han sido más frecuentes en los últimos 30 años (Fig. 3.1.25). En ese período, los valores extremos de precipitaciones fueron más acentuados alcanzando cifras menores a 1500 mm y también mayores a 3000 mm; lo cual es coincidente con el cambio de frecuencia e incremento de bajas precipitaciones durante el siglo XX, en particular durante la segunda mitad de dicho siglo (González-Reyes & Muñoz, 2013).

Quintana & Aceituno (2012) sostienen que una tendencia negativa en las precipitaciones ha prevalecido a través del siglo XX intensificándose durante los 80 y principios de los 90. Esto también ha sido señalado por Rusticucci & Penalba (2000) y Quintana (2004), respecto de la evolución de las lluvias en Valdivia. González-Reyes & Muñoz (2013) detectaron un decrecimiento anual, estacional y mensual desde el año 1901 al 2005, e indican que esta reducción de las precipitaciones ha sido acompañada de una extensión de las condiciones estivales hacia parte del otoño y de una mayor concentración de las precipitaciones en invierno.

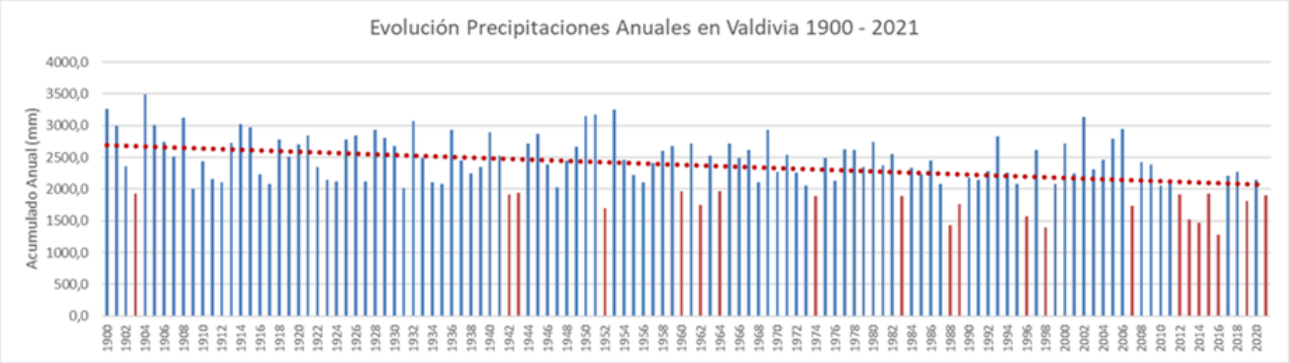


Figura 3.1.25. Evolución de las precipitaciones acumuladas anuales en Valdivia 1900 - 2021. Las columnas azules muestran el acumulado anual en mm, a la vez que las columnas rojas, destacan los años con precipitaciones inferiores a 2000 mm. La línea discontinua roja muestra la tendencia de largo plazo.

Concordante con lo anterior, el análisis de la estimación del promedio de las precipitaciones en el área de Valdivia en una ventana de largo plazo, muestra una

disminución de 2600 a 1900 mm entre 1930 y 2021 (Fig. 3.1.26). Es decir, cada año se pierden del orden de 8 mm de precipitación total (*cf.*, Fig. 3.1.26 y 3.1.27, panel superior). El año 2021, se alcanzó un déficit del orden de 200 mm con respecto a esta tendencia climática.

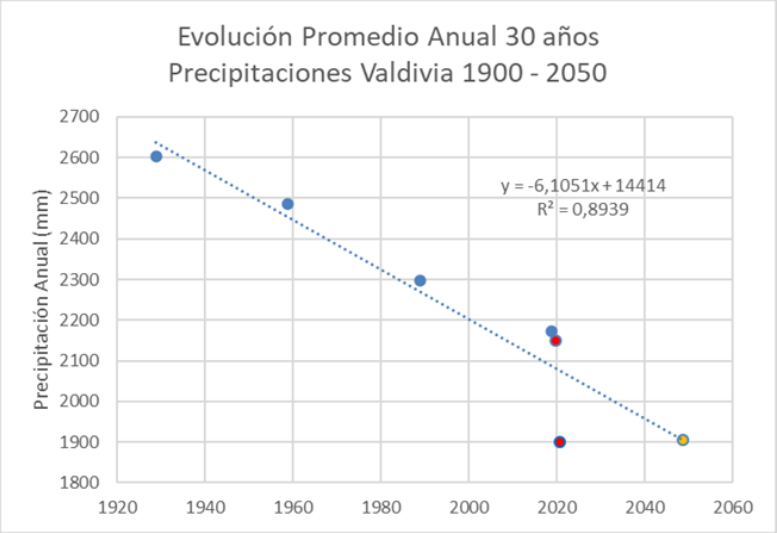


Figura 3.1.26. Evolución promedio anual de 30 años de precipitaciones en Valdivia, período histórico 1900 – 2020 (puntos azules), registros años 2020 y 2021 (puntos rojos) y proyección 2021 - 2050 (punto amarillo). El valor de R^2 de este análisis, muestra que la variabilidad de la variable dependiente (precipitación anual) es explicada en un 89% por la variabilidad de la variable independiente (años).

Variabilidad estacional

El patrón de las precipitaciones mensuales derivada de la serie histórica, muestra un ciclo anual bien definido caracterizado por un máximo invernal y un período estival con un monto significativamente menor de lluvia, tal como ha sido descrito en trabajos anteriores (*e.g.* UACh 2014-2020; Reyes 1981; Huber 1970). Nuevamente es posible apreciar un cambio de comportamiento interdecadal en las precipitaciones, cuya estacionalidad parece intercalar periodos de aumento de amplitud anual con otros de mayor regularidad durante el año (Fig. 3.1.27, panel inferior).

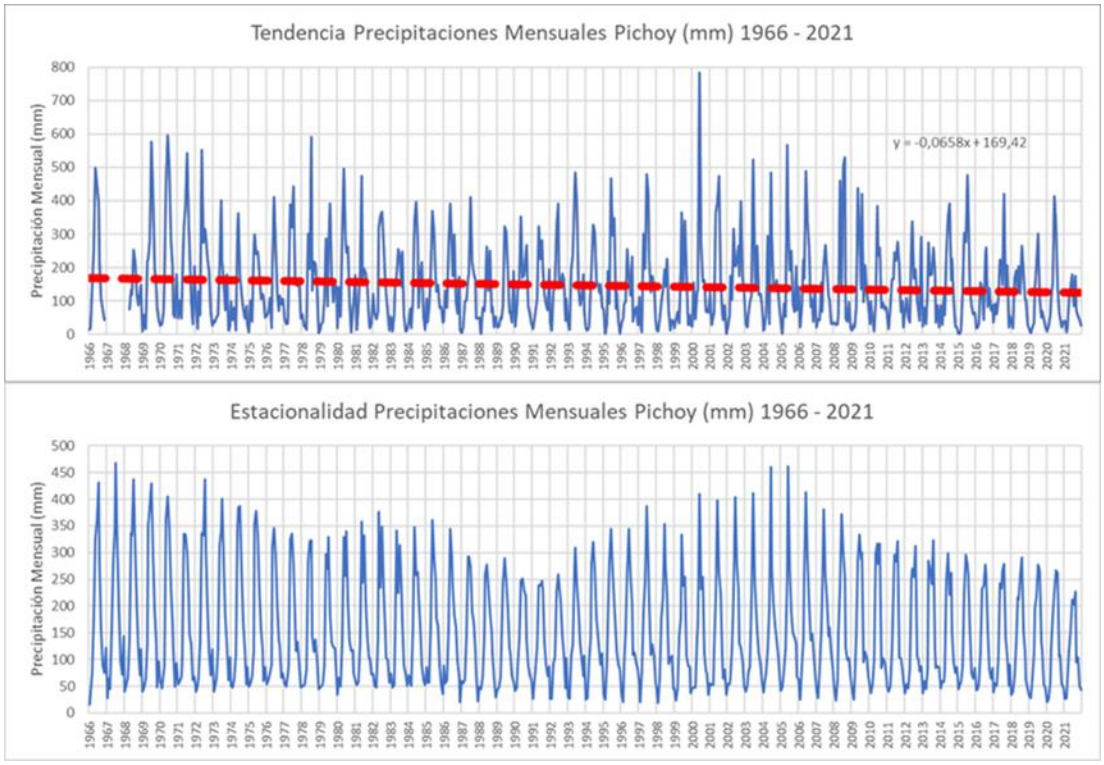


Figura 3.1.27. Evolución en el tiempo del registro mensual de la precipitación mensual registrada entre 1966 y 2021. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

Humedad

Durante el año 2021 la humedad relativa del aire promedio fue 84% (desviación estándar 19%). Debido a las altas precipitaciones de la zona y como es de esperarse, el máximo de 100% se alcanzó en múltiples oportunidades a lo largo de todo el año, mientras que la mínima humedad relativa registrada fue de 21% durante el mes de octubre, valor anormalmente bajo (Fig. 3.1.28).

Si bien la humedad relativa presentó un comportamiento estacional con máximos en la época invernal y mínimos en la época estival, destacan registros inferiores al 60% en diferentes ocasiones en la época otoño - invierno, donde en el promedio mensual entre 1966 y 2021 muestra valores superiores al 80% (Fig. 3.1.28). Destacan especialmente tres

casos: abril, junio y agosto donde la humedad relativa fue inferior al 50%. En épocas estivales en enero, febrero y diciembre, la humedad relativa se acercó o fue inferior al 30%, en varias ocasiones.

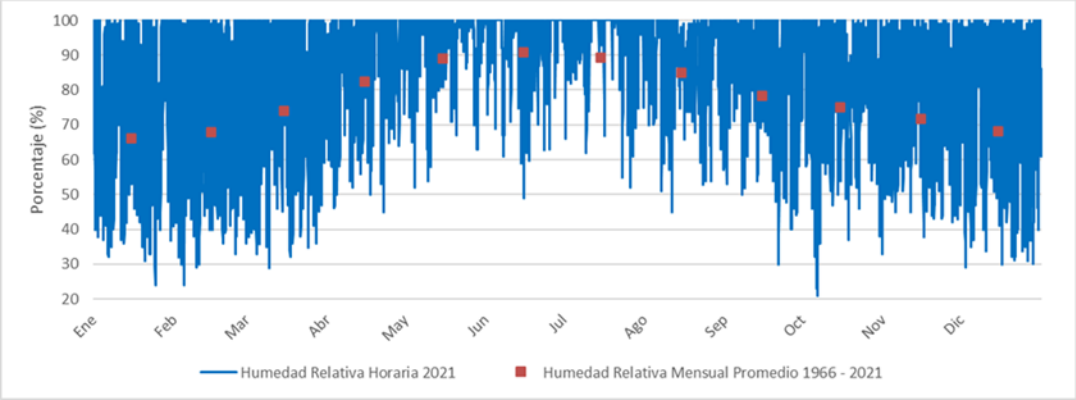


Figura 3.1.28. Evolución en el tiempo del registro horario de la humedad relativa del aire (porcentaje), registrada en Pichoy durante el año 2021 (línea azul). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1966 y 2021 (rojo). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

En el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.29) el “peak” más significativo (y único), se encuentra entorno a las veinticuatro horas (frecuencia 0.04167 cph). Esto se puede explicar por las diferencias térmicas día - noche, donde el descenso de la temperatura durante la noche puede disminuir el punto de rocío, independiente de la cantidad de vapor de agua contenido en la atmósfera.

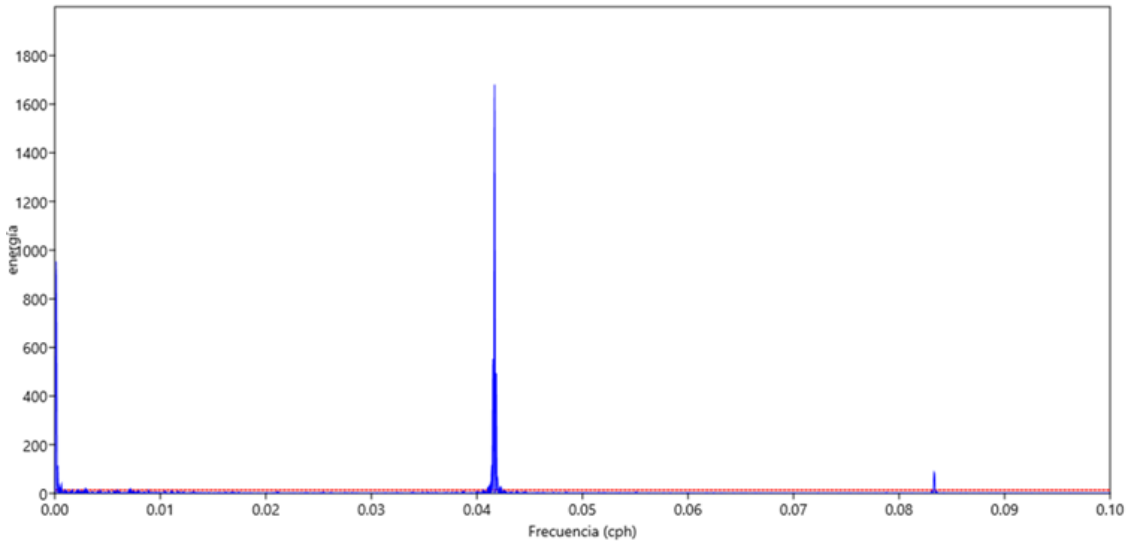


Figura 3.1.29. Peridiograma del registro horario de la humedad relativa del aire, registrada en Pichoy durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

En el dominio del tiempo frecuencia (Fig. 3.1.30), el evento más energético y único que prevalece durante todo el año se encuentra en torno del periodo 24 horas (en concordancia con el periodigrama). Se puede observar un fenómeno en las frecuencias superiores a 300 horas que destaca a partir del mes de octubre. En los meses de abril a septiembre, se observan activaciones de energía a diferentes frecuencias de periodos superiores a 1 día, junto con un notorio debilitamiento del fenómeno de periodo 24 horas, probablemente asociado a efectos de pasos de frentes de baja presión y eventos de precipitación.

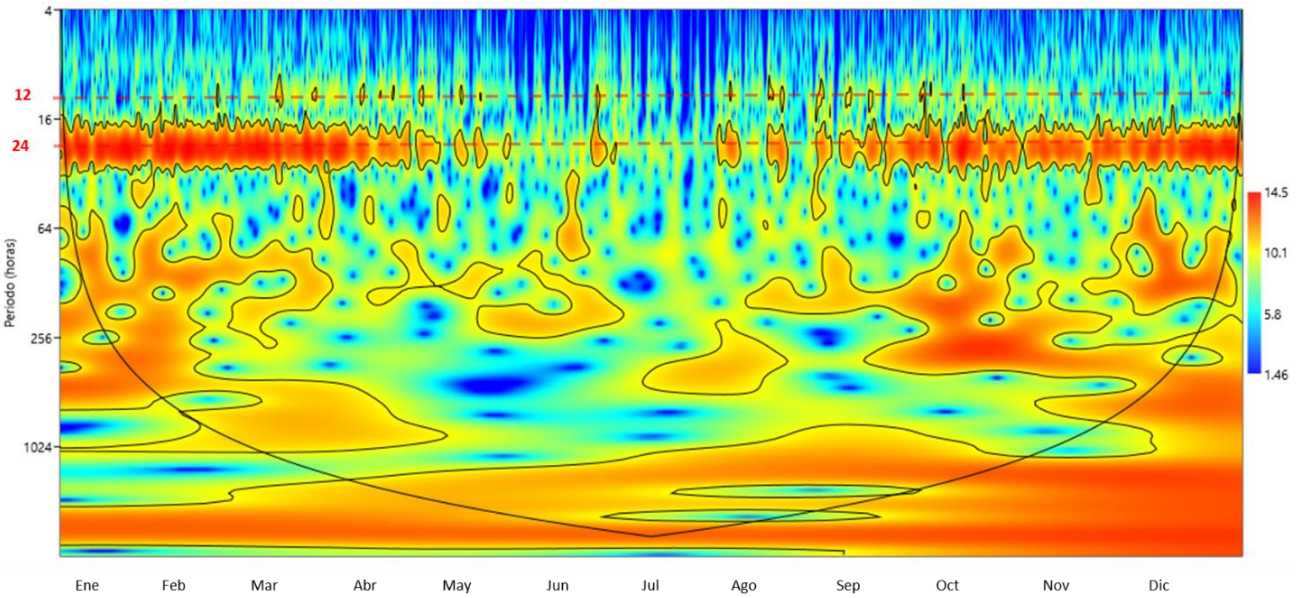


Figura 3.1.30. Transformada de "Wavelet" del registro horario de la humedad relativa del aire, registrada en Pichoy durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la humedad relativa del aire. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC.

Tendencia

El registro de la humedad relativa mensual del aire en Pichoy entre los años 1969 y 2021 muestra una tendencia positiva (Fig. 3.1.31). Se observa que entre los años 1975 y 1995, la amplitud anual de la humedad relativa experimenta un aumento, para pasar a un periodo que se mantiene hasta el año 2015, caracterizado por grandes fluctuaciones anuales en la humedad relativa, registrándose mínimos notables en los años 1999, 2009 y 2015 (Fig. 3.1.31). En los últimos años la humedad relativa máxima parece estar aumentando y resalta que la humedad relativa promedio mensual no ha descendido del 70%, situación que se mantiene el año 2021, pese a que en una escala horaria es posible observar eventos secos de menor humedad relativa (Fig. 3.1.28).

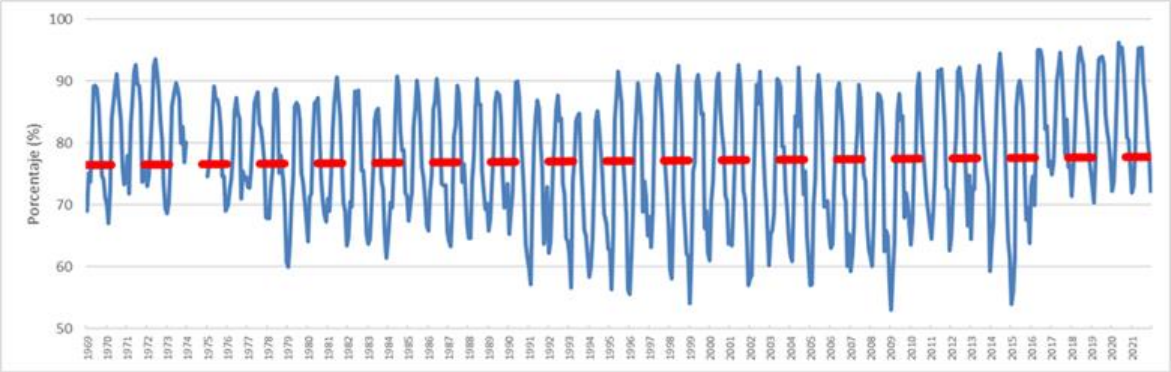


Figura 3.1.31. Evolución en el tiempo del registro mensual de la humedad relativa del aire registrada entre 1969 y 2021 en Pichoy. Se muestra la evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Variabilidad Estacional

En el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.32) el único "peak" relevante es la estacionalidad anual (12 meses).

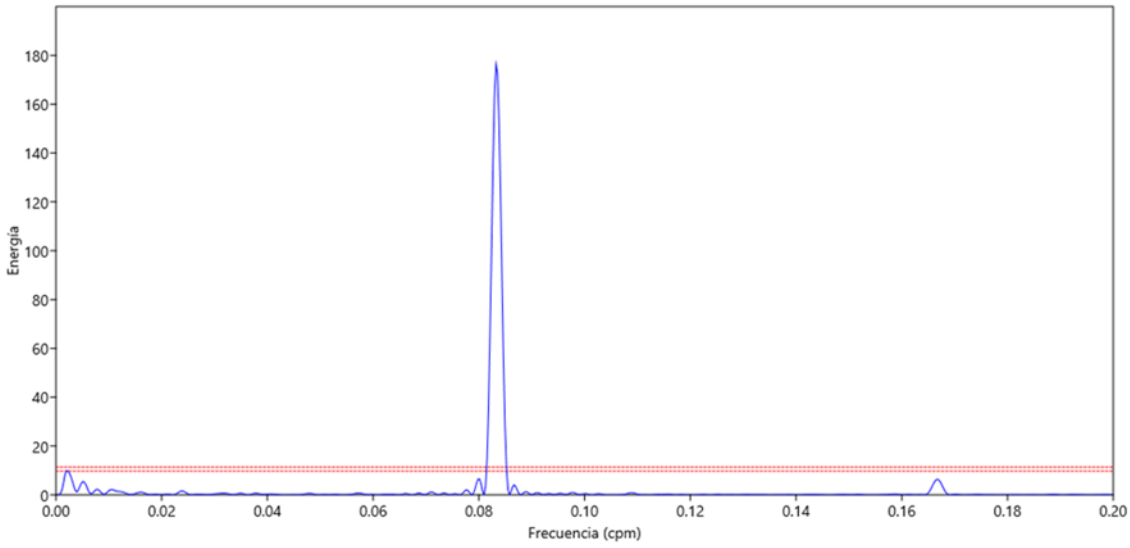


Figura 3.1.32. Peridiograma del registro mensual de la humedad relativa del aire, registrada en Pichoy entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC ((Dirección Metereológica de Chile).

Si bien en el dominio del tiempo - frecuencia este ciclo es el más importante, se puede observar una interrupción de su desarrollo entre los años 2017 a 2019 (Fig. 3.1.33).

El año 2021 conservó este ciclo anual energético. Desde el año 2014, se puede observar un fenómeno energético que actúa en los periodos 60 a 120 meses.

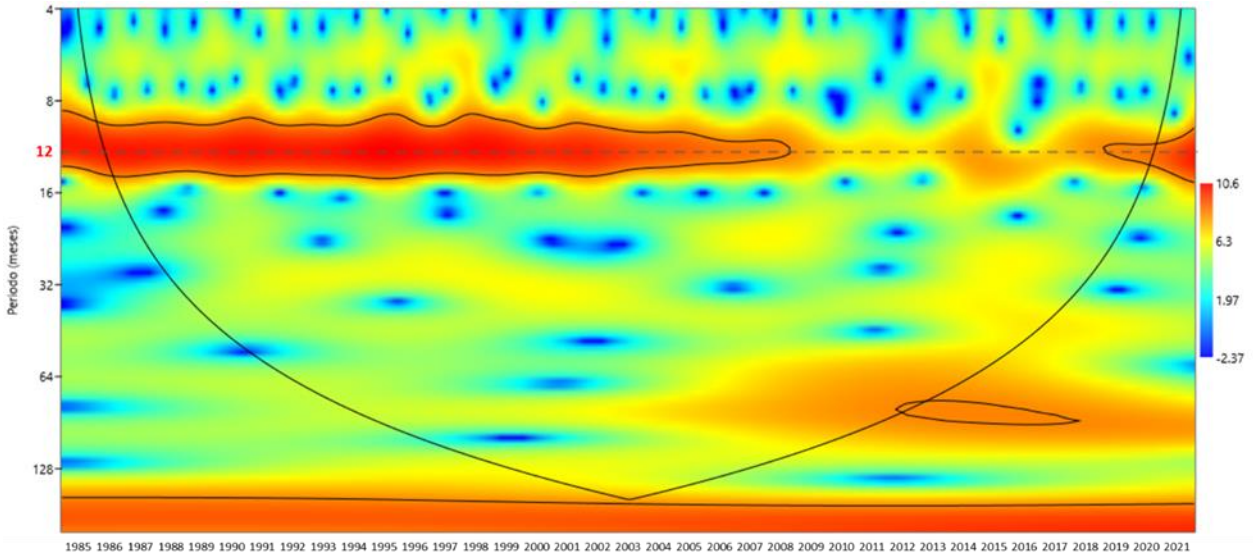


Figura 3.1.33. Transformada de "Wavelet" del registro mensual de la humedad relativa del aire, registrada en Pichoy entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la humedad relativa del aire. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Presión Atmosférica

Durante el año 2021, la presión atmosférica referida al nivel del mar, registrada en Pichoy tuvo un promedio de 1016.2 hPa (desviación estándar 5.1 hPa), alcanzando un máximo de 1034 hPa a finales del mes de Julio, muy inusual para la época, y un mínimo de 990HPa registrado en el mes de agosto (Fig. 3.1.34). En otras cinco ocasiones la presión atmosférica descendió bajo los 1000HPa, ocurriendo los valores más bajos entre los meses de agosto a septiembre (invierno tardío).

El registro histórico de la presión atmosférica promedio mensual 1969 a 2021 (Fig. 3.1.34), prácticamente no muestra un ciclo anual; sin embargo, se puede apreciar un pequeño aumento de la presión atmosférica a comienzos de primavera. Por este motivo destacan los eventos de descenso de presión atmosférica ocurridos entre agosto y septiembre 2021.

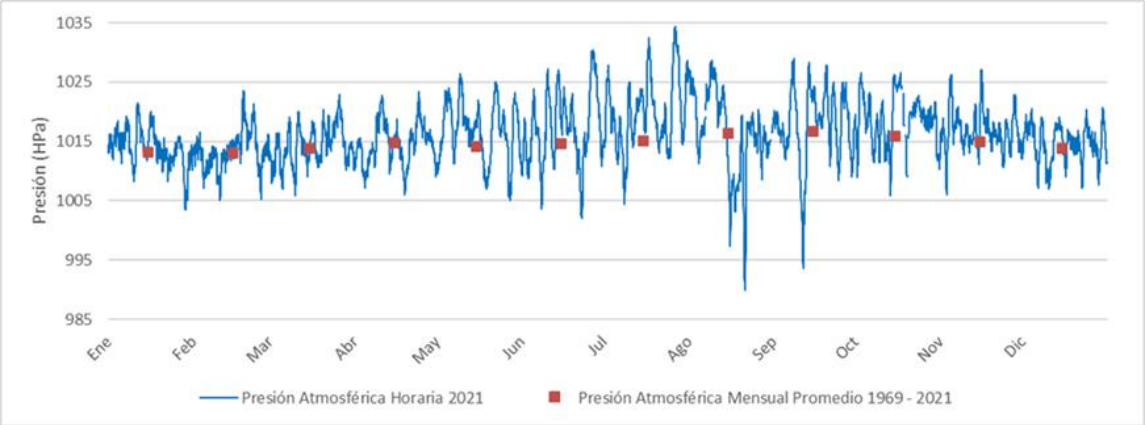


Figura 3.1.34. Evolución en el tiempo del registro horario de la presión atmosférica referida al nivel del mar, registrado en Pichoy durante el año 2021 (línea azul). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1969 y 2021 (rojo). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC ((Dirección Metereológica de Chile).

En el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.35), destaca la presencia de las frecuencias de 12 y 24 horas en la presión atmosférica: la frecuencia de 24 horas se espera por el ciclo diurno, la de 12 horas, por la marea astronómica que también afecta la atmósfera (Liu *et al.,* 2021), pero destaca la enorme y dispersa energía asociada a fenómenos cíclicos de frecuencias más bajas a los 2 (0,02 cph) y 4 días (0,01 cph).

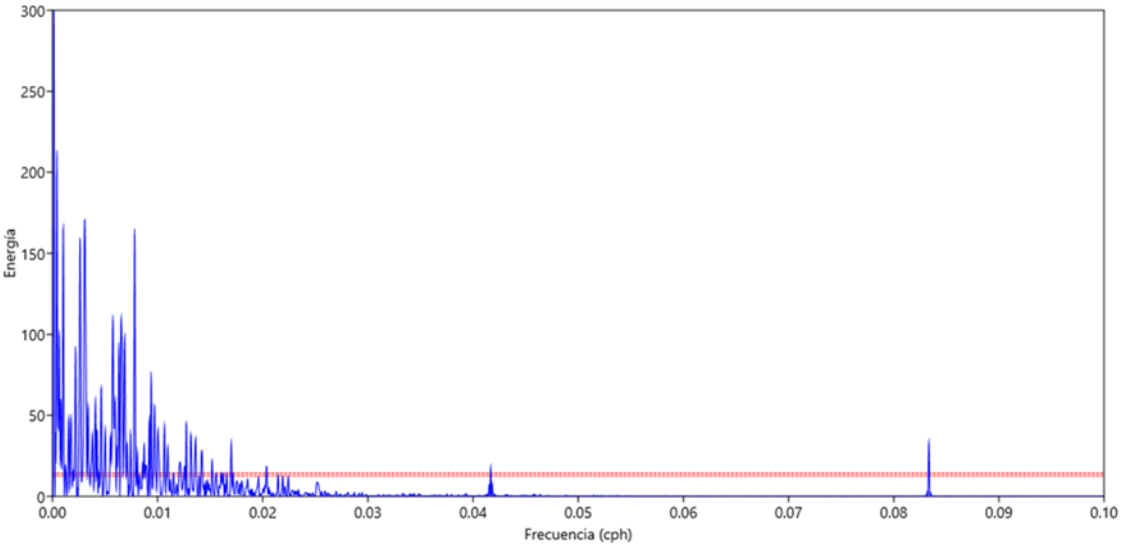


Figura 3.1.35. Peridiograma del registro horario de la presión atmosférica, registrada en Pichoy durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

En el dominio del tiempo - frecuencia (Fig. 3.1.36) los fenómenos más energéticos se encuentran durante la época invernal y en periodos que van de 64 a 1024 horas, revelando la superposición de múltiples ciclos interdiarios, intersemanales e intermensuales. En la banda de frecuencia correspondiente al periodo de 85 días (2048 horas), se puede apreciar un fenómeno que se intensifica en la segunda parte del año. En la frecuencia semidiurna (12 horas), se puede observar un fenómeno de poca energía, pero altamente cíclico que perdura por todo el año (marea astronómica), mientras que en la banda de ciclo diurno (24 horas), también se observa la persistencia de un fenómeno de baja energía.

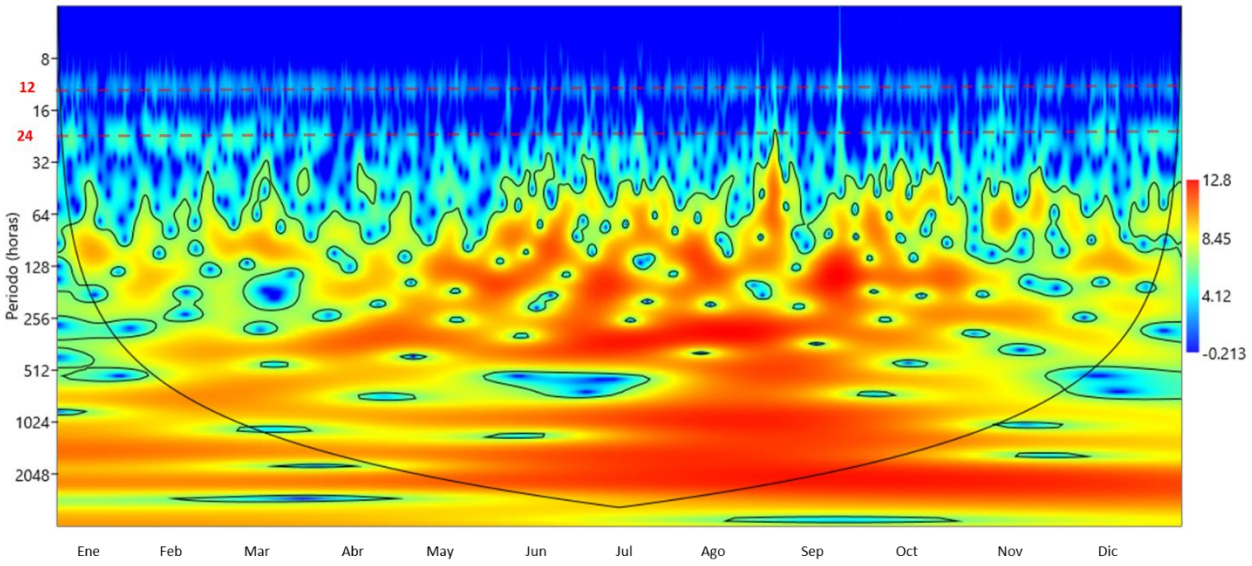


Figura 3.1.36. Transformada de Wavelet del registro horario de la presión atmosférica, registrada en Pichoy durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la presión atmosférica. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Tendencia

Al revisar la evolución del promedio mensual de la presión atmosférica registrada en Pichoy entre los años 1969 y 2015, se observa una tendencia positiva, pasando de presiones que oscilaban en torno a las 1013 hPa a presiones que superan los 1015 hPa (Fig. 3.1.37). Con anterioridad al año 2006, no era extraño encontrar meses con promedios de presión atmosférica inferiores a 1011 e incluso 1009 hPa, mientras que, a partir del año 2014, es contadas ocasiones la presión atmósfera descendió bajo los 1013 hPa. Por el contrario, cada vez es más frecuente encontrar registros de meses con presiones atmosféricas que superan los 1019 hPa, como es el caso del año 2021 (Fig. 3.1.37)

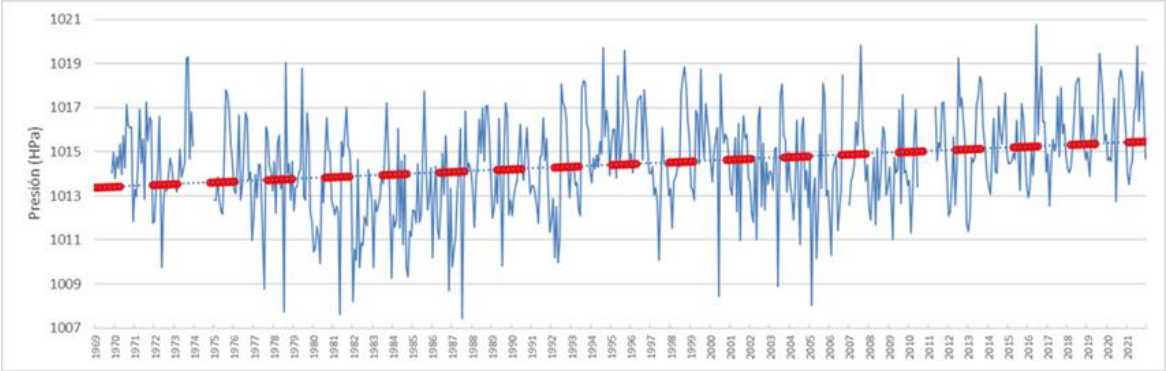


Figura 3.1.37. Evolución en el tiempo del registro mensual de la presión atmósfera referida al nivel del mar registrado entre 1969 y 2021 en Pichoy. Se muestra la evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Variabilidad estacional

El análisis en el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.38) revela que el principal fenómeno cíclico es la estacionalidad anual (frecuencia 0.08352 ciclos por mes), existiendo un segundo "peak" en las bajas frecuencias (fenómeno interanual).

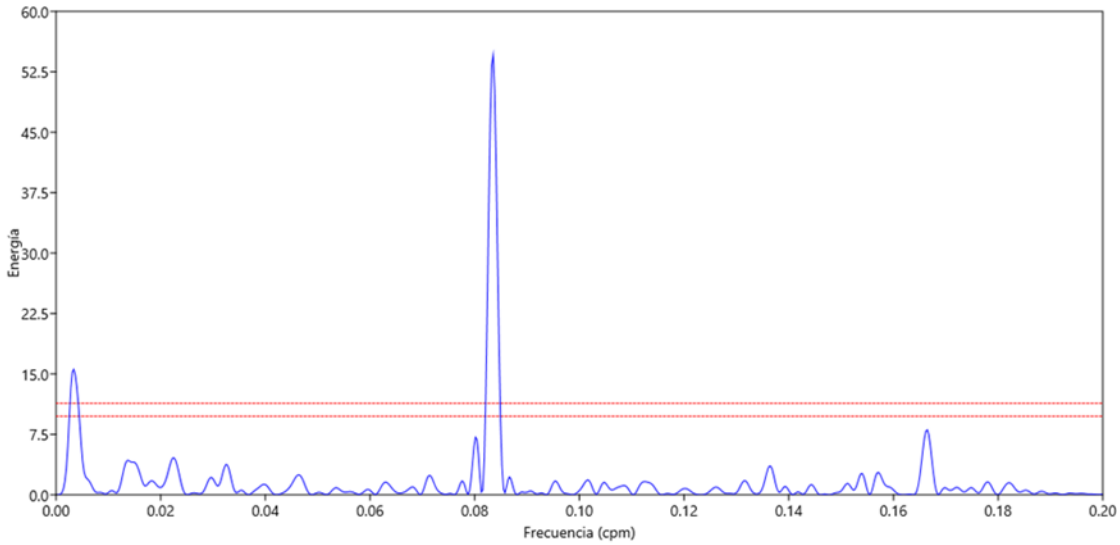


Figura 3.1.38. Peridiograma del registro mensual de la presión atmosférica referida al nivel del mar, registrado en Pichoy entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

El análisis en el dominio tiempo - frecuencia (Fig. 3.1.39) revela que el ciclo estacional (12 meses) es altamente energético, presentando dos interrupciones en los años 1999 a 2002 y 2008 a 2011. Es posible observar además fenómenos inter-anuales operado en los periodos 32 a 120 horas, pero que se extinguen alrededor del año 2013. Un fenómeno de baja frecuencia (256 meses) se prolonga desde 1985 a 2021, asociado probablemente al comportamiento tendencial de la señal.

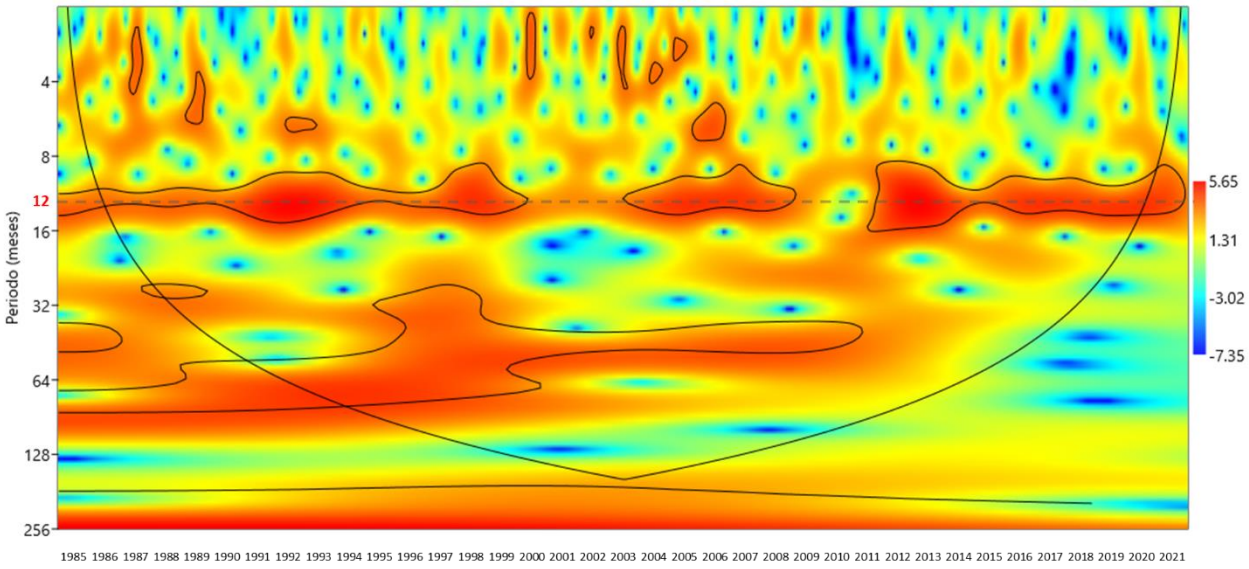


Figura 3.1.39. Transformada de "Wavelet" del registro mensual de la presión atmosférica referida al nivel del mar, registrado en Pichoy entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la presión atmosférica. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Viento

La dirección del viento promedio registrada en Pichoy durante el año 2021 fue de 168° (desviación estándar 114°), valor que se encuentra en el rango bajo de lo esperado. Si bien, el promedio de direcciones mensuales entre 1969 y 2021 muestra una estacionalidad, los datos del 2021 no muestran una estructura definida (Fig. 3.1.40). Durante el año 2021, los vientos rolaron de todas las direcciones (mínimo 0°, máximo 360°. Se aprecia que las

direcciones más frecuentes son las de componente sur (SE: 90 a 180° y SW (180 a 270°). Entre abril y octubre, se aprecia una incidencia importante de vientos del NE (0 a 90°) y NW (270 a 360°).

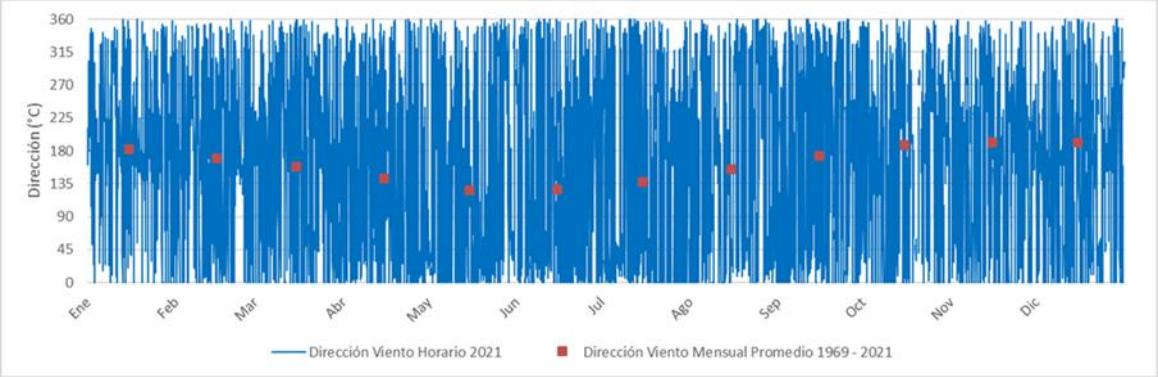


Figura 3.1.40. Evolución en el tiempo del registro horario de la dirección del viento, registrada en Pichoy durante el año 2021 (línea azul). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1969 y 2021 (rojo). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

En el dominio de la frecuencia (Fig. 3.1.41), el *peak* más significativo corresponde al ciclo diurno (frecuencia 0.04166 cph), asociado con la rotación de la brisa marina superficial (Lee 2021). Es posible apreciar también *peaks* secundarios en frecuencias más bajas (4 días a semanas).

En el dominio de tiempo – frecuencia, la transformada de wavelet de la dirección horaria del viento durante el año 2021, registrada en Pichoy, muestra la presencia de un proceso cíclico en el periodo de 24 horas (Fig. 3.1.42), en concordancia con el periodiograma; sin embargo, este proceso se desarrolla con bastante irregularidad en los primeros meses del año, siendo prácticamente inexistente durante febrero. Posteriormente, entre abril y noviembre es acompañado por fenómenos que se desarrollan en múltiples frecuencias (64 a 2048 horas). Entre los meses de agosto y diciembre, se presenta con nitidez y continuidad.

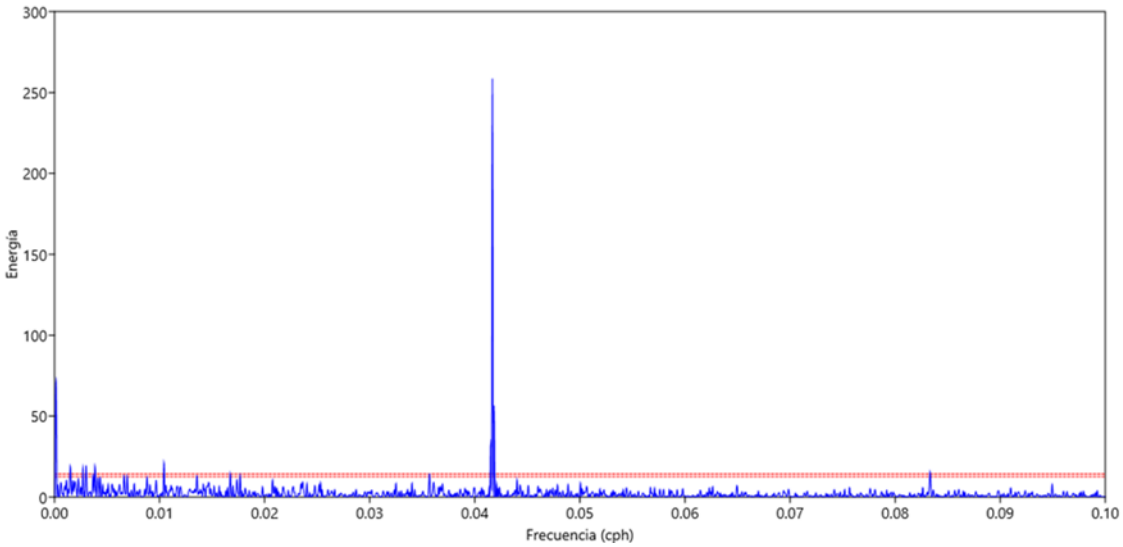


Figura 3.1.41. Peridiograma del registro horario de la dirección del viento, registrada en Pichoy durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

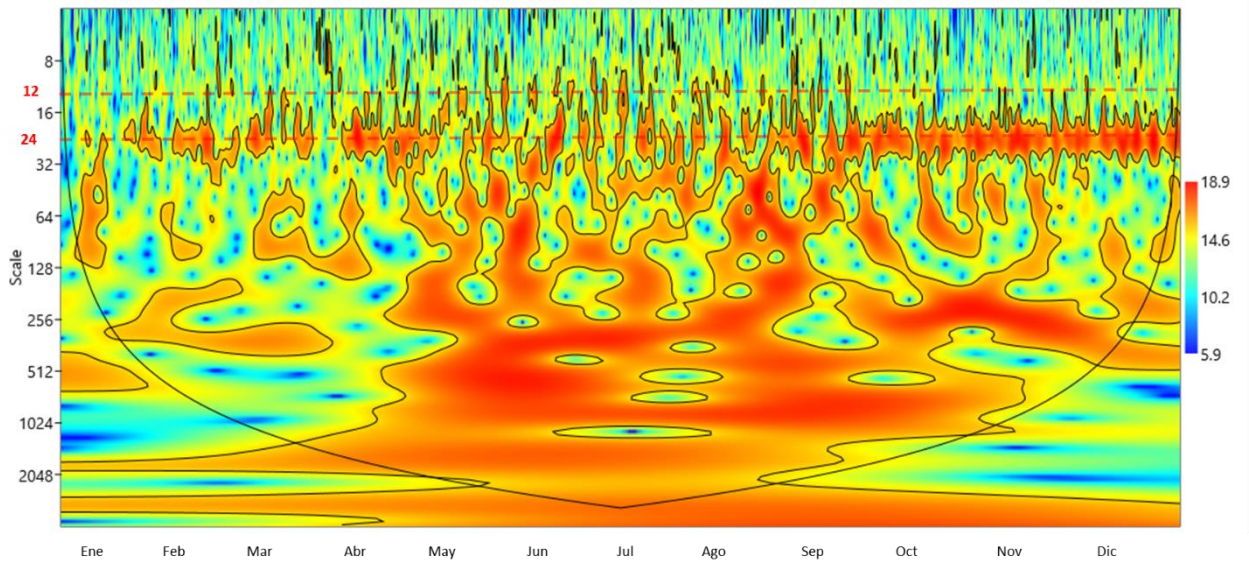


Figura 3.1.42. Transformada de Wavelet del registro horario de la dirección del viento, registrada en Pichoy durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la dirección del viento. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Con respecto a la rapidez del viento, durante el año 2021 se registró un promedio de 11.5 nudos (desviación estándar 6.9 nudos), con intensidades que pasaron desde las calmas (0 nudos) a 23 nudos, máximo registrado en el mes de julio. Otras intensidades importantes del viento se encuentran en los meses de agosto, septiembre, octubre y diciembre (Fig. 3.1.43). Los meses de mayo y agosto resaltan por tener intensidades persistentemente menores al promedio mensual histórico 1969 – 2021.

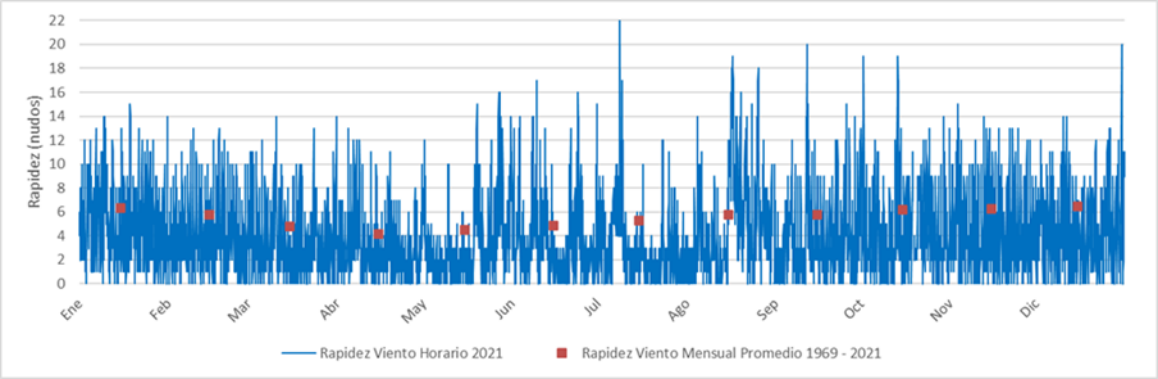


Figura 3.1.43. Evolución en el tiempo del registro horario de la rapidez del viento (nudos), registrada en Pichoy durante el año 2021 (línea azul). El registro horario anual se compara con el promedio histórico mensual entre los años 1969 y 2021 (rojo). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

El periodiograma (Fig. 3.1.44) revela la existencia de un *peak* en la frecuencia 0.125 cph (3 horas), otro en la frecuencia 0.08352 cph (12 horas), asociado al ciclo diurno de la brisa marina superficial que intensifica vientos en horas diurnas desde el mar hacia la tierra y durante horas de la noche, desde la tierra al mar (Lee 2021). El *peak* más importante es el correspondiente a la frecuencia 0.04166 cph (12 horas), asociado a la brisa marina superficial. Se encuentran múltiples *peaks*, pero de energía más dispersa en frecuencias más bajas (días a semanas).

La transformada de wavelet (Fig. 3.1.45), muestra el desarrollo de un fenómeno energético y cíclico en la frecuencia de las 24 horas, en concordancia con el periodiograma, pero que es interrumpido entre los meses de abril a agosto. En este mismo periodo invernal

es posible observar el desarrollo de fenómenos energéticos en frecuencia bajas (64 a 2048 horas).

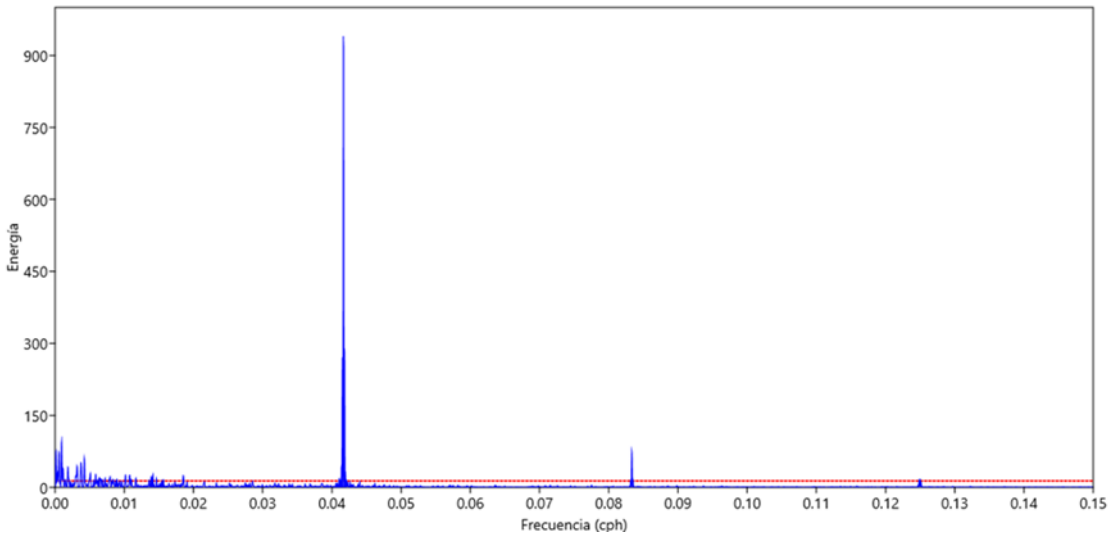


Figura 3.1.44. Peridiograma del registro horario de la rapidez del viento, registrada en Pichoy durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

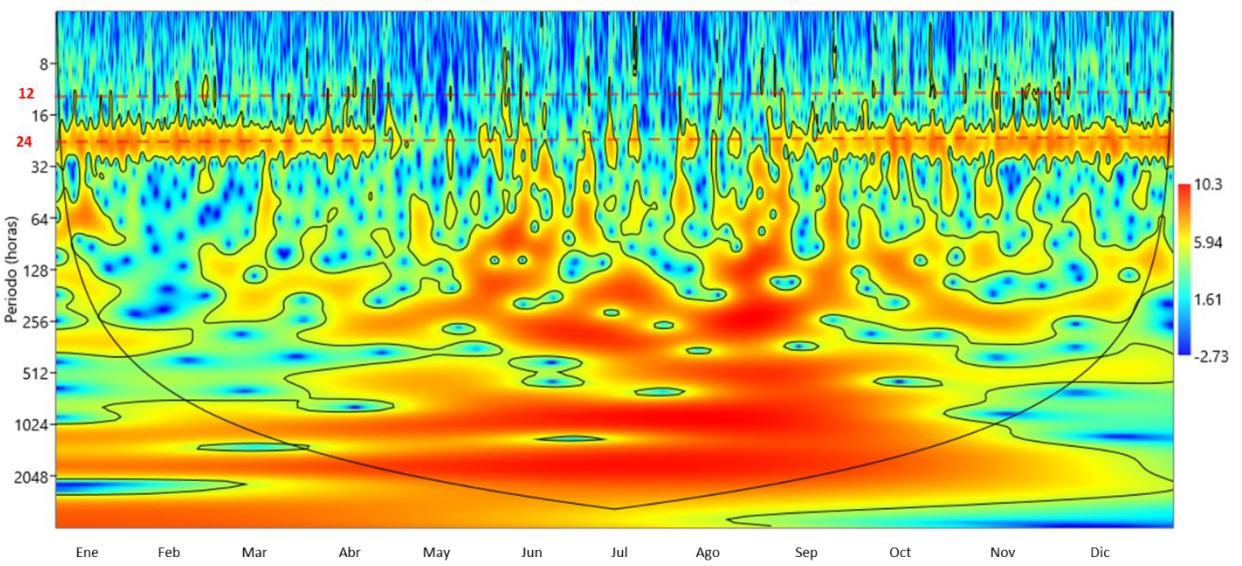


Figura 3.1.45. Transformada de Wavelet del registro horario de la rapidez del viento, registrada en Pichoy durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Se resaltan los períodos correspondientes a las 12 y 24 horas, con las líneas segmentadas rojas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la rapidez del viento. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Tendencia

El registro de los promedios mensuales de la dirección del viento registrado en Pichoy entre los años 1969 a 2021 (Fig. 3.1.46), muestra un notorio cambio en la dirección, pasando del SE a SW. Por otra parte, la intensidad promedio mensual del viento también presenta una tendencia (Fig. 3.1.47), pasando de 7 nudos en 1969 a 5 nudos en 2021. De esta forma, el viento en Pichoy está cambiando de dirección y reduciendo su intensidad.

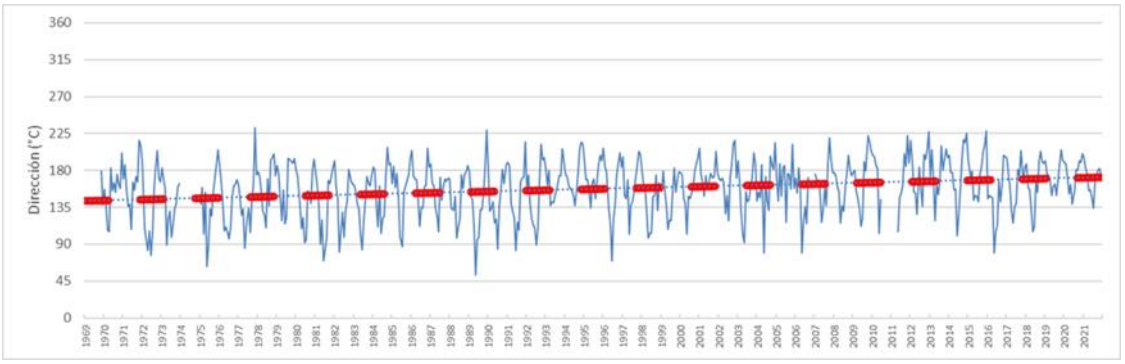


Figura 3.1.46. Evolución en el tiempo del registro mensual de la dirección del viento registrado entre 1969 y 2021 en Pichoy. Se muestra la evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

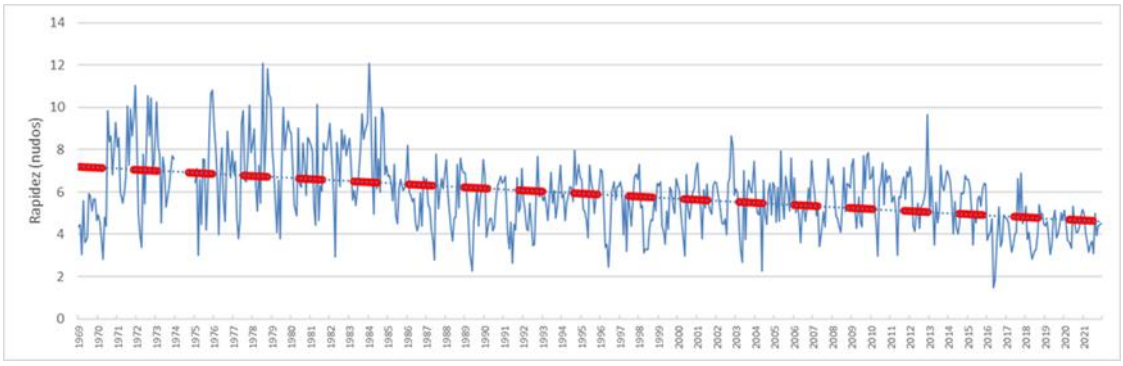


Figura 3.1.47. Evolución en el tiempo del registro mensual de la rapidez del viento registrado entre 1969 y 2021 en Pichoy. Se muestra la evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Variabilidad Estacional

El peridiograma de la dirección promedio mensual del viento entre 1985 y 2021 registrado en Pichoy (Fig. 3.1.48), muestra como único peak, la estacionalidad anual de 12 meses (frecuencia 0.08324 cpm). La transformada de wavelet (Fig. 3.1.49), refuerza esto, mostrando un proceso energético y continuo en el periodo de 12 meses. Un segundo proceso, menos energético, se aprecia en frecuencias más bajas, pero fuera del cono del 95% confianza. En la banda de periodos de 32 a 64 meses, es posible observar un fenómeno poco energético, pero recurrente. Una influencia menor de este fenómeno estaría desarrollándose durante el año 2021.

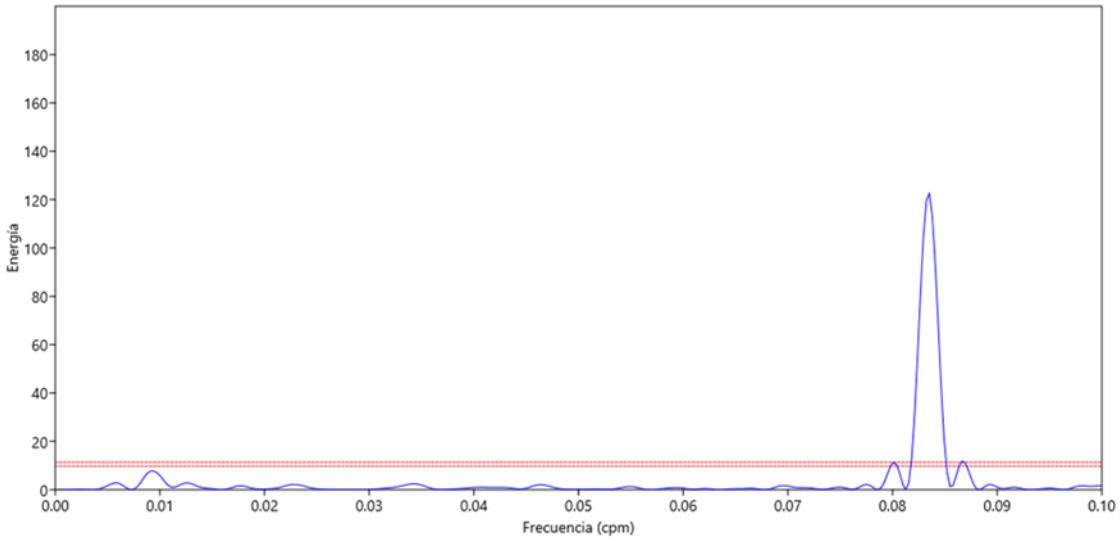


Figura 3.1.48. Peridiograma del registro mensual de la dirección del viento, registrado en Pichoy entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

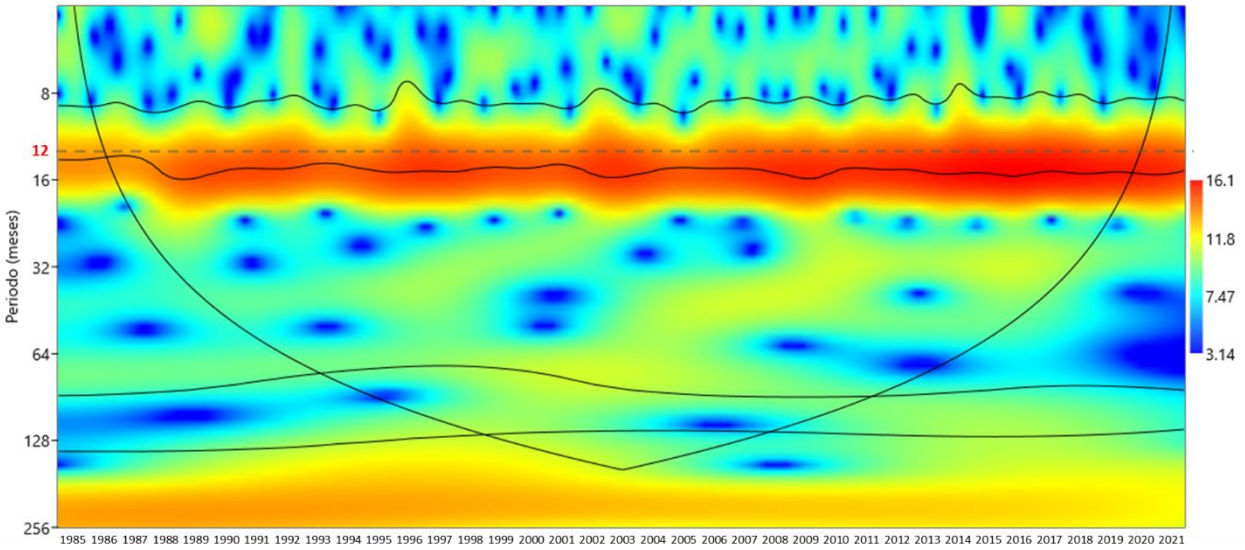


Figura 3.1.49. Transformada de Wavelet del registro mensual de la dirección del viento, registrado en Pichoy entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la dirección del viento. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

El peridiograma de la intensidad promedio mensual del viento registrado en Pichoy entre 1985 y 2021 (Fig. 3.1.50), muestra dos peaks relevantes: el más importante correspondiente a la estacionalidad anual (frecuencia 0.08324 cpm) y un segundo peak de más baja intensidad y mayor dispersión de energía en las frecuencias bajas, interdecadales.

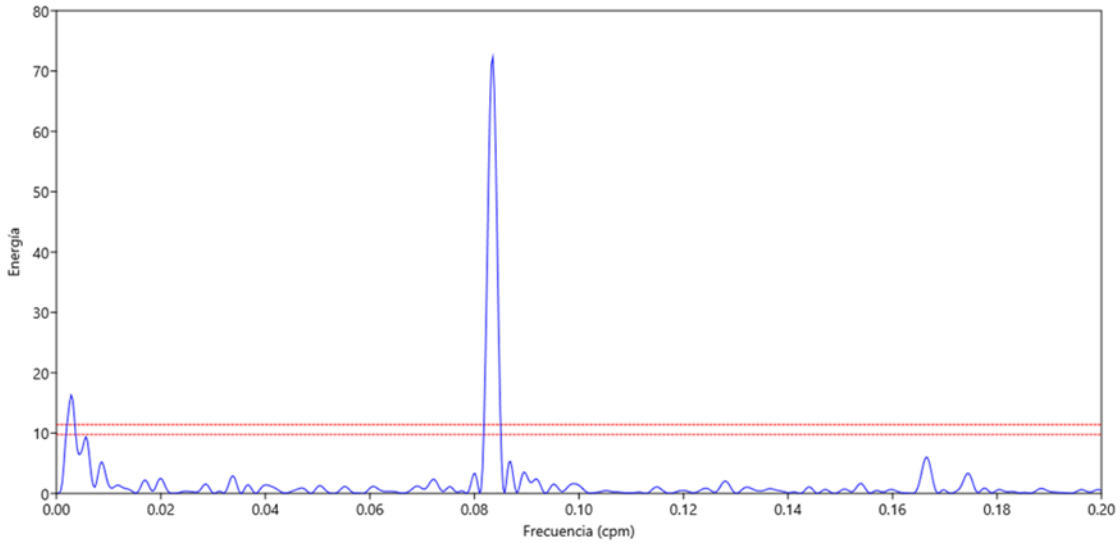


Figura 3.1.50. Peridiograma del registro mensual de la rapidez del viento, registrado en Pichoy entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

La transformada de wavelet para la intensidad del viento promedio mensual registrada en Pichoy entre 1985 y 2021 (Fig. 3.1.51), muestra un fenómeno altamente energético en la banda de los 12 meses, e concordancia con el periodiograma, pero que disminuye notoriamente su energía durante los años 1992 – 1995, 2004 – 2005, y a partir del año 2018 a la fecha. Resalta un fenómeno interanual (50 meses), que se desarrolló entre los años 2012 y 2019, junto con un fenómeno casi ininterrumpido que se desarrolla en la frecuencia de 110 – 128 meses (interdecadal).

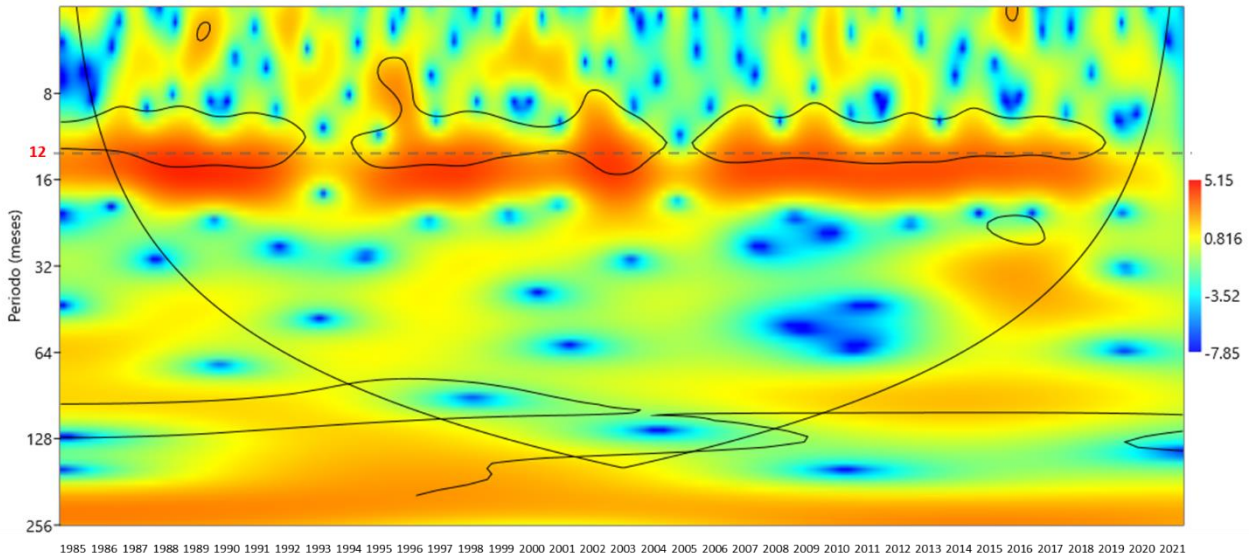


Figura 3.1.51. Transformada de Wavelet del registro mensual de la rapidez del viento, registrado en Pichoy entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la rapidez del viento. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DMC (Dirección Metereológica de Chile).

Altura de la columna de agua

Durante el año 2021, la altura de la columna de agua medida en el río Cruces, sector Rucaco, muestra un comportamiento estacional, con valores inferiores a 1 m hasta fines de mayo, para luego aumentar con dos incrementos, uno a comienzos de junio y otro al finalizar agosto (Fig. 3.1.52). Luego, los valores de esta variable muestran un paulatino descenso durante primavera (Fig. 3.1.52). El valor promedio de la altura fue de 1.1 m (desviación estándar 0.4 m), alcanzando un máximo de 2.4 m el 23 de agosto y un mínimo de 0.6 m el 5 de marzo 2021.

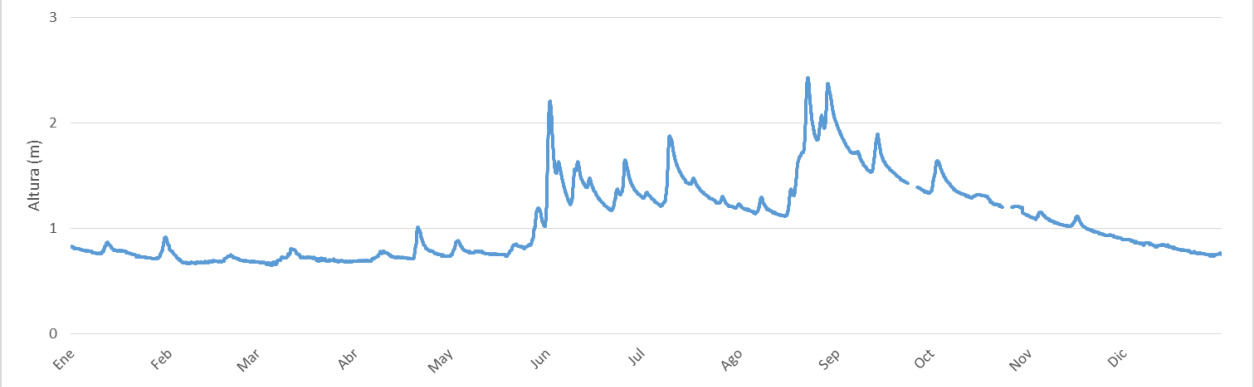


Figura 3.1.52. Evolución en el tiempo del registro horario de altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en Rucaco durante el año 2021. Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

Tanto el peridiograma (Fig. 3.1.53) como la transformada de "wavelet" (Fig. 3.1.54), muestran que no existe ningún ciclo intra-anual: solo un fenómeno transitorio que abarca varios períodos simultáneamente (2.5 días a 2.5 meses) entre los meses de mayo a octubre. De esta forma, el único ciclo relevante para la altura de la columna de agua es el ciclo anual, con mayores y menores alturas durante invierno y la época estival, respectivamente.

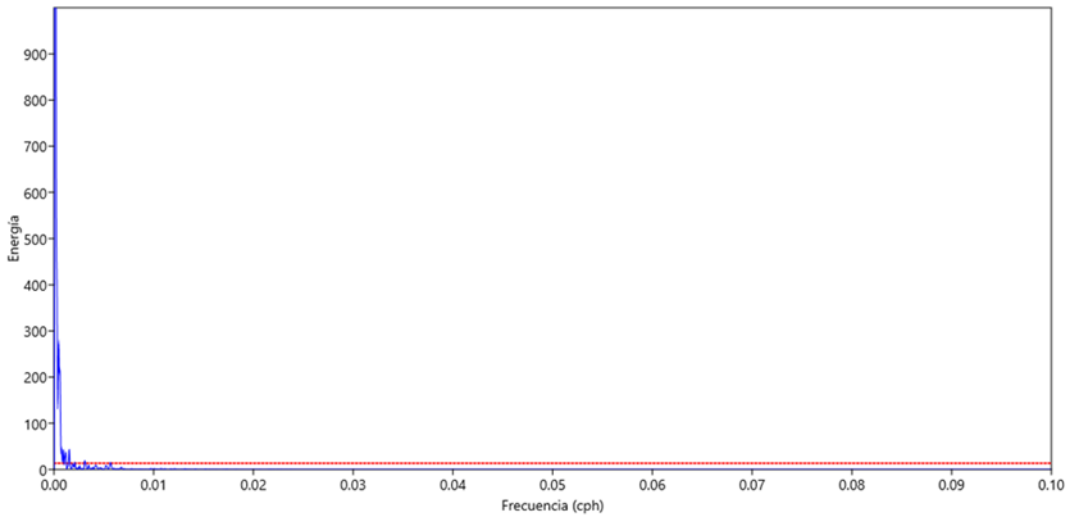


Figura 3.1.53. Peridiograma del registro horario de la altura del río Cruces, registrada en Rucaco durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

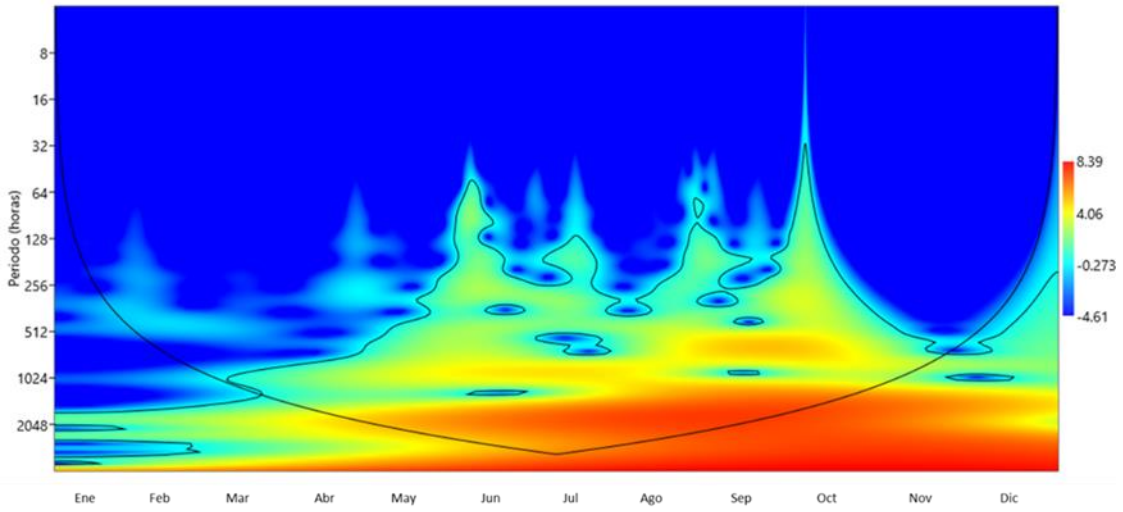


Figura 3.1.54. Transformada de "Wavelet" del registro horario altura del río Cruces, registrada en Rucaco durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren la altura de la columna de agua del río Cruces. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

Caudal hídrico del río Cruces

Durante el año 2021, el caudal registrado en el sector de Rucaco, mostró dos incrementos bien definidos: uno a comienzos de junio y otro, a finales de agosto (Fig. 3.1.55). El caudal promedio fue 38.1 m^3/s (desviación estándar 38.9 m^3/s), alcanzando un máximo de 215.2 m^3/s el 22 de agosto y un mínimo de 5.8 m^3/s el día 5 de marzo.

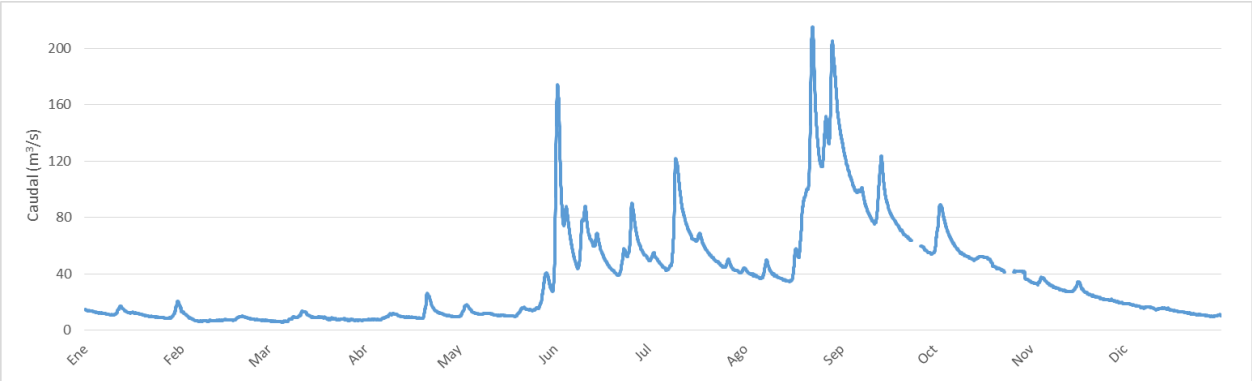


Figura 3.1.55. Evolución en el tiempo del registro horario de caudal (m^3/s), registrado en Rucaco durante el año 2021. Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

El peridiograma (Fig. 3.1.56) tampoco muestra ningún ciclo intra-anual relevante. Mientras que la transformada de wavelet (Fig. 3.1.57), muestra el mismo fenómeno transitorio entre abril a octubre que actúa sobre varios periodos simultáneamente.

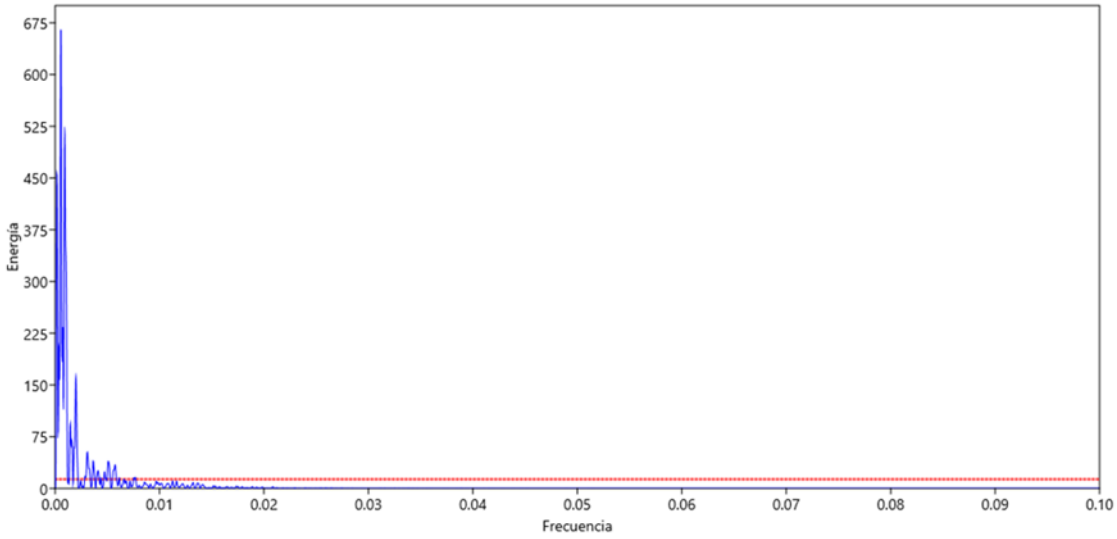


Figura 3.1.56. Peridiograma del registro horario del caudal del río Cruces, registrada en Rucaco durante el año 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por hora (cph). La línea roja representa el umbral del 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

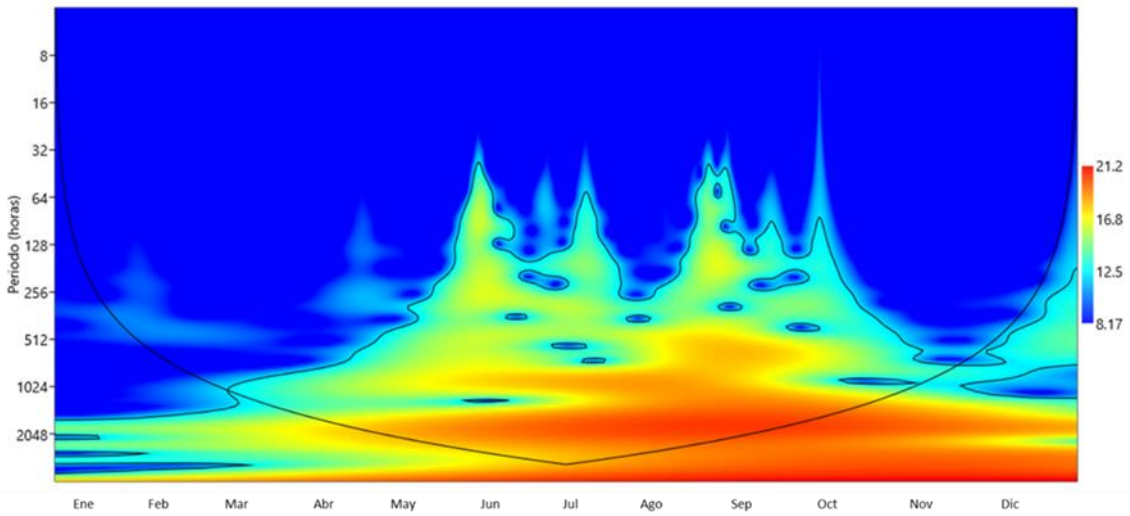


Figura 3.1.57. Transformada de Wavelet del registro horario caudal del río Cruces, registrada en Rucaco durante el año 2021. Los períodos se encuentran en horas. Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren el caudal. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

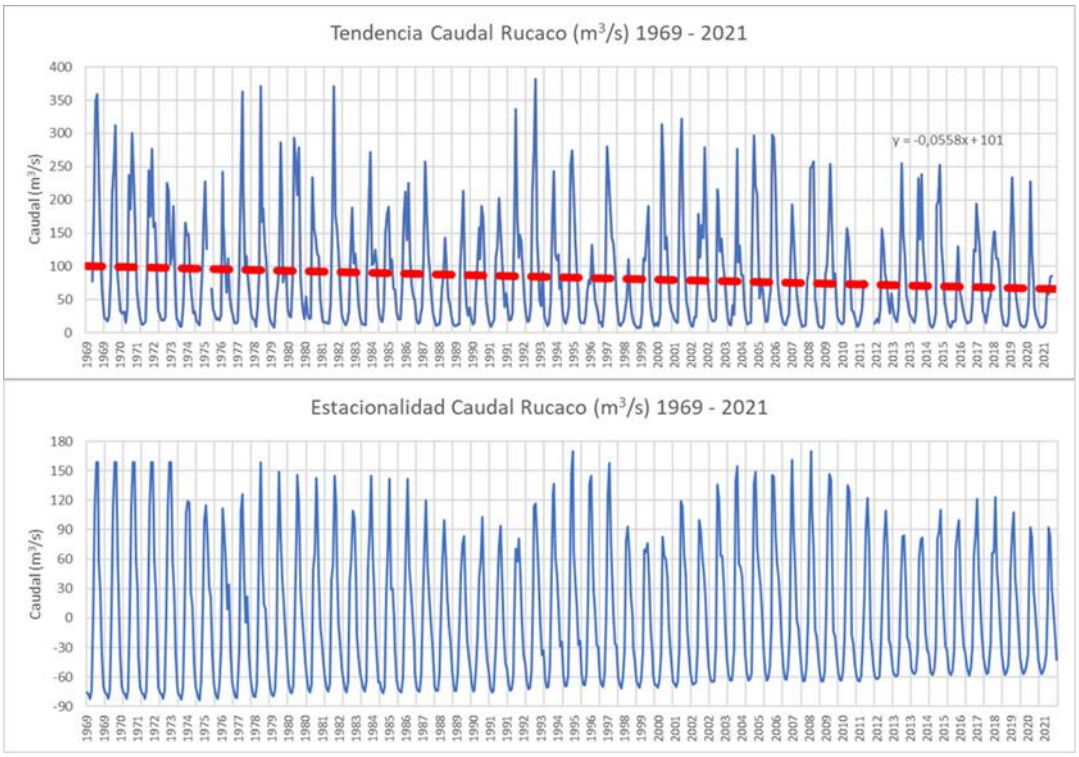


Figura 3.1.58. Evolución en el tiempo del registro mensual del caudal registrado en Rucaco entre 1969 y 2020. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada. Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

Tendencia

El caudal del río Cruces experimenta una tendencia negativa (reducción), mostrando máximos invernales que superan los 350 m^3/s a finales del siglo XX a máximos invernales inferiores a 250 m^3/s en el siglo XXI. Esta reducción es concordante con la reducción de precipitaciones. El año 2021 prosigue con el mismo comportamiento (Fig. 3.1.58, panel superior).

Variabilidad Estacional

Además de la tendencia de reducción de caudal, se aprecia un cambio en la estacionalidad, que experimenta años de ciclos más amplios, explicados por mayores

caudales en invierno. Los caudales mínimos de verano; sin embargo, no parecen reducirse (Fig. 3.1.58, panel inferior).

Los valores históricos y presentes de caudal del río Cruces en el sector de Rucaco, muestran un claro patrón estacional a lo largo del año, distinguiéndose un período de bajos caudales desde enero hasta abril, con una baja dispersión de valores: En mayo, el caudal comienza a aumentar rápidamente para alcanzar su máximo en el mes de julio, donde también se observa una alta dispersión o variabilidad en los valores entre años. En agosto los caudales continúan altos y a medida que se aproxima la primavera los caudales disminuyen a una tasa constante hasta diciembre, al igual que su dispersión. El peridiograma (Fig. 3.1.59) reafirma esto, al revelar un único peak relevante en la frecuencia del ciclo anual (frecuencia 0.08336 ciclos por mes).

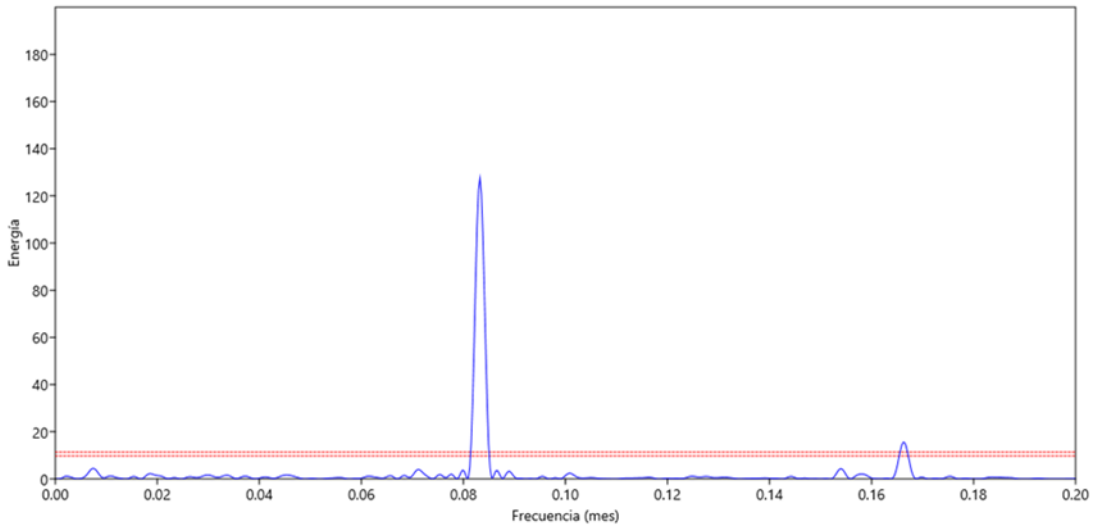


Figura 3.1.59. Peridiograma del registro mensual del caudal del río Cruces, registrado en Rucaco entre 1985 - 2021. Las frecuencias se encuentran en ciclos por mes. Las líneas rojas representan los umbrales del 90 y 95% de confianza. Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

La transformada de Wavelet muestra que la mayor energía se aprecia en el período de 12 meses (Fig. 3.1.60). Sin embargo, este ciclo anual se ha visto especialmente reforzado desde el año 2015 en adelante.

Un fenómeno interanual, pero no muy energético se aprecia en la frecuencia correspondiente a los 6 años. Entre los años 2009 y 2019, se observó un fenómeno interanual de energía que supera el umbral de significancia.

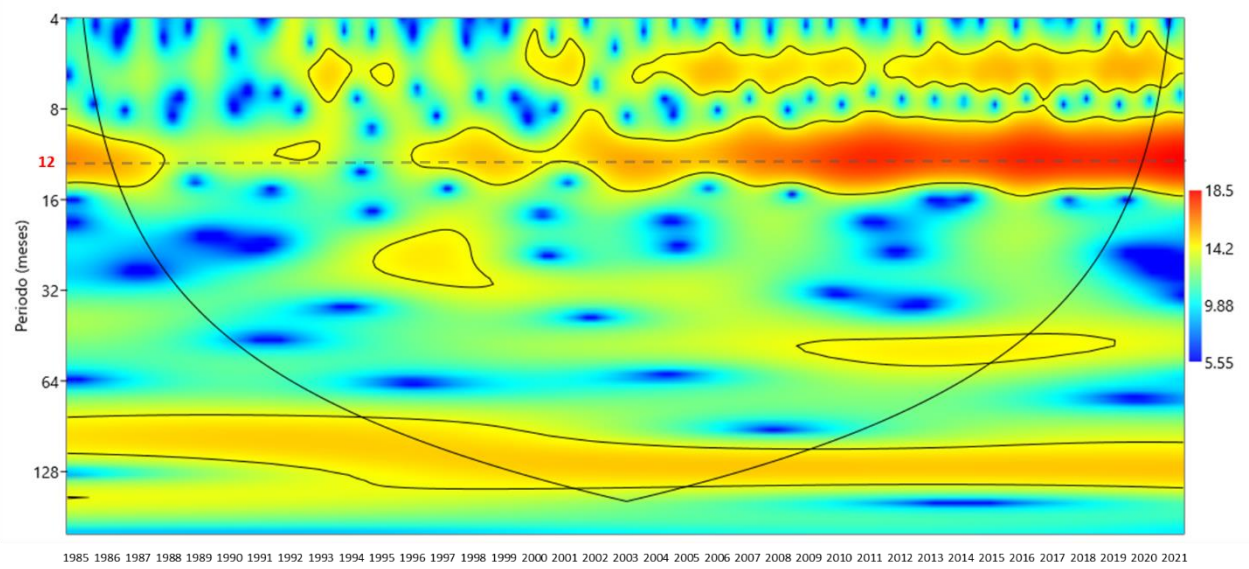


Figura 3.1.60. Transformada de Wavelet del registro mensual del caudal del río Cruces, registrado en Rucaco entre 1985 y 2021. Los períodos se encuentran en meses. Se resalta con la línea segmentada gris, el período correspondiente al ciclo anual (12 meses). Los colores más cálidos (rojos) se asocian a mayor energía, a la vez que los más fríos (azules) se asocian a menor energía en la ocurrencia de fenómenos que alteren el caudal del río Cruces. Toda la zona del gráfico ubicada sobre la línea en V (negro), incluye valores dentro del 95% de confianza (cono de confianza). Fuente: Elaboración a partir de datos DGA.

CONCLUSIONES

- La señal de largo plazo del registro de nivel del mar, muestra que el nivel relativo del mismo en Corral, desciende a razón de 1 a 3 mm/año. Al mismo tiempo, las estimaciones del alza del nivel del mar absoluto para la zona y debido al cambio climático, muestran un ascenso del orden de 2 a 4 mm/año. La explicación más razonable para estas diferencias, es que la referencia en tierra del mareógrafo de Corral se está alzando debido a las deformaciones de la corteza terrestre durante el período intersísmico del ciclo sísmico

- La temperatura superficial del mar, registrada entre los años 1962 y 2021, muestra una tendencia negativa (enfriamiento) y un cambio en la estacionalidad. Esta se expresa en una menor amplitud entre los máximos de la época estival y los mínimos de la época invernal.
- La variabilidad de las temperaturas mínimas del aire registradas desde 1965 a 2021 en el aeropuerto Pichoy, muestra la estacionalidad característica de la zona valdiviana. Estas comienzan a disminuir en otoño, específicamente en el mes de marzo, para alcanzar su mínimo en julio (*ca.* 5°C) y luego comenzar su ascenso a partir de septiembre.
- La variación promedio de las temperaturas mínimas mensuales a través de los años, mostró una tendencia a disminuir arrastrada por los últimos cuatro años. A nivel anual, la temperatura mínima del aire mostró la misma tendencia observada en informe previo a este (*i.e.*, fluctuaciones a nivel de décadas en torno al promedio y sin una tendencia secular). Las horas del día a las cuales ocurren las temperaturas mínimas, parece estar experimentando un cambio: desde las horas nocturnas del alba a horas nocturnas del ocaso.
- La variación promedio de las temperaturas máximas parece estar aumentando en el tiempo. No se observan cambios significativos en las horas de ocurrencia del máximo de temperatura diaria.
- La serie histórica mensual de precipitaciones en Valdivia (1960-2021), mostró un claro y típico patrón de estacionalidad de la zona valdiviana. Las lluvias comienzan a incrementar en otoño, específicamente hacia fines de abril, para alcanzar su máximo entre junio y agosto.
- Las precipitaciones totales en la zona de Valdivia mostraron una disminución significativa entre 1960 y 2021, a la vez que las precipitaciones anuales tuvieron un decrecimiento significativo desde 1901 al 2005. Se estima que la disminución de las precipitaciones está ocurriendo a una tasa de 6 mm/año.
- Durante los últimos años se ha observado un aumento de eventos con pluviosidades menores al promedio histórico de la serie (1901-2020) y al normal

anual de la Dirección Meteorológica de Chile (1871 mm), con un incremento de los valores extremos.

- El año 2016 se ha mantenido como el año con la menor pluviosidad histórica durante el período 1901 – 2021 (121 años), y también se constituye en el mínimo global para el registro completo de precipitaciones en Valdivia entre 1853 y el 2021.
- La humedad relativa máxima parece estar aumentando en el árae de Valdivia, a la vez que la humedad relativa promedio mensual no ha descendido del 70%, situación que se mantiene el año 2021.
- El promedio mensual de la presión atmosférica registrada en Pichoy ha experimentado un ascenso de 2 HPa. El año 2021 fue uno de los años con registros de presiones históricas más altas superando los 1019 HPa.
- El viento en Pichoy está cambiando de dirección (SE a SW) y reduciendo su intensidad. Desde el año 2019, se aprecia un notorio descenso en la energía del ciclo estacional.
- El patrón histórico tanto del caudal hídrico como los niveles de la altura del agua, muestra - además de la variabilidad estacional - la declinación de largo plazo asociada a la variabilidad histórica de las precipitaciones. El año 2021 prosigue con este comportamiento de reducción de caudales.

IMPLICANCIAS PARA EL HRC

El análisis de largo plazo las variables atmosféricas y oceanográficas estudiadas, dá cuenta que el HRC, está experimentando cambios en los forzantes que definen la cantidad de agua disponible en el humedal y las variaciones del volumen de agua, a distintas escalas de tiempo.

Aun cuando la temperatura del aire muestra una tendencia de incremento y considerando el registro histórico, el año 2021 se caracterizó por una primavera con rangos “normales” de variabilidad. Esto implica que la estacionalidad de la temperatura del aire

en el entorno del HRC parece disminuir de amplitud (Fig. 3.1.17). Sin embargo, al analizar en mayor profundidad otras características de la temperatura: los valores mínimos de la misma muestran una tendencia negativa (cada vez se alcanzan temperaturas más bajas en el día) y una estacionalidad de menor amplitud; es decir cada año, la diferencia entre las temperaturas mínimas en épocas estivales e invernales, difieren menos (Fig. 3.1.20). La hora de ocurrencia de la temperatura mínima parece experimentar también un cambio, adelantándose en los últimos años a las horas de la ventana temporal 4:00 - 6:00 AM, mientras que los registros históricos muestran que anteriormente está ocurría más frecuentemente en la ventana temporal: 7:00 - 9:00 AM. El año 2021 también resalta, porque en un porcentaje relevante de días, la temperatura mínima se desarrolló entre las 19:00 y 21:00 (Fig. 3.1.21). Las temperaturas máximas, por su parte, mostraron una tendencia positiva; es decir, cada vez se alcanzan temperaturas máximas más altas, aunque la pendiente es pequeña en comparación a la disminución de las temperaturas mínimas (Fig. 3.1. 22). No obstante, no se aprecia un cambio en el comportamiento estacional de la temperatura máxima y el año 2021, muestra valores bastante similares a años anteriores. Estos cambios en la temperatura del aire son modulados por la temperatura superficial del mar, la que tiene una tendencia negativa y amplitudes estacionales cada vez más pequeñas (Fig. 3.1.5). Probablemente, estos cambios, resultan en procesos de pérdida de agua por evaporación en el área del HRC.

Similar a lo anterior, los análisis de los datos de precipitaciones muestran una tendencia negativa, donde en los últimos años destaca el incremento de la ocurrencia de años con déficit de agua caída con respecto a los registros históricos, incluyendo el 2021 (Fig. 3.1.25). Disminución de las precipitaciones en la cuenca, implica una disminución en los caudales hídricos y altura del espejo de agua en el área del HRC (Fig. 3.1.58).

Al analizar el comportamiento de otras variables como la humedal relativa, la presión atmosférica y el viento. La humedad relativa del aire, es una variable que experimenta alteraciones producto de la temperatura, precipitaciones y viento, entre otros

factores. Por eso, es esperable que se experimenten cambios en el tiempo: una tendencia positiva (años cada vez más húmedos) y una estacionalidad que en los últimos años ha experimentado un notorio cambio de comportamiento (Fig. 3.1. 31). Estos cambios en la humedad relativa, dan cuenta de cambios en los procesos de evaporación y agua disponible para precipitar en la cuenca del HRC. La presión atmosférica tiene también una pendiente positiva, dando cuenta de la ocurrencia de mayor cantidad de días de buen tiempo y sin precipitaciones (Fig. 3.1.38). Sin embargo, el año 2021 destacó por presentar valores inusualmente bajos de presión atmosférica a fines de invierno y comienzos de primavera, aun cuando este año, compite con uno de los años con registros de presiones históricas más altas (Fig. 3.1.34). Los datos de vientos muestran cambios en la dirección de incidencia (Fig. 3.1.46) y disminución en la intensidad (Fig. 3.1.47), lo que puede incidir en las modificaciones de los procesos de mezcla debido al oleaje local sobre el HRC.

Por último, el nivel medio del mar, muestra un comportamiento local que parece más bien relacionado a deformaciones de la corteza terrestre debido a la actividad tectónica, que al alza del nivel medio del mar (Fig. 3. 1.11). Tal situación puede resultar en una alteración en los planos de marea dentro del humedal, lo que produciría un cambio del nivel que alcanzan las aguas en pleamar y bajamar, alterando la forma en que las macrófitas acuáticas, como, por ejemplo, el Luchecillo, son afectados por el ciclo de mareas.

REFERENCIAS

Aguirre C, Flores-Aqueveque V, Vilches P, Vásquez A, Rutllant JA & Garreaud R (2021) Recent changes in the low-level jet along the subtropical west coast of south america. Atmosphere, 12(4), 465.

Albrecht F, Shaffer G (2016) Regional sea-level change along the Chilean Coast in the 21st century. Journal of Coastal Research, 32(6), 1322-1332.

Alvarez-Garreton C et al. (2021) Progressive water deficits during multi-year droughts in central-south Chile. Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss. https://doi. org/10.5194/hess-2020-249 (in review).

Aracena GA (2020) Implementación de un modelo hidrodinámico de 2d en el estuario del Maule, Chile, para el análisis del efecto de inundación sobre las zonas aledañas, producto

de la variación en la tasa de sedimentos. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Universidad de Chile.

Cai W, McPhaden MJ, Grimm AM, Rodrigues RR, Taschetto AS, Garreaud RD, ... & Vera C (2020) Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. Nature Reviews Earth & Environment, 1(4): 215-231

CONAMA (2007) Final report: Study about climate variability in Chile during the 21 stcentury. Comisión Nacional sobre Medio Ambiente, Santiago, 63 p

Contreras M, P Winckler & M Molina (2012). Implicancias de la variación del nivel medio del mar por cambio climático en obras de ingeniería costera en Chile. Anales del Instituto de Ingenieros de Chile; 124 (2): 53 - 66.

Contreras-López M, Robles M, Salcedo-Castro J, Arumí JL & Zuleta C (2019). Clima e Hidrografía de los humedales costeros de la Región de Coquimbo. En Zuleta C. & Contreras-López M. (eds.) Humedales Costeros de la Región de Coquimbo: Biodiversidad, Vulnerabilidades & Conservación. Ediciones Universidad de La Serena-Ministerio del Medio Ambiente, La Serena, Chile, pp. 30 - 59.

Contreras-López M, Salcedo-Castro J, Cortés-Molina F, Figueroa-Nagel P, Vergara-Cortés H, Figueroa-Sterquel R & Mizobe CE (2017b) El Yali National Reserve: A system of coastal wetlands in the Southern Hem-isphere affected by contemporary climate change and tsunamis. In: Finkl CW & Makowski C (eds) Coastal Research Library (CRL) Coastal Wetlands: Alteration and Remediation, 243-271. DOI: 10.1007/978-3-319-56179-0_8.

Contreras-López M, Torres R & Cevallos J (2017a) “Tendencias del Nivel Medio del Mar en el litoral del Pacífico Sur Oriental” En: Botello A, Villanueva S, Gutiérrez J y Rojas JL (eds.) Vulnerabilidad de las zonas costeras de Latinoamérica al cambio climático, Editorial Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) - Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) - Universidad Autónoma de Campeche (UAC), 165-176.

Doodson AT & Warburg HD (1941) Admiralty Manual of tides. Hidrographic Department, U.K. Admiralty, 270 pp.

Dronkers J (1986) Tidal asymmetry and estuarine morphology. Netherlands Journal of Sea Research, 20(2-3): 117-131.

Falvey M, Garreaud RD (2009) Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006), Journal of Geophysical Research: Atmospheres 114: D04102 (2009), 16 p

Fierro JJ (2004) Hidrodinámica mareal en el estuario del Río Aconcagua. Tesis para obtener el grado de Magister en Oceanografía, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso.

Foreman MGG & Henry RF (1989) The harmonic analysis of tidal model time series. Advances in water resources, 12(3): 109-120.

Foreman MGG (1977) Manual for tide heights and prediction.

Garreaud RD, Boisier JP, Rondanelli R, Montecinos A, Sepúlveda HH & Veloso-Aguila D (2020). The central Chile mega drought (2010–2018): a climate dynamics perspective. International Journal of Climatology, 40(1), 421-439.

Gillett NP, Kell TD, Jones PD (2006). Regional climate impacts of the Southern Annular Mode. Geophysical Research Letters, 33(23).

Godin G (1972) The Analysis of tides. Liverpool University Press, 264 pp.

Godin G (1984) The tide in rivers. The International Hydrographic Review LXI (2): 159 – 170.

Godin G (1991) Frictional effects in river tides. Tidal hydrodynamics, 379, 402.

Godin G (1999) The propagation of tides up rivers with special considerations on the Upper Saint Lawrence River. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 48(3): 307-324.

González-Reyes A, Muñoz AA (2013) Cambios en la precipitación de la cuidad de Valdivia (Chile) durante los últimos 150 años. Bosque (Valdivia) 34(2):191-200. DOI: 10.4067/S071792002013000200008

Gregory JM, Griffies SM, Hughes CW, Lowe JA, Church JA, Fukimori I ... & van de Wal RS (2019) Concepts and terminology for sea level: Mean, variability and change, both local and global. Surveys in Geophysics, 40(6), 1251-1289.

Grimm AM, Barros VR, Doyle ME (2000) Climate variability in southern South America associated with El Niño and La Niña events. Journal of climate, 13(1): 35-5.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.

Hermans TH, Gregory JM, Palmer MD, Ringer MA, Katsman CA & Slangen AB (2021) Projecting global mean sea-level change using CMIP6 models. Geophysical Research Letters, 48(5), e2020GL092064.

Huber A (1970) Diez años de observaciones climatológicas en la Estación Teja – Valdivia (Chile) 1960-1969. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Valdivia, 46 p

Kendall MG (1970) Rank Correlation Methods, 2nd ed. New York: Hafner

Koppe C, De Long G (1958) Weather and Climate. McGraw-Hill Company Inc., New York

Lee YH (2021) Observational analysis of tidal effect on Sea breeze. Boundary-Layer Meteorology, 180(2), 273-288.

Liu G, Lieberman RS, Harvey VL, Pedatella NM, Oberheide J, Hibbins RE & Janches D (2021) Tidal variations in the mesosphere and lower thermosphere before, during, and after the 2009 sudden stratospheric warming. Journal of Geophysical Research: Space Physics, 126(3), e2020JA028827.

Lu C & Luo X (2018) The Numerical Simulation of Characteristics of Tidal Wave Propagation in Yangtze Estuary. In Proceedings 2018 7th International Conference on Energy, Environment and Sustainable Development (ICEESD 2018) (pp. 1096-1101). Atlantis Press.

Mann HB (1945) Nonparametric tests against trend. Econométrica 13(13): 245-259

MMA (2019a). Volumen 6: Vulnerabilidad en humedales, en "Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile", Ministerio del Medio Ambiente, Documento preparado por: Winckler, P.; Contreras-López, M.; Vicuña, S.; Larraguibel, C.; Mora, J.; Esparza, C.; Salcedo, J.; Gelcich, S.; Fariña, J. M.; Martínez, C.; Agredano, R.; Melo, O.; Bambach, N.; Morales, D., Marinkovic, C.; Pica, A., Santiago, Chile

MMA (2019b). Volumen 1: Amenazas en "Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile", Ministerio del Medio Ambiente, Documento preparado por: Winckler, P.; Contreras-López, M.; Vicuña, S.; Larraguibel, C.; Mora, J.; Esparza, C.; Salcedo, J.; Gelcich, S.; Fariña, J. M.; Martínez, C.; Agredano, R.; Melo, O.; Bambach, N.; Morales, D., Marinkovic, C.; Pica, A., Santiago, Chile.

MMA (2019c). Volumen 3: Vulnerabilidad de sistemas humanos y naturales, en "Determinación del riesgo de los impactos del Cambio Climático en las costas de Chile", Ministerio del Medio Ambiente, Documento preparado por: Winckler, P.; Contreras-López, M.; Vicuña, S.; Larraguibel, C.; Mora, J.; Esparza, C.; Salcedo, J.; Gelcich, S.; Fariña, J. M.; Martínez, C.; Agredano, R.; Melo, O.; Bambach, N.; Morales, D., Marinkovic, C.; Pica, A., Santiago, Chile.

MMA (2021) Cuarta Comunicación Nacional de Chile ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Ministerio del Medio Ambiente, Santiago, 537pp.

Montecino HD, Ferreira VG, Cuevas A et al (2017) Vertical deformation and sea level changes in the coast of Chile by satellite altimetry and tide gauges. International journal of remote sensing, 38(24), 7551-7565.

Montecinos A, Aceituno P (2003) Seasonality of the ENSO-related rainfall variability in central Chile and associated circulation anomalies. Journal of climate, 16(2): 281-296

Newton I (1687) Philosophiae naturalis principia mathematica. Reimpresión 1972.

Núñez J, Rivera D, Oyarzún R, Arumí JL (2013) Influence of Pacific Ocean multidecadal variability on the distributional properties of hydrological variables in north-central Chile. Journal of hydrology, 501: 227-240

Pawlowicz et al. (2002). Classical tidal harmonic analisys including error estimates in MATLAB using T-Tide.

Peng D, Hill EM, Meltzner AJ & Switzer AD (2019) Tide gauge records show that the 18.61-year nodal tidal cycle can change high water levels by up to 30 cm. Journal of Geophysical Research: Oceans, 124(1): 736-749.

Quintana J (2004) Estudio de los factores que explican la variabilidad de la precipitación en Chile en escalas de tiempo interdecadal. Tesis Magister en Ciencias mención Geofísica. Departamento de Geofísica Universidad de Chile, Santiago, p 88

Quintana JM, Aceituno P (2012) Changes in the rainfull regime along the extratropical west coast of South America (Chile): 30-43 S. Atmósfera (México) 25(1):1-22. http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56523435001

Reguero BG, Losada IJ, Díaz-Simal P, Méndez FJ & Beck MW (2015) Effects of Climate Change on Exposure to Coastal Flooding in Latin America and the Caribbean. PLoS ONE 10(7): e0133409.

Reyes JC (1981) Características de las precipitaciones de Valdivia: 1960-1976. Tesis Doctoral. Universidad Austral de Chile, Valdivia

Rivas-Martínez S (2004) Global Bioclimatics (Clasificación Bioclimática de la Tierra). Phytosociological Research Center. Disponible en línea (visita abril 2021): http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global_bioclimatics_0.htm

Roig FA, Le-Quesne C, Boninsegna JA, Briffa KR, Lara A, Grudd H, ... & Villagrán C (2001) Climate variability 50,000 years ago in mid-latitude Chile as reconstructed from tree rings. Nature, 410(6828): 567-570

Rusticucci M, Penalba O (2000) Interdecadal changes in precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. Climate Research 16(1):1-15

Sarricolea P, Herrera-Ossandon M, Meseguer-Ruiz O (2017) Climatic regionalisation of continental Chile, Journal of Maps, 13:2, 66-73, DOI: 10.1080/17445647.2016.1259592

SHOA (1999) Pub. 3202. Método oficial para el cálculo de los valores no armónicos de la marea. Valparaíso.

Talke SA & Jay DA (2020) Changing tides: The role of natural and anthropogenic factors. Annual review of marine science, 12: 121-151.

Temmerman S, Govers G, Wartel S & Meire P (2004) Modelling estuarine variations in tidal marsh sedimentation: response to changing sea level and suspended sediment concentrations. Marine Geology, 212(1-4), 1-19.

Thompson RO (1983) Low-pass filters to suppress inertial and tidal frequencies. Journal of Physical Oceanography, 13(6): 1077-1083.

Torrence C, Compo GP (1998) A practical guide to wavelet analysis. Bulletin of the American Meteorological Society 79(1): 61-78.

UACh (2014) Diagnóstico ambiental del humedal del Río Cruces basado en la comparación de condiciones ambientales actuales e históricas: Bases para su monitoreo y sustentabilidad. Convenio Servicio de Evaluación Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Austral de Chile. Informe final. Marzo de 2014, p 374

UACh (2016) Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios. Informe final. Abril de 2016, p 683

UACh (2017) Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios. Informe final. Marzo 2017, p 830

UACh (2018) Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios. Informe final correspondiente al periodo abril 2017- marzo 2018, p 817

UACh (2020) Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios 2015 - 2020. Informe Final Consolidado, p 817

Verbesselt J, Hyndman R, Newnham G, Culvenor D (2010a) Detecting trend and seasonal changes in satellite image time series. Remote sensing of Environment, 114(1): 106-115

Vicuña S, Gironás J, Meza FJ, Cruzat ML, Jelinek M, Bustos E & Bambach N (2013) Exploring possible connections between hydrological extreme events and climate change in central south Chile. Hydrological sciences journal, 58(8): 1598-1619

Wang S, Huang J, He Y, Guan Y (2014) Combined effects of the Pacific decadal oscillation and El Nino-southern oscillation on global land dry–wet changes. Scientific reports, 4(1): 1-8

Winckler P, Aguirre C, Farías L, Contreras-López M, Masotti Í (2020) Evidence of climate-driven changes on atmospheric, hydrological and oceanographic variables along the Chilean coastal zone, Climatic Change, 163: 633–652. DOI: 10.1007/s10584-020-02805-3.

Wunsch C & Stammer D (1997) Atmospheric loading and the oceanic “inverted barometer” effect. Reviews of Geophysics, 35(1), 79-107

3.2. AGUA SUPERFICIAL

ANTECEDENTES

La cuenca del río Cruces drena una superficie de alrededor de 3.223 km^2. El río nace en la precordillera al sur de la provincia de Cautín, en la vertiente occidental de los cerros situados entre los lagos Villarrica y Calafquén y drena la depresión de San José, en la parte norte de Valdivia, avanzando de NE al SW. El río Cruces cruza los poblados de Loncoche, Lanco y San José de la Mariquina; su longitud total alcanza los 125 km, a la vez que su ancho varía en su parte terminal entre 75 m y 3,5 km. En promedio, la profundidad del cauce varía entre cuatro y ocho metros situándose las mayores profundidades en el sector sur, en cuya

porción distal la profundidad puede alcanzar hasta los 12 metros de profundidad. En los fondos someros o bañados cercanos a las riberas, las profundadas son en general inferiores a 1,5 metros. Por otra parte, el nivel de las aguas varía diariamente por efecto de mareas y estacionalmente por variabilidad del caudal hídrico, debido a la variabilidad pluviométrica anual.

Al eje central de los ríos Cruces y Chorocamayo y antes de que las aguas mezcladas de ambos desemboquen en el río Valdivia (vía el canal mareal Cau Cau), confluyen ríos tributarios como el San José, Santa Maria, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este (Fig. 3.2.1). A este conjunto de cauces hídricos - todos con variabilidad mareal - se le ha denominado para efectos de este programa de monitoreo, humedal del río Cruces y sus ríos tributarios o HRC. Las aguas del HRC, están bajo la influencia de diferentes actividades antrópicas que pueden afectar la calidad de las mismas a través de descargas puntuales o difusas. En este contexto, el agua del humedal en su conjunto representa una condición transiente de elementos y compuestos químicos, tanto de origen natural como antrópico, los cuales al estar en altas concentraciones pueden afectar a la biota acuática, incluyendo plantas y animales.

Para establecer el estado actual de la calidad del agua del HRC, se han realizado monitoreos periódicos de la variabilidad espacio-temporal de diferentes parámetros físico químicos, desde el año 2014. En este capítulo, se evalúa la eventual variabilidad inter-anual e inter-espacial de tales parámetros al año 2021.

OBJETIVOS

Medir y analizar en el agua superficial del HRC, los siguientes parámetros físico-químicos:

- Temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia.

- Concentraciones de metales pesados, incluyendo Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disuelto, Hierro y Aluminio particulado.
- Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX).

METODOLOGIAS

Estaciones y periodicidad de muestreos

Los muestreos de agua han sido realizados en las siguientes seis estaciones (ver Fig. 3.2.1):

Estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco): ubicadas aguas arriba del límite norte del Santuario de la Naturaleza río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Carlos Anwandter. Estaciones ubicadas en sector límnico del río Cruces; es decir, la parte del río que no es afectada por mareas.

Estaciones 3 (San Luis), 4 (Santa Clara) y 5 (Punucapa): ubicadas en el eje central del río Cruces, parte del humedal afectada por mareas.

Estación 6 (río Pichoy): río tributario del HRC; es decir, río que confluye en el eje central del humedal. Río tributario afectado por mareas.

Las siguientes han sido las periodicidades de muestreo:

i) **Periodicidad mensual:** desde abril 2014 a diciembre 2021, para temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia. Para cada uno de estos parámetros, se realizaron mediciones replicadas (n=3).

ii) **Periodicidad estacional correspondiente a las temporadas de menor y mayor caudal hídrico** (abril y julio, respectivamente) para metales pesados disueltos (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulados (Hierro y Aluminio), Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX. En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas en que se realizaron los muestreos estacionales.

Los datos de los meses correspondientes al año 2014 fueron generados durante la ejecución del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, mientras que los correspondientes a los años 2015 a 2021 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad temporal.

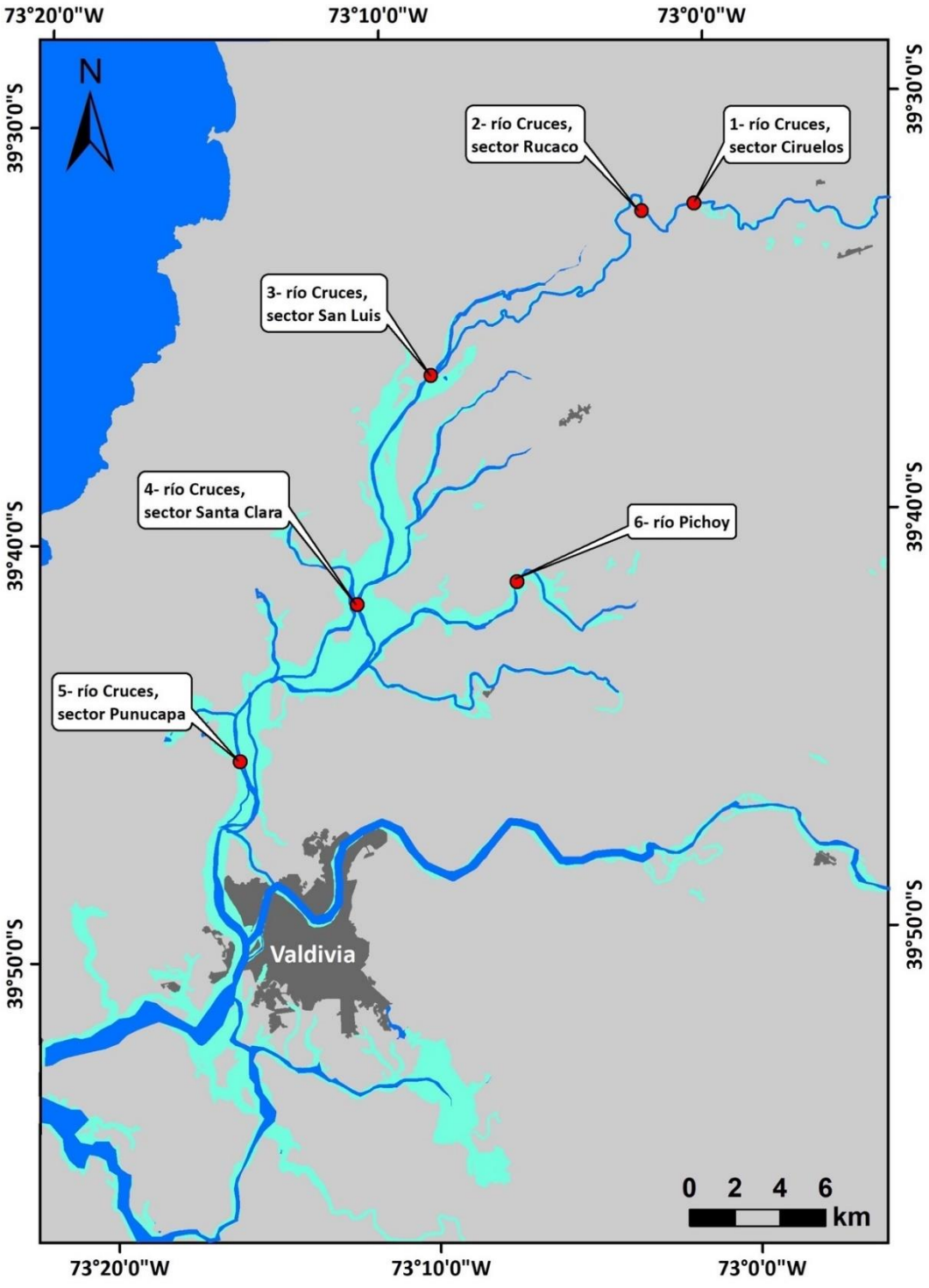


Figura 3.2.1. Ubicación espacial de las estaciones de muestreo (1 a 6), seleccionadas para análisis de calidad del agua superficial del área de estudio.

Mediciones *in situ*, obtención de muestras y análisis de laboratorio

Las mediciones *in situ,* metodologías de obtención de muestras y análisis de laboratorio utilizado para los estudios de calidad del agua superficial y columna de agua (transparencia) fueron:

- Uso de sonda multiparamétrica para mediciones *in situ* de temperatura (°C), pH (unidades de pH), conductividad (µmS/cm), sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L) y concentración y saturación (%) de oxígeno (mg/L y %, respectivamente).
- Recolección de muestras de agua en botellas plásticas para análisis vía método gravimétrico (Unidad: mg/L) de sólidos suspendidos totales o particulados (SST).
- Uso de Disco Secchi (Unidad: m) para medición de la transparencia del agua.
- Recolección de agua superficial (*ca.* 20 cm de profundidad) con frascos limpios Nalgene®, adosados al extremo de una vara de PVC en su extremo. Esto con el objetivo de que las características químicas de las muestras de agua destinadas a análisis de laboratorio, no se vieran afectadas por la cercanía de la embarcación de muestreo.
- Separación de la fracción disuelta de la particulada, mediante filtración de las muestras de agua con una membrana de 0,45 µm de tamaño de poro y cuantificación de metales pesados mediante espectroscopía de masa de plasma inductivamente acoplado (ICP-MS). (Unidades: metales disueltos: µg/L y metales particulados: µg/g).
- Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/L).
- Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/L).
- Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación microcoulombimétrica con adsorción en carbono activado (Unidad: mg/L).

Análisis estadísticos

Los análisis de las variables estudiadas en este capítulo se enfocan en la aplicación de básicamente dos técnicas:

i) **Análisis estadístico univariado,** para datos recolectados durante abril y julio del período 2014 – 2021, incluyendo temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia.

ii) **Análisis estadístico multivariado**, para datos recolectados durante abril y julio del período 2014 - 2021, incluyendo temperatura, pH, conductividad, sólidos disueltos totales (SDT), concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales (SST), transparencia, metales pesados disueltos (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulados (Hierro y Aluminio), Ácidos grasos y AOX.

Análisis estadístico univariado

Se aplicó Análisis de Varianza (ANDEVA), para evaluar la existencia o no de diferencias significativas entre los factores principales de interés (ver Sokal & Rohlf, 1994): en este caso estaciones del área de estudio y temporadas de muestreo (meses de abril y julio), todos considerados como factores fijos.

Como primera regla de decisión, se consideró aplicar el ANDEVA sobre los datos sin transformar, evaluando los supuestos de normalidad en forma visual y mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual está basada en la función de distribución acumulativa empírica (FDCE) de la variable y cuyo gráfico de probabilidades esperadas *versus* observadas permite inspeccionar visualmente la distribución de la variable. Este análisis fue realizado sobre los residuos del modelo ANDEVA de cada variable analizada.

Por otra parte, el supuesto de homogeneidad de varianzas u homocedasticidad fue evaluado usando las Pruebas de Bartlett y de Levene. La primera aplica cuando los datos provienen de distribución normal, pero no es muy robusta a fuertes desviaciones de la normalidad. La Prueba de Levene aplica cuando la variable proviene de una distribución

continúa, pero no necesariamente normal, dado que la misma considera la distancia de la observación a la mediana en lugar de la media (esto la hace más robusta en análisis de muestras pequeñas). Cuando no se cumplieron estos supuestos se aplicó la prueba de Kruskall-Wallis para comparar entre niveles de los factores principales (estaciones y campañas de muestreo). Esta prueba es la versión no paramétrica del ANDEVA y se basa en la comparación de las medianas entre dos o más niveles de un factor y tiene la debilidad que es afectada por la presencia de datos extremos ("outliers") en las muestras. Esta prueba se basa en los siguientes supuestos:

i) las muestras a comparar son independientes y tomadas aleatoriamente desde una muestra con distribución continua,

ii) las distribuciones de las muestras a comparar son de la misma forma.

Como regla de decisión general, y dado que para efectos comparativos el ANDEVA es más robusto ante desviaciones de la normalidad y homocedasticidad teniendo mayor poder o baja probabilidad de cometer error de Tipo II (cuando no se rechaza una hipótesis nula siendo esta falsa) que cualquier otra prueba no paramétrica, en este informe se describen principalmente los resultados de ANDEVA. En aquellos casos en que no se cumple alguno de los supuestos, se presentan también los resultados para la prueba de Kruskall-Wallis.

Luego de la aplicación del ANDEVA y en aquellos casos en que los factores evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó la prueba a posteriori de Tukey para determinar qué estación es responsable de generar las diferencias entre niveles de cada factor.

La prueba de Tukey permite comparar entre todas las medias de los niveles de un factor. Dado que el uso repetido de cada nivel comparado con el resto de niveles del factor, aumenta la probabilidad de cometer error de Tipo I (cuando no se acepta una hipótesis nula siendo ésta verdadera), la prueba de Tukey al no ser tan conservadora, el valor de significancia de todas las comparaciones (tasa de error familiar) fue fijado en 0,05. Los resultados de las pruebas de Tukey se resumieron estableciendo relaciones de igualdad *versus* desigualdad entre niveles de cada factor.

Análisis estadístico multivariado

Se analizó la multivarianza de los datos recolectados estacionalmente (abril y julio) en seis estaciones de muestreo (Fig. 3.2.1), entre los años 2014 y 2021. La técnica de análisis multivariado seleccionada, correspondió al Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual permite reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos de variables múltiples y retener la mayor proporción de la variación presente en el conjunto de datos. Se genera así un nuevo set de variables, denominadas componentes principales (Jolliffe, 2002), los que son una combinación lineal de las variables originales, además de ortogonales o independientes entre sí (no correlacionados). Una de las principales ventajas del ACP, es que entrega una medida de la varianza que explica cada una de las componentes multivariadas (valores propios), además del grado de correlación o covarianza que existe entre cada una de las variables de entrada y la componente multivariada resultante (Cayuela, 2011).

Para evaluar la eventual existencia de diferencias estadísticamente significativas entre años, estaciones de muestreo y temporadas (bajo caudal hídrico = abril, alto caudal hídrico = julio), se utilizó Análisis de Varianza Permutacional Multivariado (PERMANOVA). Esta técnica permite probar la respuesta simultánea de una o más variables, a uno o más factores en un diseño experimental ANOVA sobre la base de cualquier medida de distancia, utilizando métodos de permutación (Anderson, 2001). Para el rechazo de la hipótesis nula se empleó un alfa (valor-p) de 0,01 para un total de 9999 permutaciones.

La existencia de eventuales tendencias en la concentración de los parámetros analizados fue evaluada mediante la prueba de tendencia neta de Mann & Kendall (Mann 1945, Kendall 1975), cuyo propósito es determinar estadísticamente la existencia de una tendencia monotónica (no necesariamente lineal), ascendente o descendente de las variables de interés a lo largo del tiempo. En atención a los objetivos del monitoreo del HRC, se busca identificar aquellos parámetros que muestran tendencias ascendentes estadísticamente significativas.

Los análisis estadísticos fueron efectuados en R versión 4.0.3 (R Core Team, 2020), utilizando las librerías "vegan" (Oksanen *et al*., 2019) y "ggbiplot" (Vu, 2011).

RESULTADOS

Estudios de periodicidad mensual: temperatura, pH, conductividad, SDT, oxígeno, SST y transparencia

Las Figuras 3.2.2 a 3.2.5 y Tablas 1 a 4 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacial y temporal de la temperatura, pH, conductividad y SDT, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Temperatura

En términos generales, la variabilidad espacial de la temperatura fue bastante homogénea entre estaciones: *i.e.*, la ocurrencia general de valores más altos fue registrada durante los períodos estivales (valores > 20 °C) y los valores más bajos durante las estaciones de otoño e invierno (valores < 15 °C) (Fig. 3.2.2).

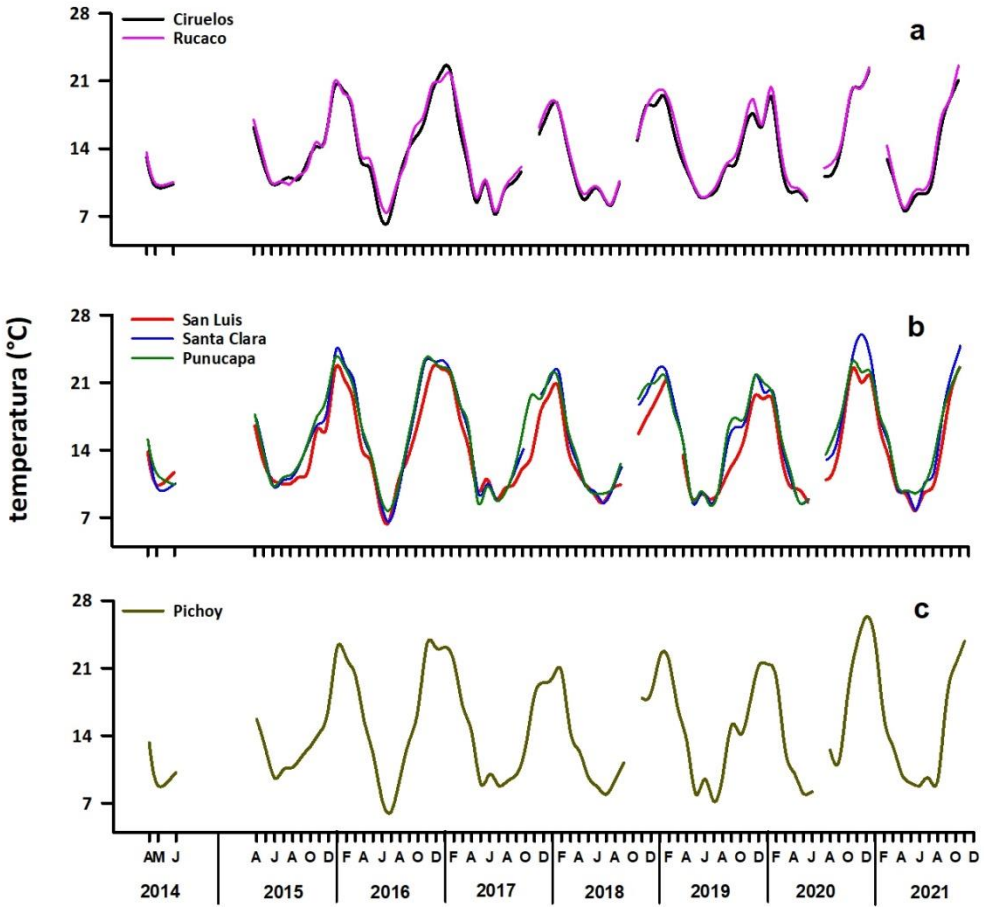


Figura 3.2.2. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

pH

Los valores registrados durante el período 2015 - 2021 no presentan patrones definidos en cuanto a comportamiento espacio-temporal; en general, los valores más altos (*circa* 9) ocurrieron en el sector límnico durante los años 2016 y 2018, registrándose un valor atípico (*circa* 11) en el río Pichoy durante el año 2016 (Fig. 3.2.3), lo que pudo haber sido causado por descalibración del sensor de pH correspondiente a la sonda multiparamétrica.

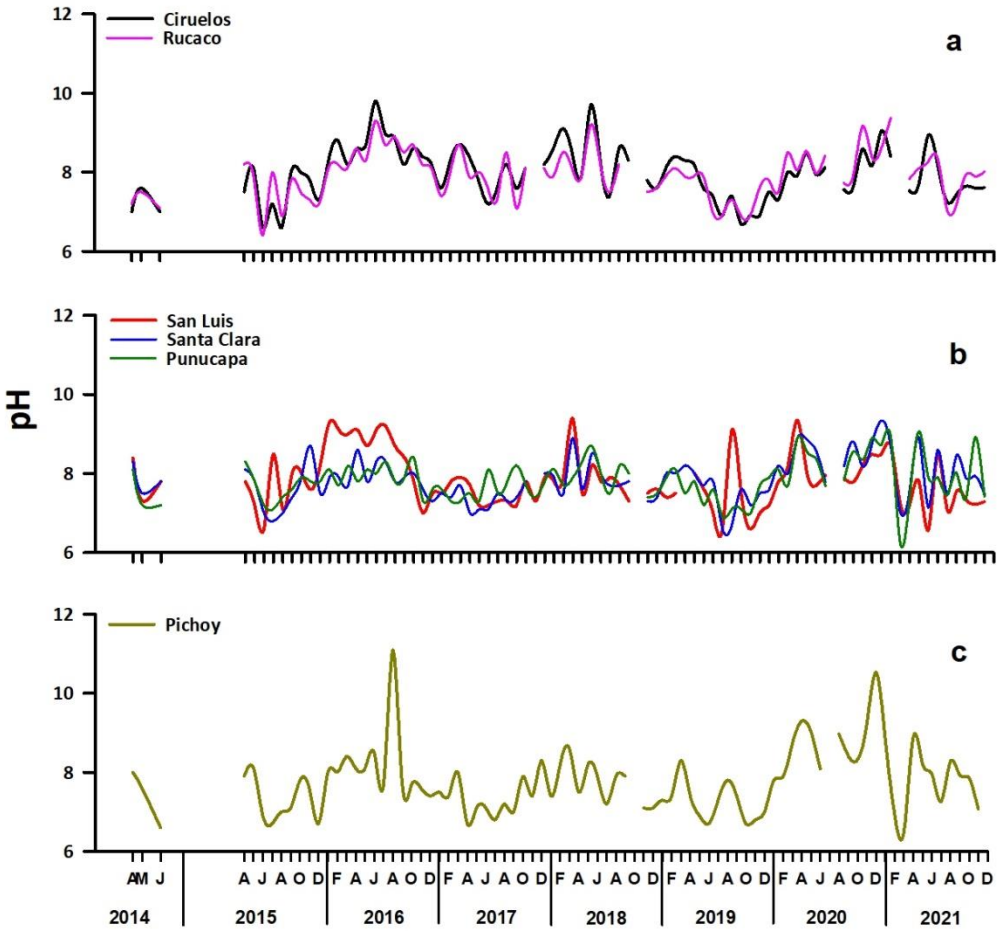


Figura 3.2.3. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de pH en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Conductividad

La conductividad del agua superficial mostró valores más altos y mayor variabilidad en magnitud en las estaciones agrupadas en el eje central del HRC (*i.e.*, Santa Clara y Punucapa) con magnitudes mayores durante el período enero a abril (hasta *circa* 1000-5000 µS/cm) (Fig. 3.2.4). Tales meses corresponden a los periodos de menor caudal hídrico y consecuentemente menor dilución de solutos al interior del HRC, particularmente en el sector del eje central del río Cruces como la estación Punucapa, donde se presentaron los valores más altos de conductividad (Fig. 3.2.4).

La variabilidad de la conductividad del agua en las estaciones de Ciruelos y Rucaco (sector límnico del área de estudio), fue en general similar en sus tendencias temporales presentando escasa variabilidad en magnitud. Los valores correspondientes a la estación de Rucaco fueron siempre mayores en comparación con la estación Ciruelos (particularmente en abril, con conductividades aproximadamente cuatro veces más altas) (Fig. 3.2.4), tendencia que se ha repetido desde el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014) hasta la fecha (Tabla 3 de ANEXO 2).

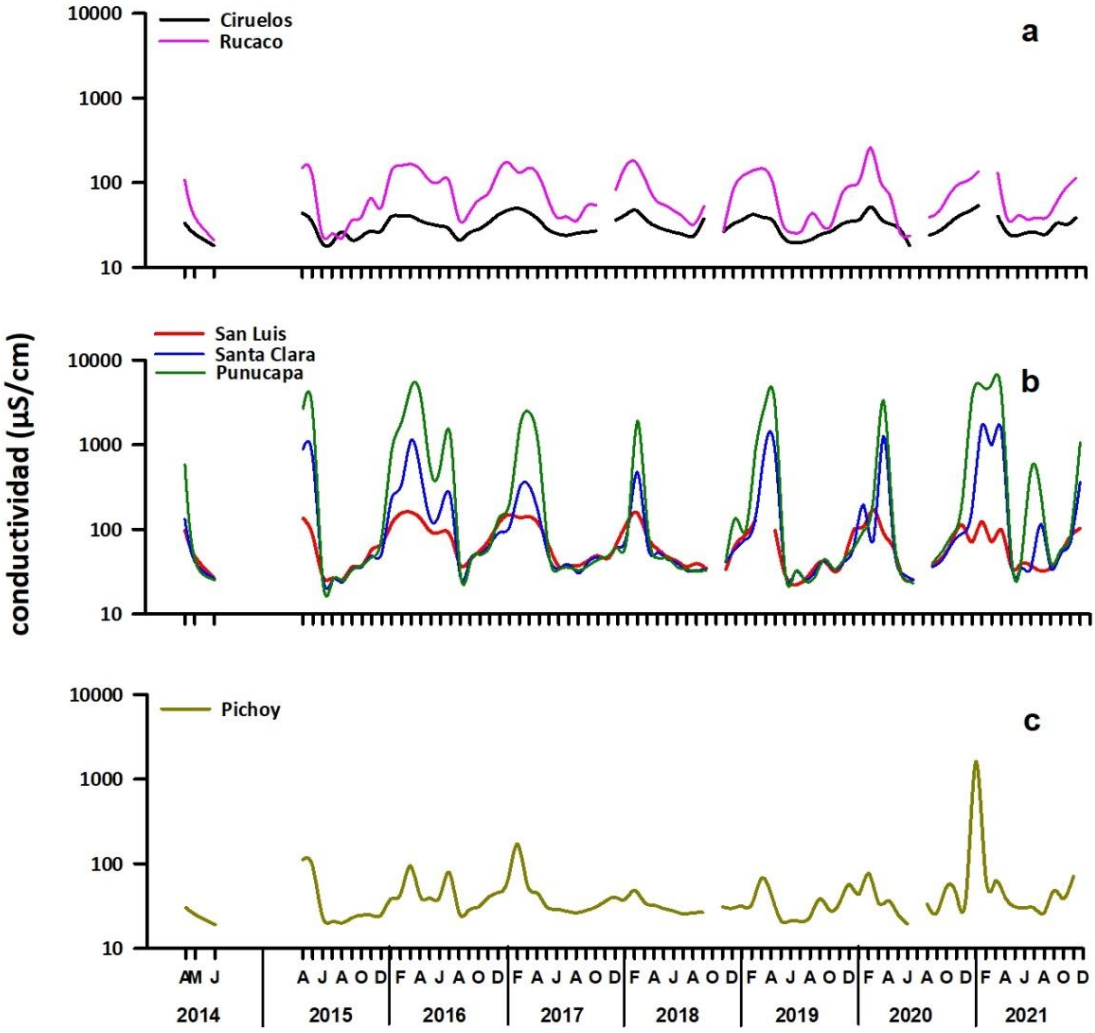


Figura 3.2.4. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

SDT

Los registros de la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de SDT, presentaron una tendencia similar a la descrita para los registros de conductividad del agua superficial (*cf.*, Figs. 3.2.5 y 3.2.4). Los valores más altos se registraron durante los meses de verano e inicios del otoño (hasta *circa* 1000-3000 mg/L), particularmente en la estación Punucapa, sector estuarial del HRC y más cercano a la conjunción del río Cruces con el río Valdivia (Fig. 3.2.5).

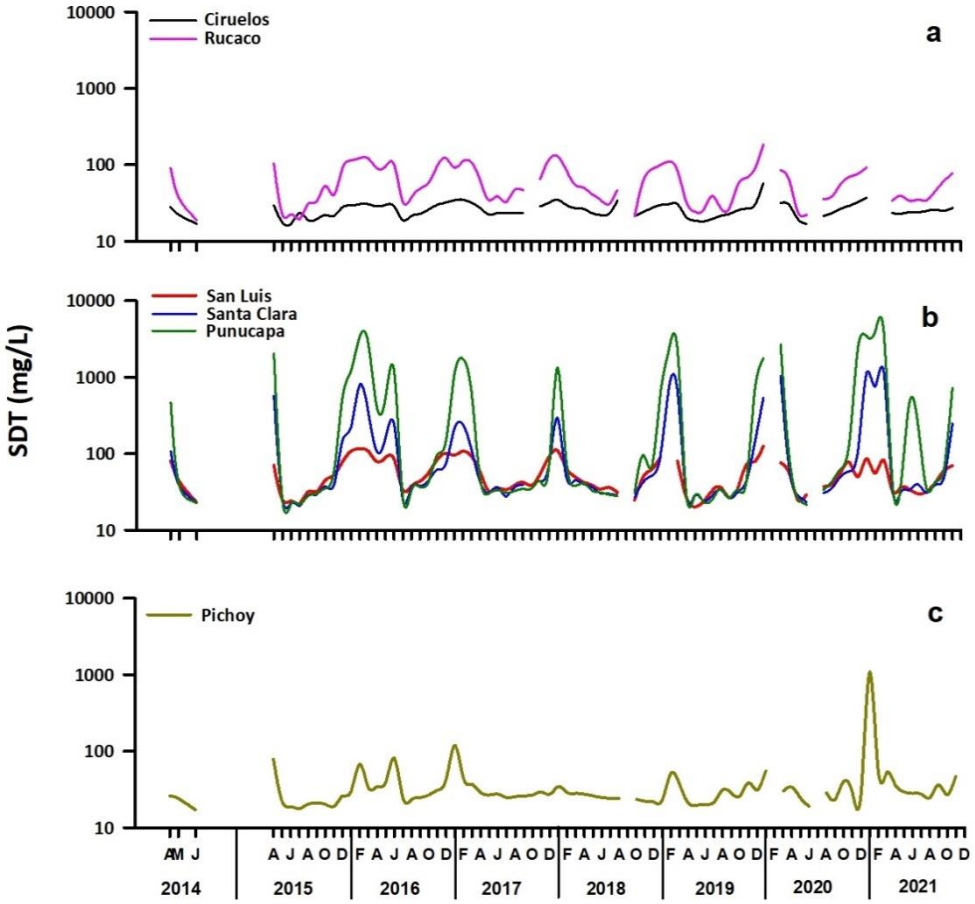


Figura 3.2.5. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de los SDT (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Oxígeno disuelto y saturación de oxígeno

Las Figuras 3.2.6 a 3.2.7 y Tablas 5 a 6 del ANEXO 2, muestran la variabilidad en la concentración y porcentaje de saturación de oxígeno, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Las concentraciones de oxígeno disuelto del agua superficial evidenciaron un comportamiento relativamente uniforme en el tiempo y en la distribución espacial del área de estudio (*i.e*., sector límnico, eje central y tributario del HRC) con rangos aproximados entre 8 y 14 mg/L (Fig. 3.2.6). Los porcentajes de saturación de oxígeno disuelto del agua superficial evidenciaron dentro de los años 2016 y 2017 una leve tendencia al alza (hasta aproximadamente 120 %), para posteriormente disminuir a valores cercanos a 100 % (Fig. 3.2.7).

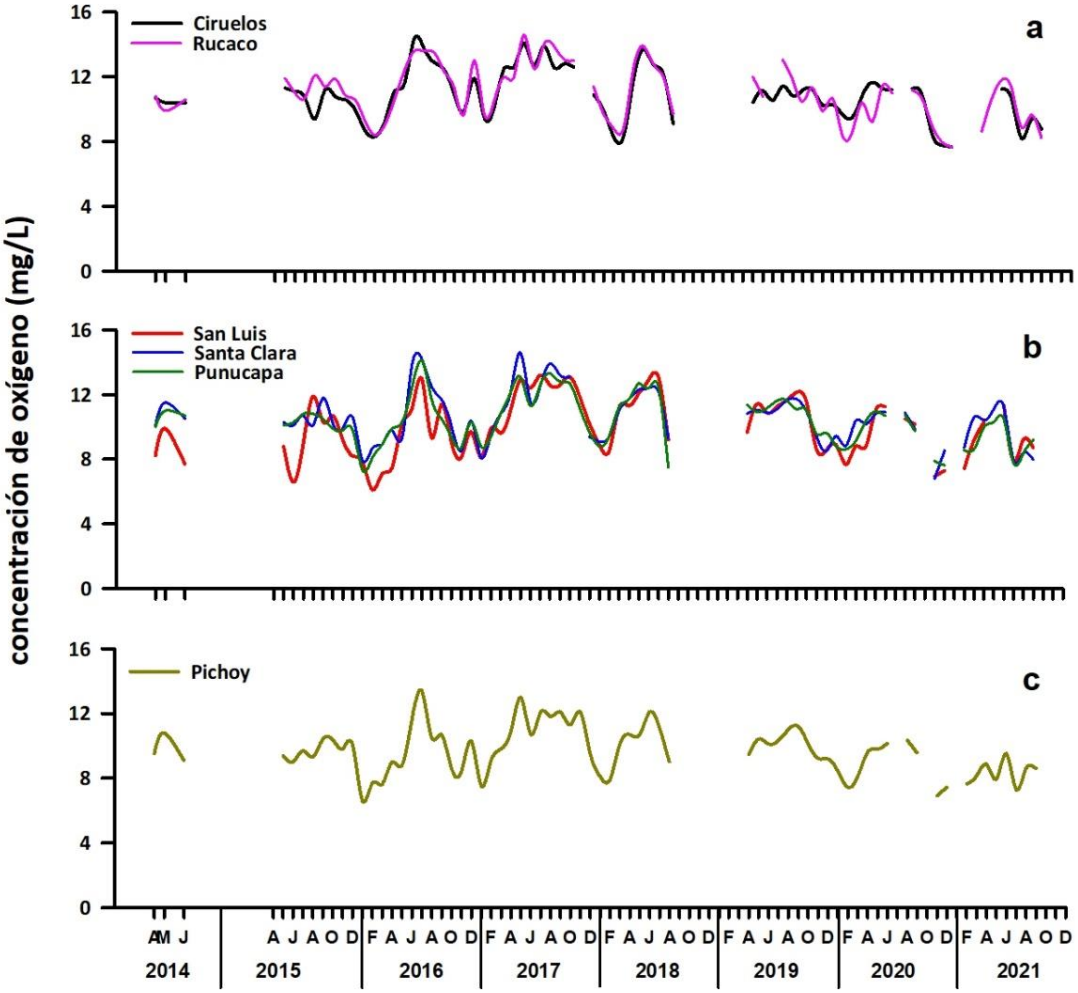


Figura 3.2.6. Comparación inter-anual de variabilidad espacial de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Nótese la ausencia de datos durante algunos meses, situación relacionada a falla de equipo.

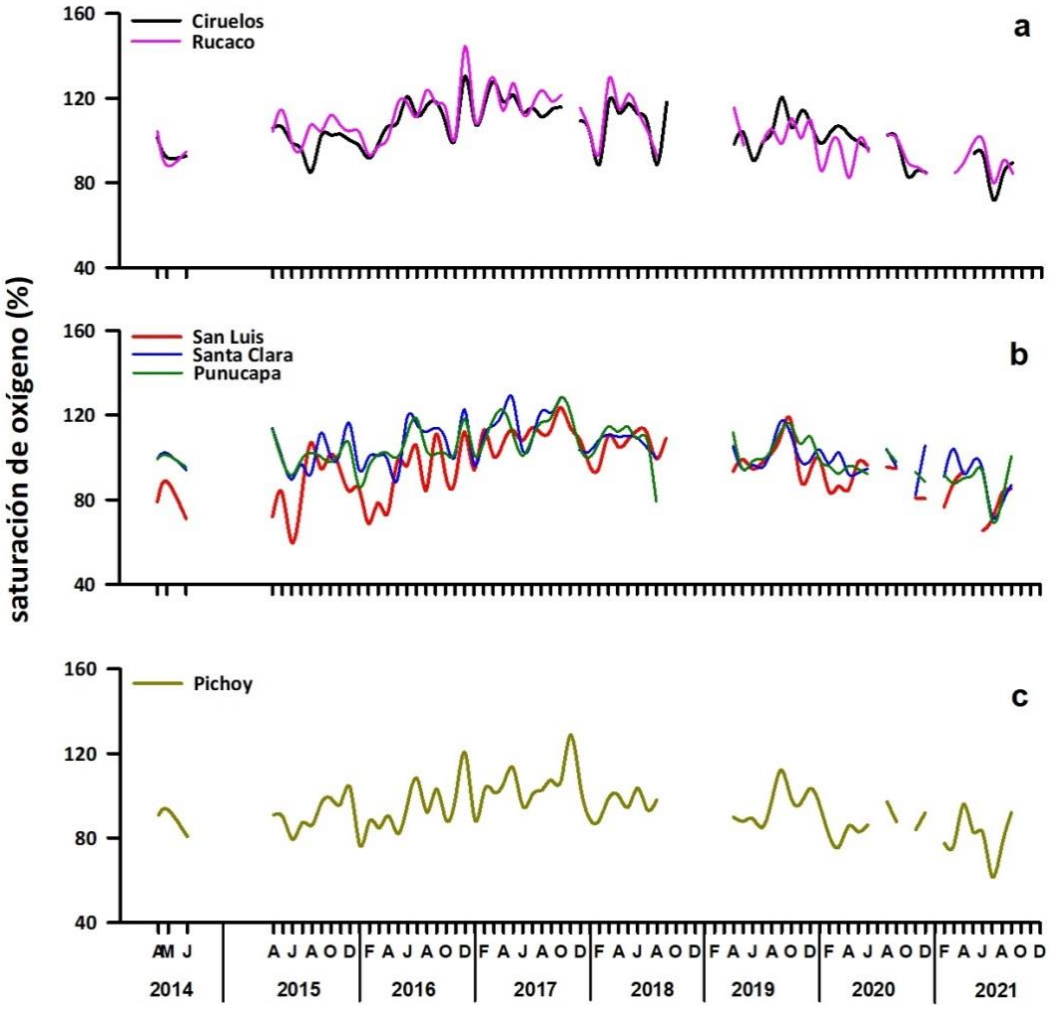


Figura 3.2.7. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Nótese la ausencia de datos durante algunos meses, situación relacionada a falla de equipo.

SST y transparencia del agua

Las Figuras 3.2.8 y 3.2.9 y Tablas 7 a 8 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal de los SST y transparencia, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Con excepción de los datos provenientes de algunos muestreos realizados en invierno, la magnitud de las variaciones de SST fueron similares (< 10 mg/L) en las estaciones y sectores estudiados (Fig. 3.2.8). El aumento de caudal hídrico debido a las precipitaciones durante el invierno, resulta en una mayor resuspensión de sedimentos del

fondo y escorrentía superficial proveniente de áreas agrícolas aledañas a las estaciones estudiadas y consecuentemente, mayores concentraciones de SST. Esto se ve especialmente evidenciado durante el año 2019 para las estaciones límnicas de Ciruelos, Rucaco y para la estación del eje central del río Cruces Fuerte San Luis (hasta *circa* 60-70 mg/L) (Fig. 3.2.8).

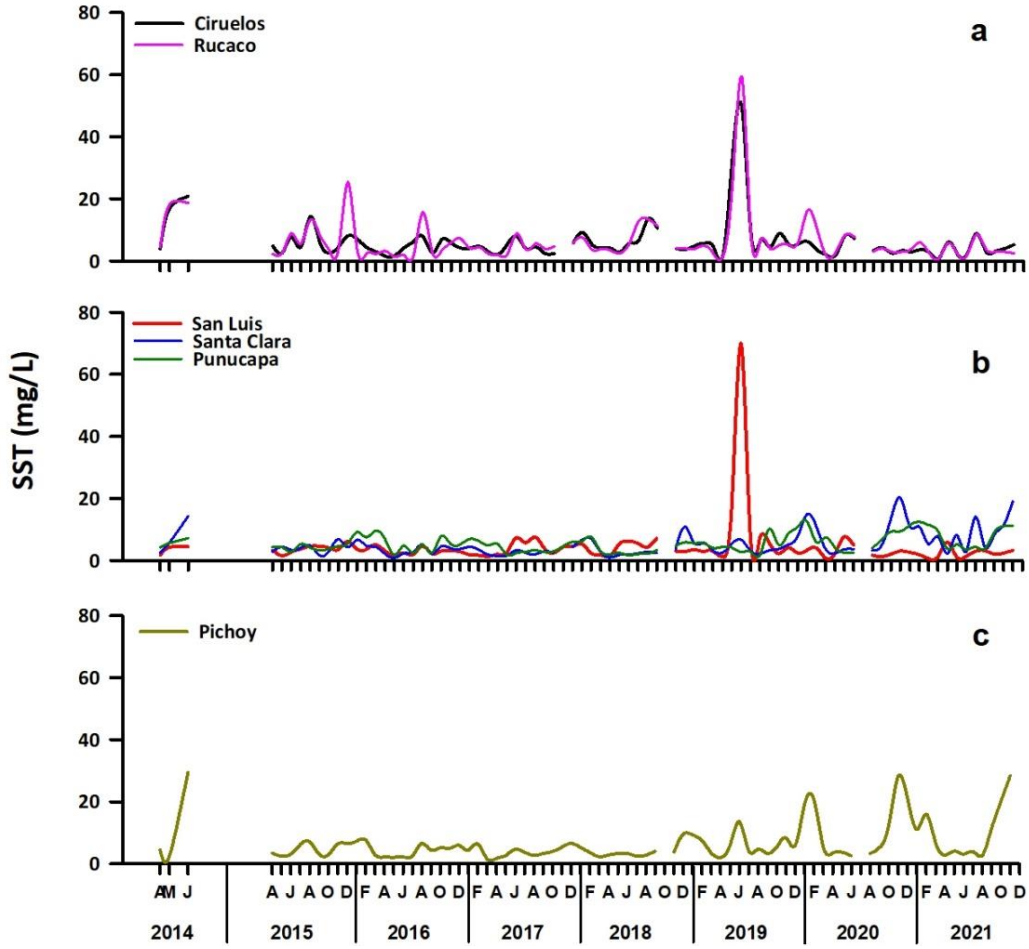


Figura 3.2.8. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de los SST (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Los valores más bajos de transparencia se detectaron en Ciruelos y Rucaco, situación primariamente relacionada a la poca profundidad de la columna de agua (< 2 m); *i.e.*, a menor profundidad, mayor es el efecto del movimiento de agua sobre los sedimentos del fondo lo que resulta en mayor resuspensión de los mismos y, por ende, disminución de la trasparencia (Fig.

3.2.9). En el resto de las estaciones de muestreo (profundidades > 3 m), se detectaron en general los valores más altos de transparencia (> 2 m), por ejemplo, en las aguas de San Luis y Santa Clara (hasta *circa* 3-5 m) (Fig. 3.2.9).

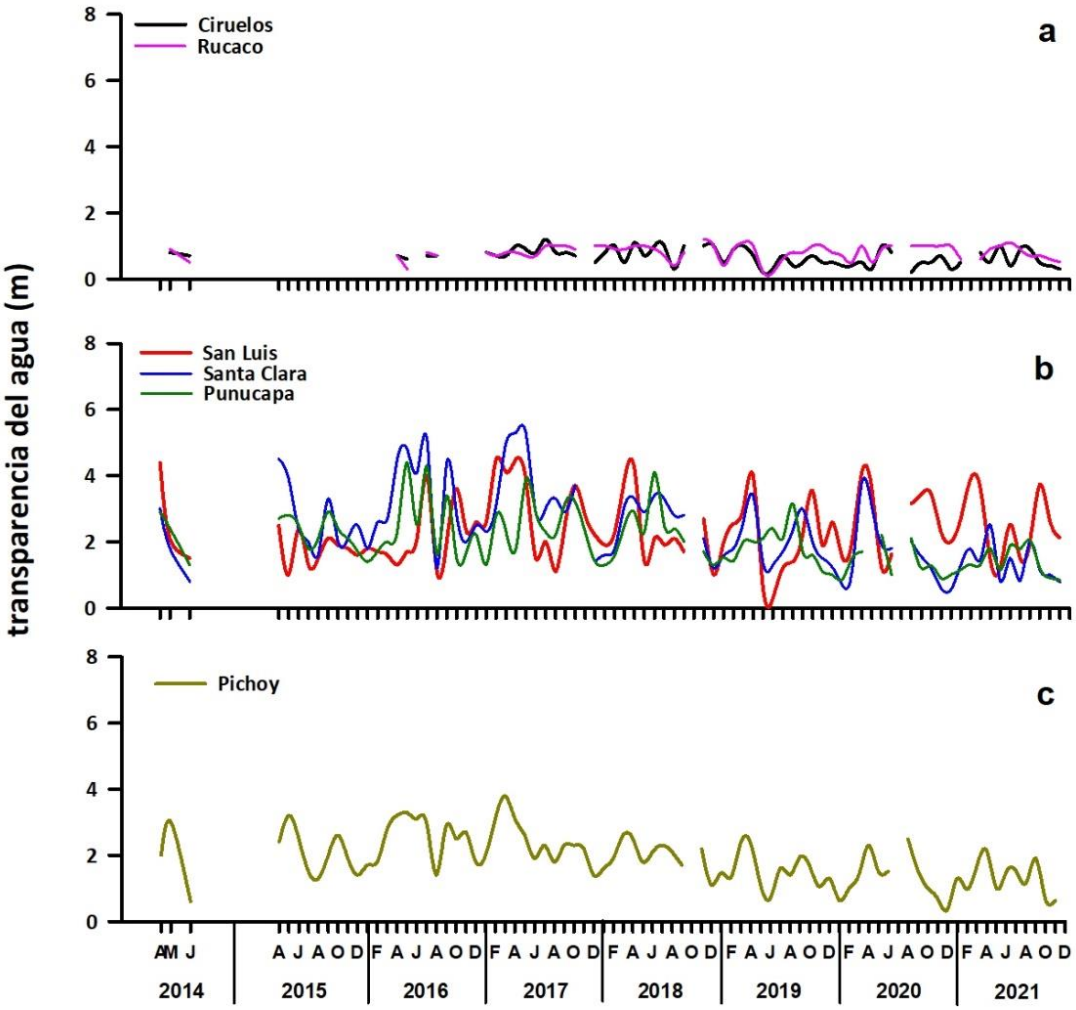


Figura 3.2.9. Comparación inter-anual de variabilidad espacial de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Análisis estadístico univariado

ANOVA y test *a posteriori* temporada menor caudal hídrico (abril 2014 a abril 2021)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2021, los valores promedio de temperatura, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno y transparencia, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre estaciones de muestreo (Tabla 3.2.1). Los valores de temperatura y conductividad fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en aguas superficiales de Punucapa (estación 5), a la vez que los de sólidos disueltos totales, mostraron lo propio en aguas de Santa Clara y Punucapa (estaciones 4 y 5) (Tabla 3.2.1). Las concentraciones y saturaciones de oxígeno fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en aguas superficiales del eje central del área de estudio, excluyendo a San Luis; es decir, en Ciruelos, Rucaco, Santa Clara y Punucapa (estaciones 1, 2, 4 y 5) (Tabla 3.2.1). Finalmente, los valores de transparencia del agua fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en estaciones del eje central del área de estudio (San Luis y Santa Clara; estaciones 3 y 4) (Tabla 3.2.1).

Durante el período 2014 - 2021, los valores promedio de pH y SST, no presentaron diferencias ($p>0,05$) entre estaciones de muestreo (Tabla 3.2.1).

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor caudal hídrico (julio 2014 a abril 2021)

Durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2021, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar los valores promedio de todos los parámetros evaluados con ANOVA, con exepción de la transparencia del agua (Tabla 3.2.2). Los valores de estos parámetros fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en estaciones ubicadas al interior del HRC (San Luis, Santa Clara y Punucapa) y en el río tributario Pichoy (Tabla 3.2.2).

Tabla 3.2.1. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias significativas, entre los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno, SST y transparencia, medidos durante las temporadas de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2021, en las seis estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (*)	Estación	5	30,41	6,081	3,37	**0,012**	Pu>SC=Ru=SL=Pi>Ci
	error	42	75,71	1,803			
	total	47	106,12				
pH	Estación	5	1,352	0,2704	0,74	0,597	
	error	42	15,311	0,3646			
	total	47	16,663				
conductividad (*)	Estación	5	20623343	4124669	11,84	**< 0,001**	Pu>SC=Ru=SL=Pi=Ci
	error	42	14631504	348369			
	total	47	35254847				
SDT (*)	Estación	5	3658540	731708	3,88	**0,006**	Pu=SC>Ru=SL>Pi=Ci
	error	42	7917683	188516			
	total	47	11576223				
concentración de O_2	Estación	5	20,10	4,021	2,89	**0,027**	Ci=Ru=SC=Pu>Pi=SL
	error	36	50,11	1,392			
	total	41	70,21				
saturación de O_2	Estación	5	2913	582,5	5,30	**0,001**	SC> Pu=Ci=Ru>Pi>SL
	error	42	4620	110,0			
	total	47	7533				
SST (*)	Estación	5	117,2	23,43	1,09	0,379	
	error	42	901,3	21,46			
	total	47	1018,5				
transparencia	Estación	5	53,77	10,7539	17,04	**< 0,001**	SC=SL>Pi=Pu>Ru=Ci
	error	38	23,98	0,6310			
	total	43	77,75				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = No cumple supuestos de normalidad y/o homocedasticidad, valores de Kruskall Wallis para **temperatura**: p =0,008; **conductividad**: p<0,001; **SDT**: p<0,001 y SST: p=0,025.

Tabla 3.2.2. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias significativas, entre los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno, SST y transparencia, medidos durante las temporadas de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2021, en las seis estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los valores de p en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Estación	5	3,721	0,7442	0,43	0,823	
	error	42	72,079	1,7162			
	total	47	75,800				
pH	Estación	5	0,7985	0,1597	0,31	0,901	
	error	42	21,3163	0,5075			
	total	47	22,1148				
conductividad (*)	Estación	5	282044	56409	1,65	0,167	
	error	42	1433631	34134			
	total	47	1715675				
SDT (*)	Estación	5	20498	4100	1,01	0,422	
	error	42	170018	4048			
	total	47	190516				
concentración de O_2	Estación	5	12,62	2,523	0,97	0,450	
	error	42	109,73	2,613			
	total	47	122,35				
saturación de O_2	Estación	5	1402	280,4	1,89	0,117	
	error	42	6247	148,7			
	total	47	7649				
SST (*)	Estación	5	119,6	23,91	0,82	0,545	
	error	42	1230,4	29,29			
	total	47	1349,9				
transparencia	Estación	5	20,96	4,1924	5,94	**< 0,001**	SC=Pu=SL=Pi>Ru=Ci
	error	42	29,63	0,7054			
	total	47	50,59				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = No cumple supuestos de normalidad y/o homocedasticidad, Kruskall Wallis para **conductividad**: p=0,031; **SDT**: p=0,011 y **SST:** p=0,291**.**

Estudios de periodicidad estacional: metales pesados y compuestos orgánicos persistentes

Metales pesados disueltos

Las Figuras 3.2.10 a 3.2.14 y Tablas 9 a 13 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disueltos, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Hierro y Aluminio, han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio: hasta valores promedio cercanos a 180 µg L^{-1} y un valor máximo aproximado de 240 µg L^{-1}, para el caso del Hierro (Fig. 3.2.10) y 25 y 150 µg L^{-1} como valores promedio y máximo para el Aluminio (Fig. 3.2.11).

No se observaron tendencias estacionales claras para el Hierro disuelto, en cuanto a la eventual relación concentraciones más altas - tipo de temporada referida a caudal hídrico: mientras que, en Ciruelos, San Luis y Pichoy, las concentraciones de este elemento fueron más altas durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), en Rucaco, Santa Clara y Punucapa, se estimaron valores más altos de Hierro disuelto durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) (Tabla 3.2.3). Situación diferente a la del Hierro es la del Aluminio disuelto: en la mayoría de las estaciones de muestreo, sus concentraciones fueron más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico (Tabla 3.2.3).

Tabla 3.2.3. Meses o temporadas (referidas a caudal hídrico), en los cuales el Hierro y Aluminio disueltos, tuvieron mayores concentraciones en cada una de las estaciones de muestreo. * = concentraciones similares en abril y julio.

elemento	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	relación abril - julio
Hierro disuelto									
Ciruelos	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	julio	7 - 1
Rucaco	julio	abril	*	julio	abril	julio	julio	julio	2 - 5
San Luis	abril	abril	abril	abril	abril	*	abril	abril	7 - 0
Santa Clara	*	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	2 - 5
Punucapa	julio	julio	*	julio	abril	julio	julio	julio	1 - 6
Pichoy	abril	julio	julio	julio	abril	abril	abril	abril	5 - 3
Aluminio disuelto									
Ciruelos	julio	julio	abril	*	julio	abril	abril	abril	4 - 3
Rucaco	julio	julio	abril	julio	*	julio	julio	julio	1 - 6
San Luis	julio	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	1 - 7
Santa Clara	julio	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	2 - 5
Punucapa	julio	julio	*	julio	abril	julio	julio	abril	2 - 5
Pichoy	julio	julio	julio	julio	abril	julio	julio	abril	1 - 6

Las concentraciones de Hierro y Aluminio disueltos fueron notoriamente más altas que las de los otros tres metales disueltos. Las de Cobre fueron cercanas o inferiores a 1,5 µg L^{-1}L (Fig. 3.2.12), a la vez que las de Zinc y Plomo disueltos, fueron en general inferiores a 4,0 (Fig. 3.2.13) y 0,05 µg L^{-1}(Fig. 3.2.14), respectivamente.

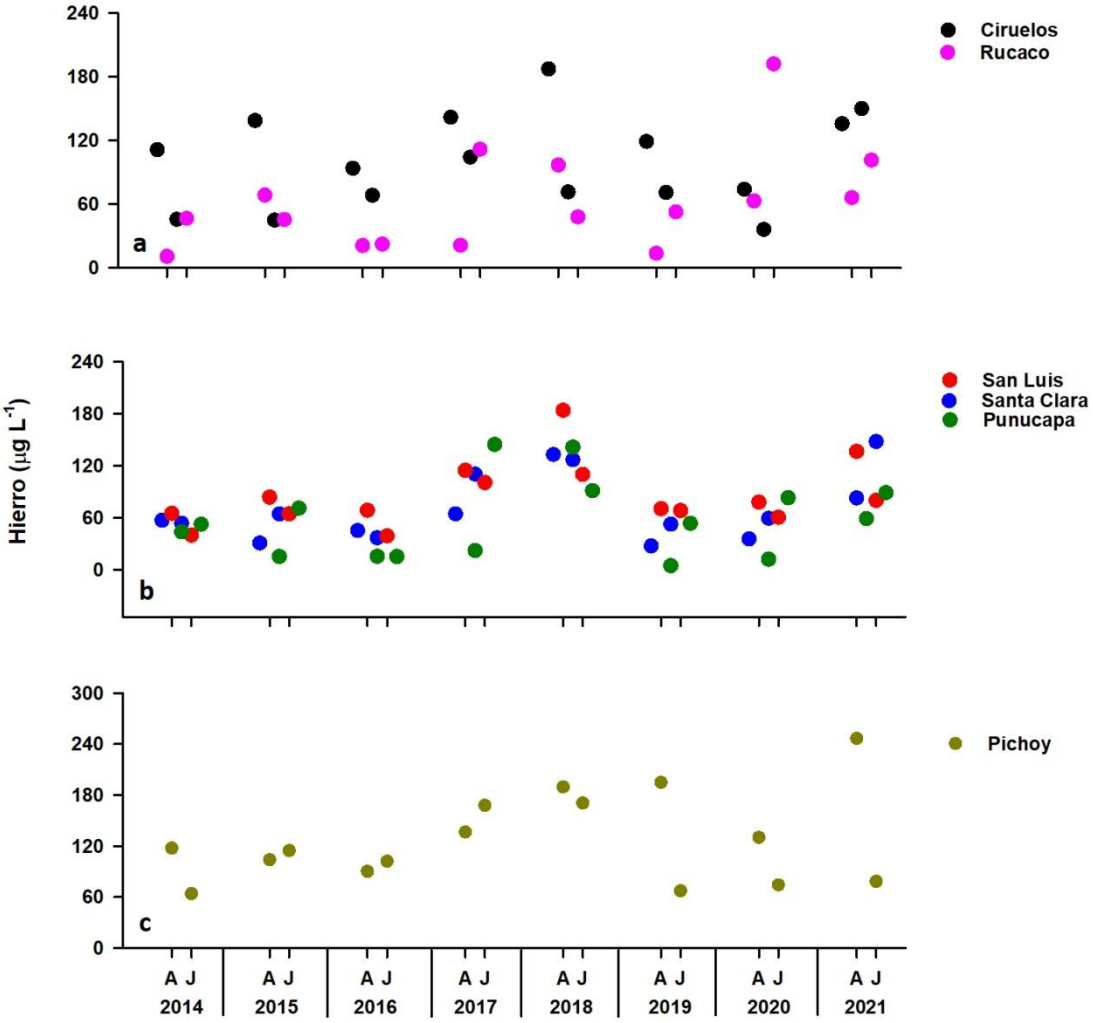


Figura 3.2.10. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

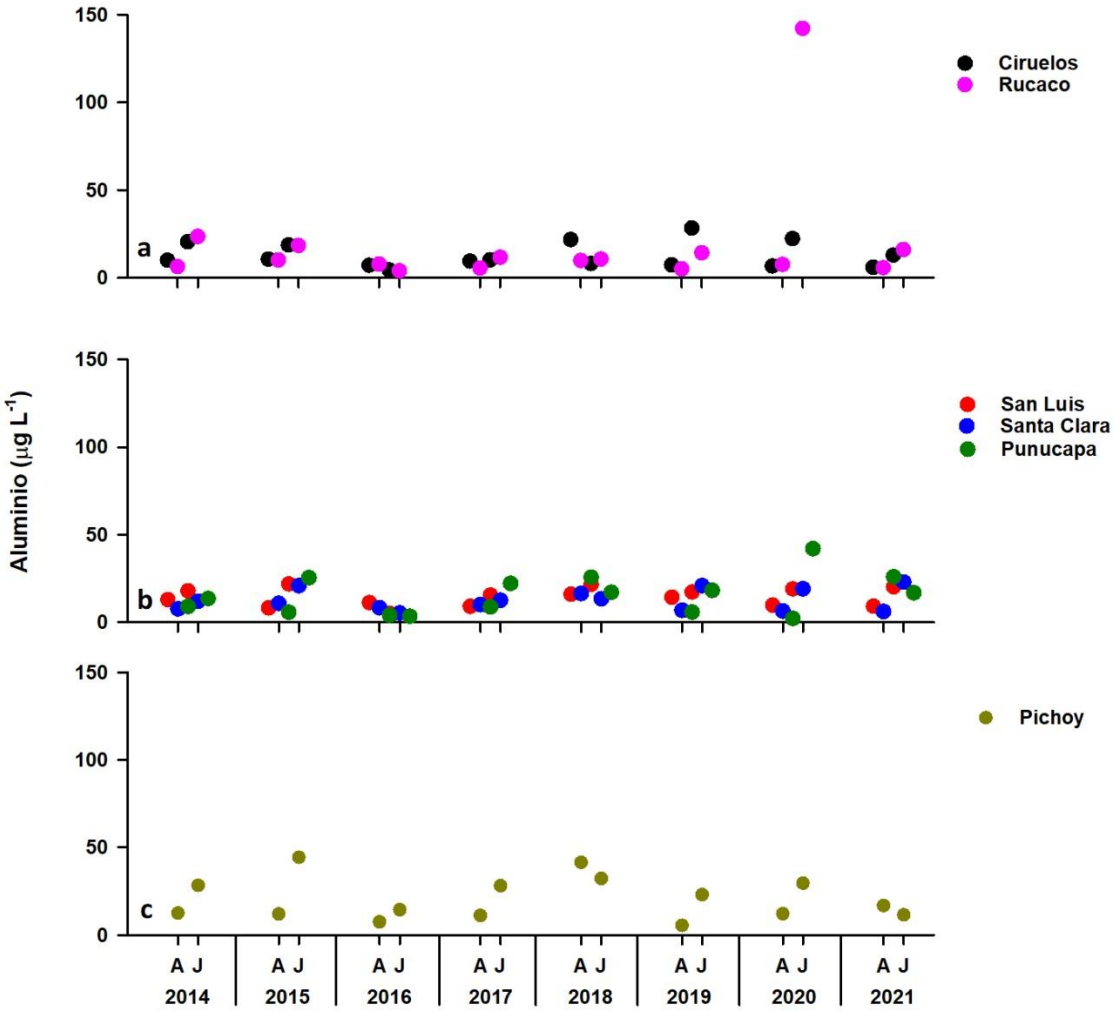


Figura 3.2.11. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

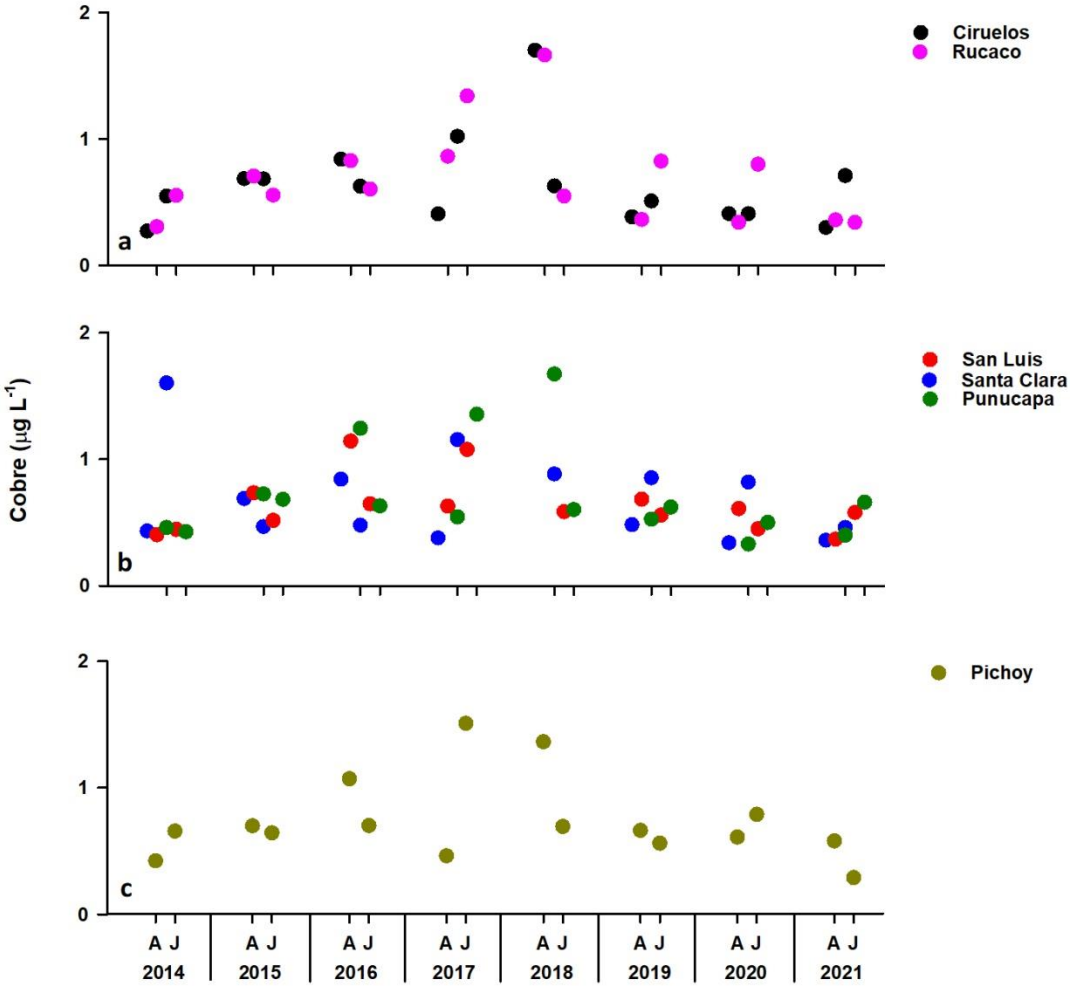


Figura 3.2.12. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

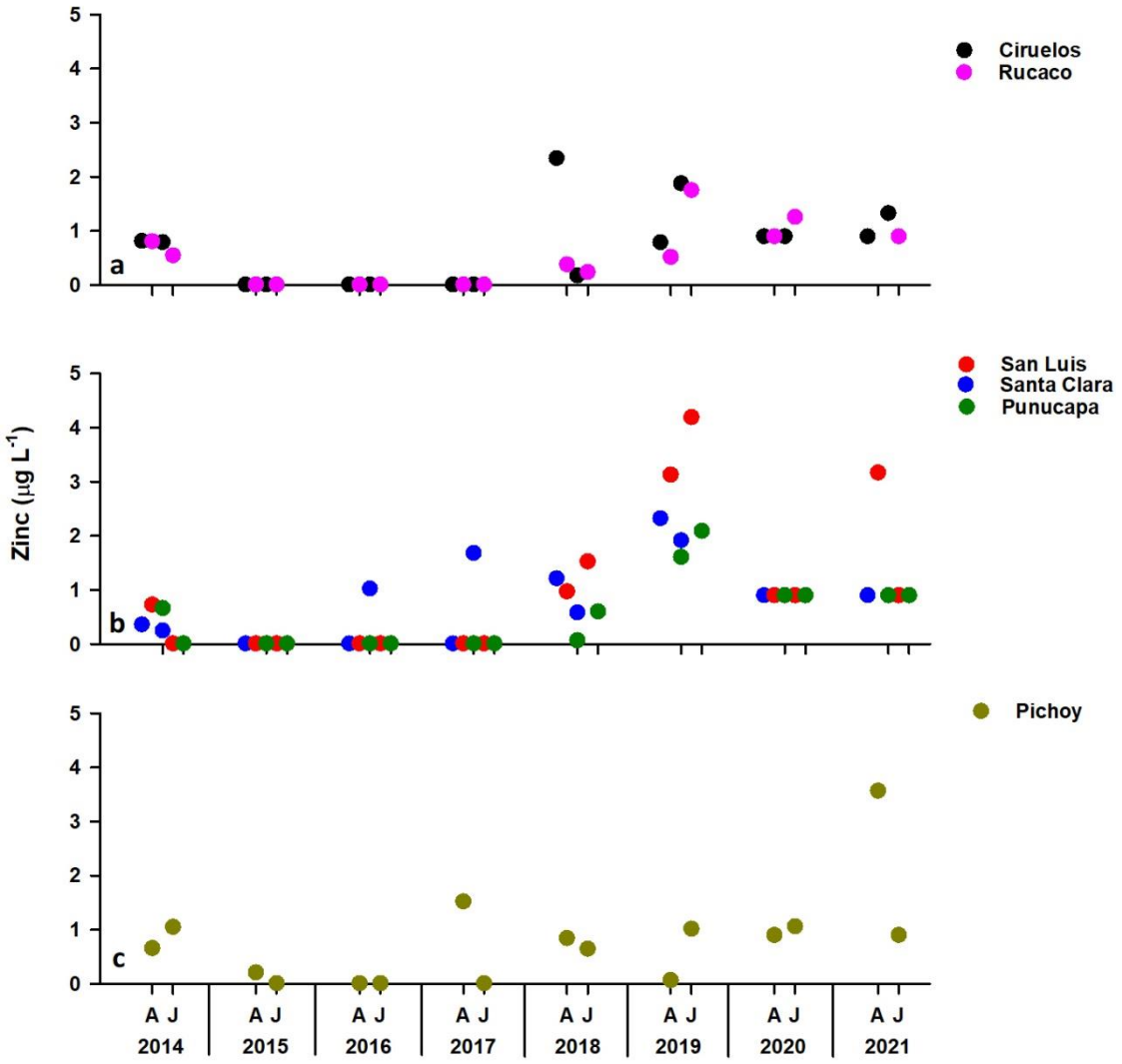


Figura 3.2.13. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

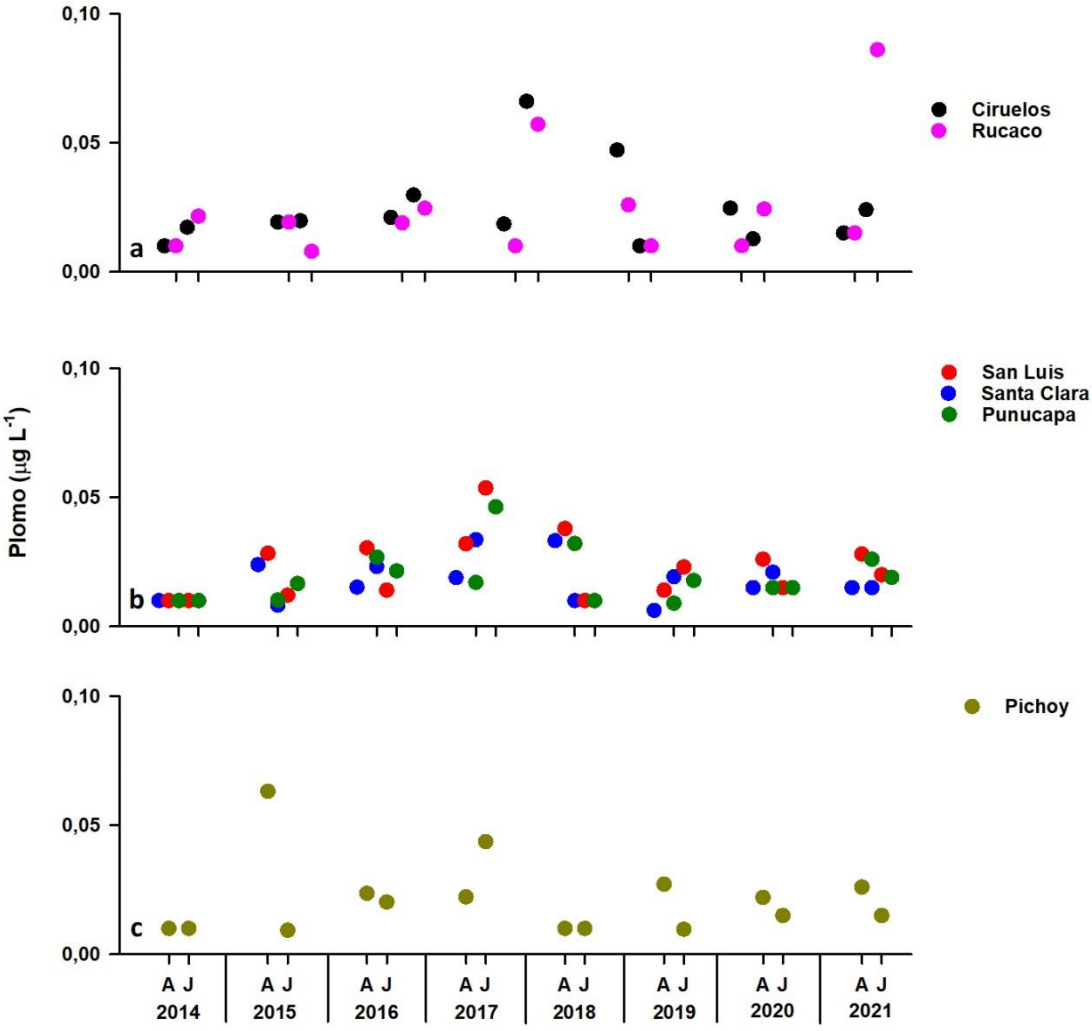


Figura 3.2.14. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

Metales pesados particulados

Las Figuras 3.2.15 y 3.2.16 y Tablas 14 a 15 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro y Aluminio particulados, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Las concentraciones más altas de Hierro particulado se detectaron en aguas de Ciruelos y Rucaco (hasta aproximadamente 200,000 a 250,000 μg g^{-1}); en el resto de las estaciones, los valores más altos estuvieron cercanos a 200,000 μg g^{-1} (Fig. 3.2.15). Similarmente, las concentraciones más altas de Aluminio particulado se registraron en aguas de Ciruelos (hasta aproximadamente 200,000 μg g^{-1}) (Fig. 3.2.16); las aguas de Pichoy fueron las que presentaron las concentraciones más bajas de Aluminio particulado (en general bajo 100,000 μg g^{-1}) (Fig. 3.2.16).

No se observaron tendencias claras para el Hierro particulado, en cuanto a, en que temporada (referida a caudal hídrico) ocurrieron sus concentraciones más altas: mientras que en Ciruelos, Rucaco y Pichoy, las concentraciones fueron más altas durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), en Santa Clara y Punucapa, se estimaron valores más altos de Hierro particulado en la temporada de mayor caudal hídrico (julio) y en San Luis, no hubo mayor diferencia, en cuanto a, en que temporada las concentraciones de Hierro particulado fueron más altas (Tabla 3.2.4). Similar a lo mostrado por el Hierro particulado, las concentraciones de Aluminio particulado no mostraron tendencias claras en relación a en que temporadas, estas tuvieron los valores más altos. En Rucaco, Punucapa y Pichoy las concentraciones de Aluminio particulado fueron más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio), mientras que, en Ciruelos, San Luis y Santa Clara, no hubo mayor diferencia, en relación a en que temporada tales concentraciones fueron más altas (Tabla 3.2.4).

Tabla 3.2.4. Meses o temporadas (referidas a caudal hídrico), en los cuales el Hierro y Aluminio particulados, tuvieron mayores concentraciones en cada una de las estaciones de muestreo. * = concentraciones similares en abril y julio.

elemento	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	relación abril - julio
Hierro particulado									
Ciruelos	abril	abril	abril	julio	abril	abril	abril	abril	7 - 1
Rucaco	abril	*	abril	julio	abril	abril	abril	*	5 - 1
San Luis	abril	abril	julio	julio	abril	*	julio	abril	4 - 3
Santa Clara	julio	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	2 - 6
Punucapa	julio	julio	julio	julio	julio	abril	julio	*	1 - 6
Pichoy	abril	julio	abril	julio	julio	abril	abril	abril	5 - 3
Aluminio particulado									
Ciruelos	julio	abril	abril	*	julio	abril	julio	abril	4 - 3
Rucaco	julio	julio	abril	abril	julio	abril	julio	julio	3 - 5
San Luis	*	julio	abril	abril	julio	abril	julio	abril	4 - 3
Santa Clara	julio	abril	abril	abril	julio	abril	julio	*	4 - 3
Punucapa	julio	abril	julio	julio	julio	*	julio	*	1 - 5
Pichoy	julio	julio	abril	abril	julio	*	julio	*	2 - 4

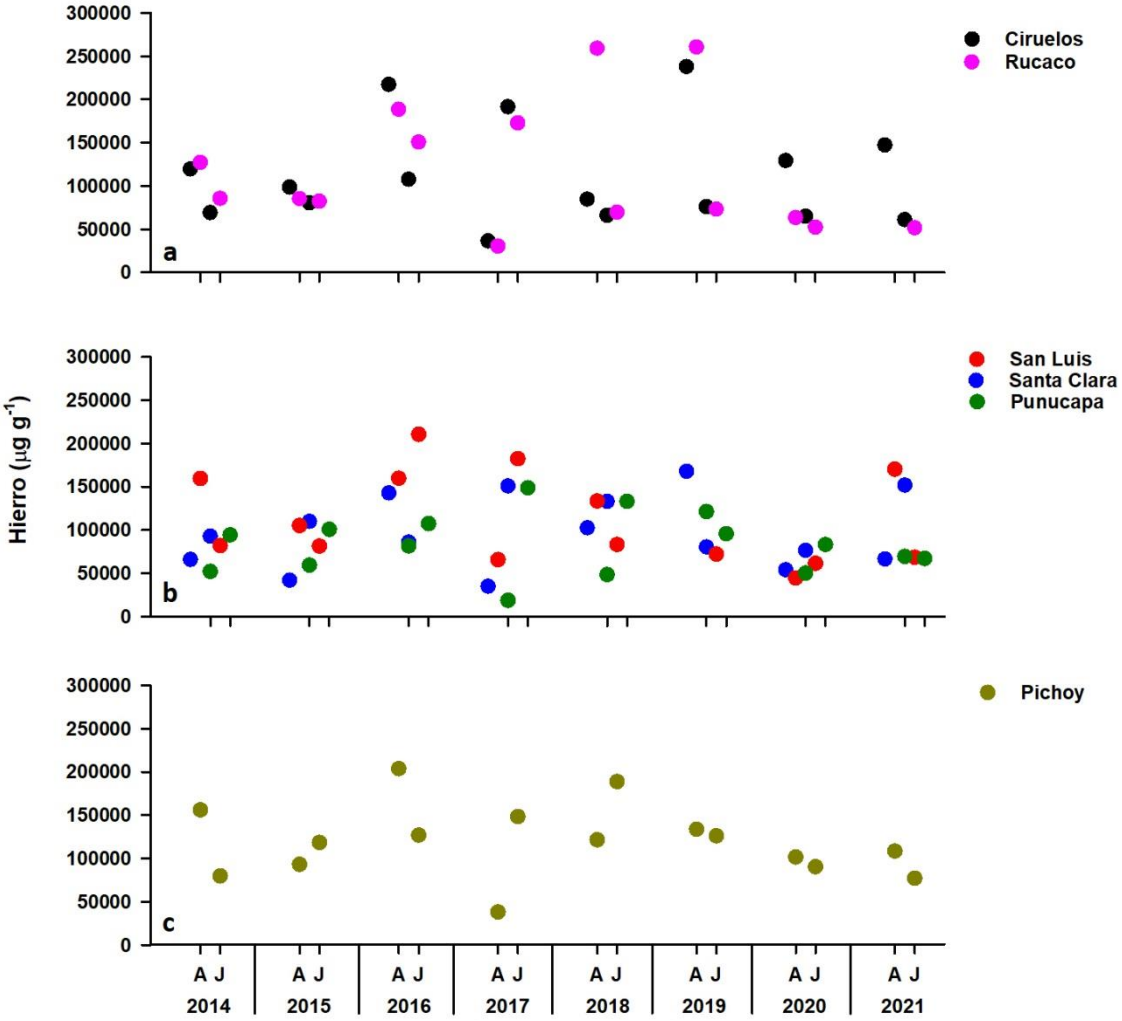


Figura 3.2.15. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J= julio.

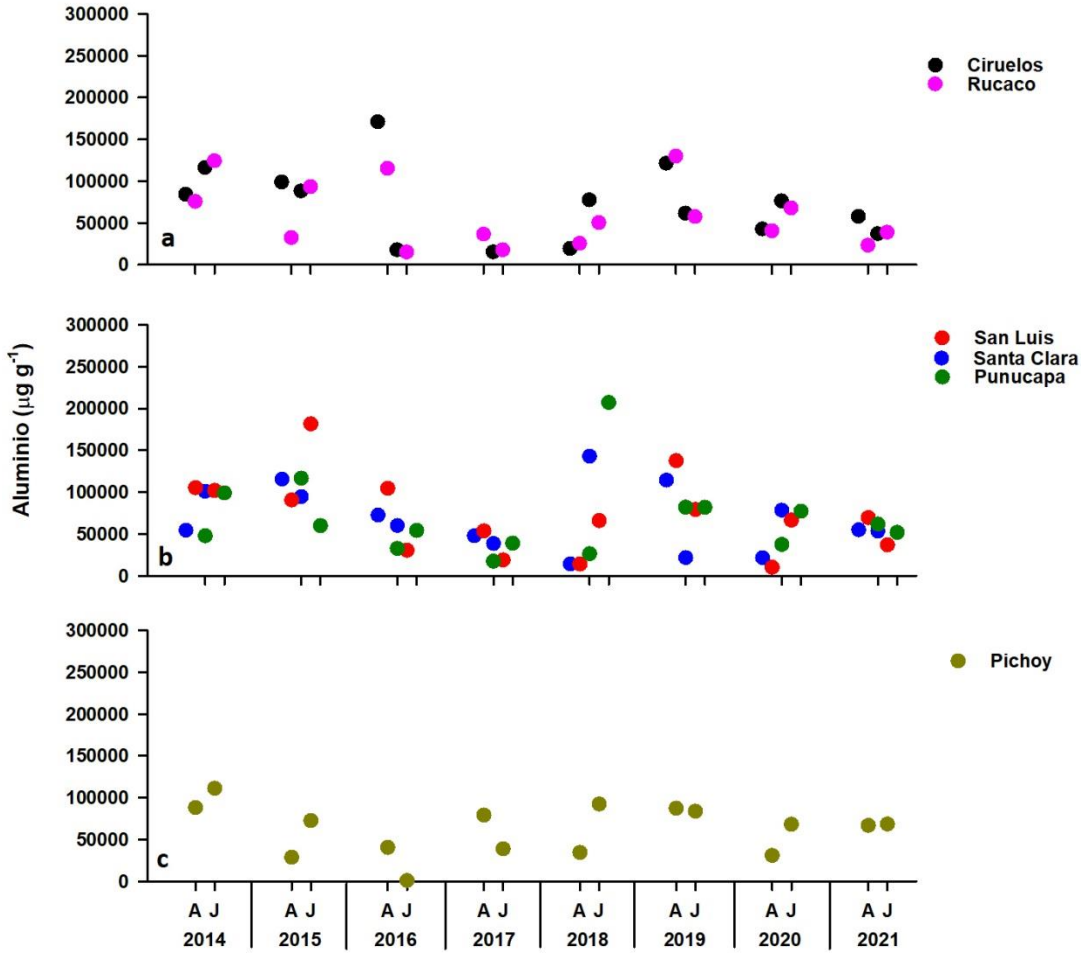


Figura 3.2.16. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario (c) del humedal del río Cruces. A=abril, J= julio.

Ácidos grasos, Ácidos resínicos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX)

Ácidos grasos

La Figura 3.2.17 y Tabla 16 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de Ácidos grasos, desde abril de 2014 a diciembre de 2021. Las concentraciones de Ácidos grasos alcanzaron sus valores máximos durante abril de 2014 y en un rango comprendido entre aproximadamente 15-30 µg L^{-1} (Fig. 3.2.17). Posteriormente, las concentraciones de Ácidos grasos fueron inferiores 2 µg L^{-1} (Fig. 3.2.17).

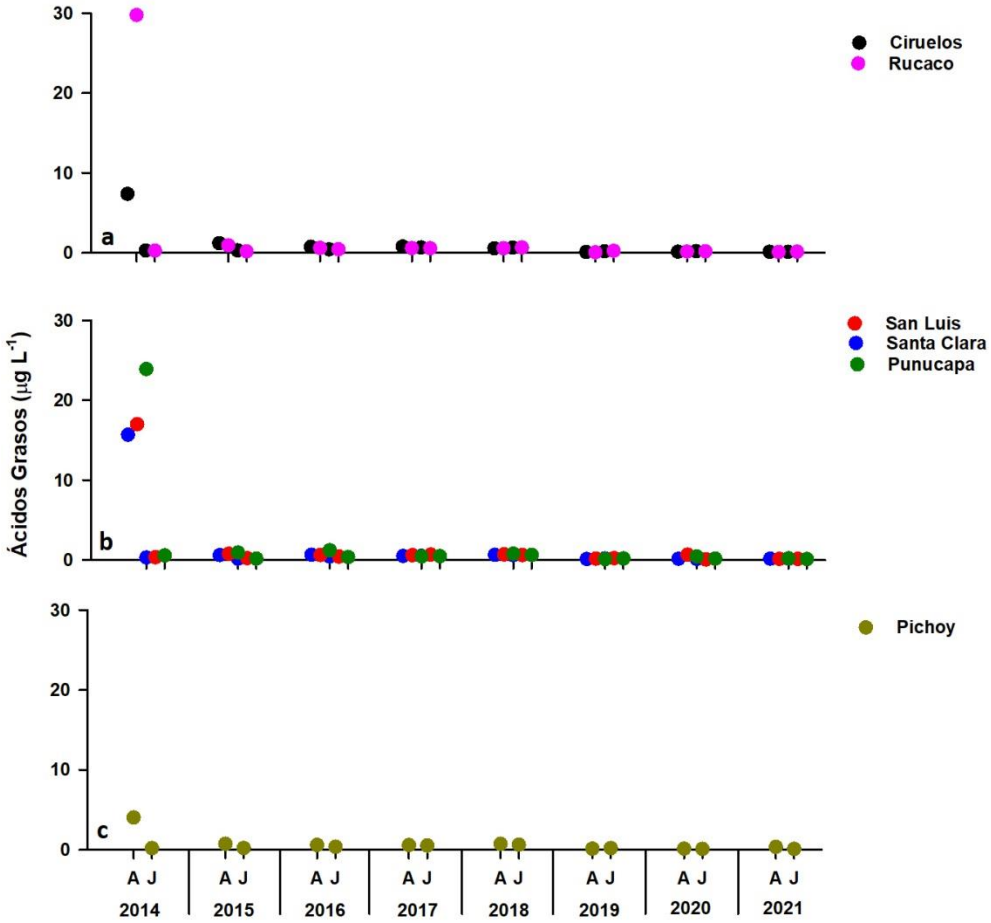


Figura 3.2.17. Comparación interanual de la variabilidad estacional de la concentración de Ácidos grasos en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario (c) del humedal del río Cruces. A=abril, J= julio.

Ácidos resínicos

No se han detectado Ácidos resínicos durante los ocho años de este Programa de Monitoreo.

Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX)

La Figura 3.2.18 y Tabla 17 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de AOX, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

En términos generales, el agua de las estaciones Ciruelos (aguas arriba del HRC) y Pichoy (río tributario del HRC), han sido las que han tenido las concentraciones más bajas de AOX ($<$ 20 µg L^{-1}) (Fig. 3.2.18). Con excepción de la concentración de AOX medida en el agua de Punucapa durante abril del año 2015 (*circa* 160 µg L^{-1}), las concentraciones más altas de estos compuestos siempre ocurrieron en aguas de la estación Rucaco y durante el período de menor caudal hídrico (abril) (hasta *circa* 60-80 µg L^{-1}). La excepción a lo anterior ocurrió durante abril y julio de 2021, cuando el agua de Rucaco (y la del resto de estaciones) presentó valores de AOX inferiores a 20 µg L^{-1} (Fig. 3.2.18).

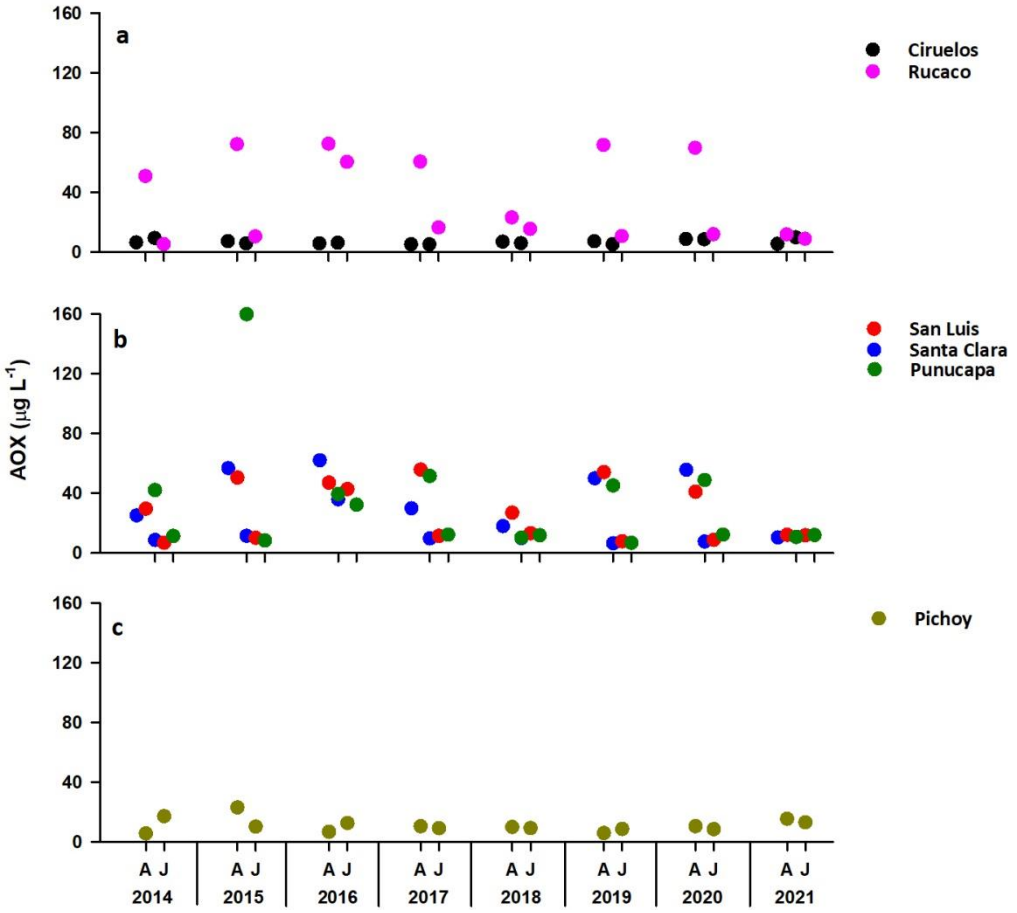


Figura 3.2.18. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de las concentraciones de los compuestos órgano-halogenados absorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario (c) del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

Análisis estadístico multivariado

En el ACP, las dos primeras componentes principales explican el 40% de la varianza total de la base de datos analizada (Fig. 3.2.19 y 3.2.20 a 3.2.24).

Comparación entre años (2014 al 2021)

El resultado del análisis por año (Fig. 3.2.19), muestra una diferenciación inter-anual estadísticamente significativa (PERMANOVA R^2=0,36; p<0,0001): la Figura 3.2.19 muestra que las elipses que incluyen puntos correspondientes a los muestreos ejecutados durante los años 2016, 2017 y 2018, tienden a segregarse verticalmente en el plano X - Y del resto de las elipses anuales, debido principalmente a las concentraciones más altas de oxígeno (O2 y O2sat), Cobre disuelto (Cu.d) y Plomo disuelto (Pb.d). Adicionalmente, la elipse que incluye puntos de muestreos efectuados en el año 2014 se diferencia espacialmente de las tres anteriores, debido a las mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), Zinc disuelto (Zn. d) y Aluminio particulado (Al.p) (Fig. 3.2.19).

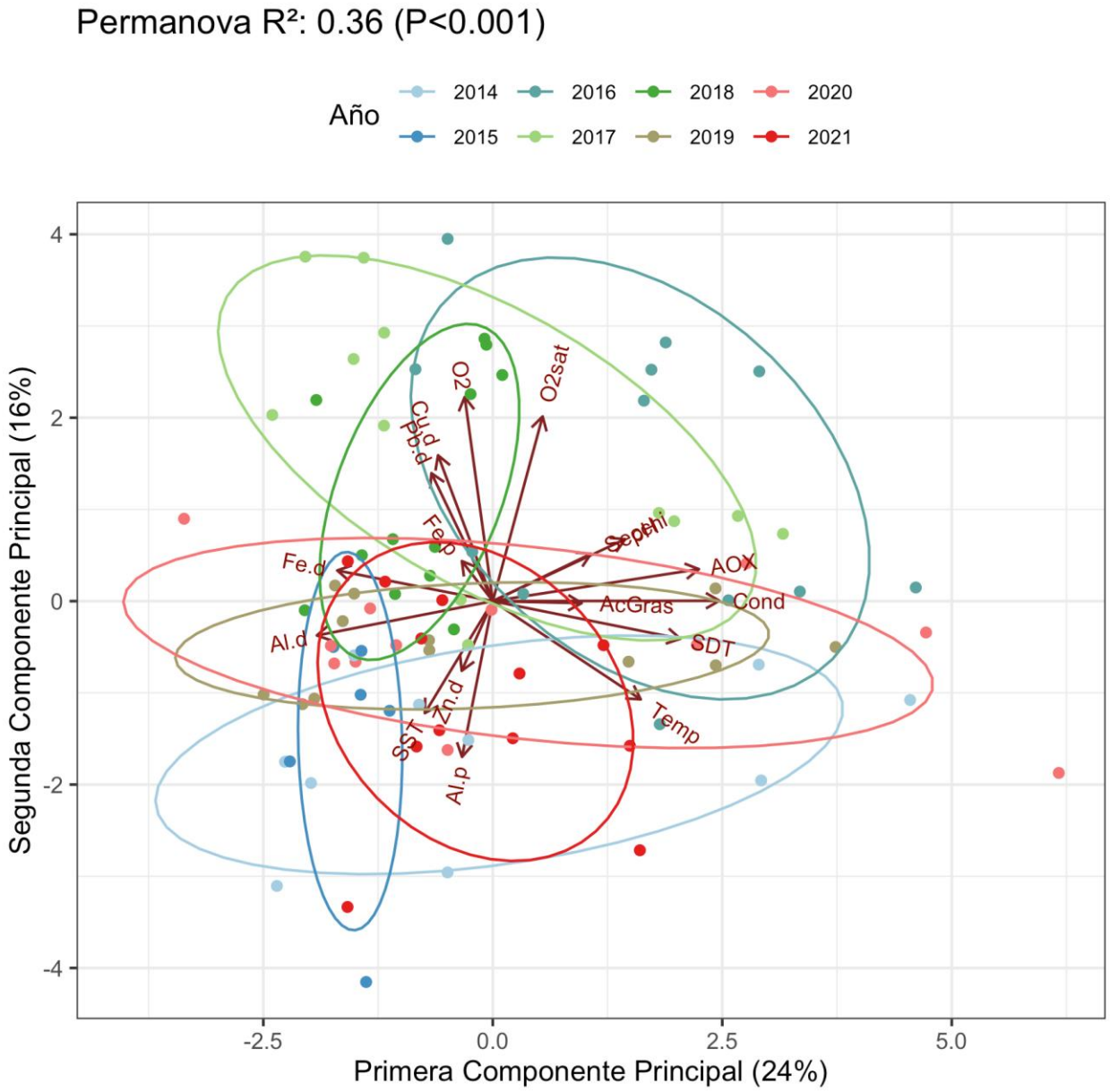


Figura 3.2.19. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua: puntajes agrupados por años de muestreo (2014 al 2021). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Los resultados de un análisis de tendencias de Mann y Kendall revelaron que, del total de los parámetros analizados en el agua superficial del área de estudio, sólo el Zinc disuelto mostró una tendencia ascendente estadísticamente significativa (Tabla 3.2.5). En la Figura 3.2.20 se entrega el "boxplot" y análisis de tendencia del Zinc disuelto, observándose en términos generales, un incremento en las concentraciones medidas a contar de abril de 2018, con concentraciones más altas en abril 2021.

Tabla 3.2.5. Resultado de la prueba de Mann y Kendall para el análisis de tendencias en parámetros medidos en el agua superficial. "+" indica la existencia de una tendencia ascendente estadísticamente significativa.

Parámetro	Tau	valor-p	
temperatura	-0,1925	0,3214	
pH	0,1345	0,4986	
Conductividad	-0,0333	0,8926	
Sólidos disueltos totales (SDT)	0,0500	0,8219	
Oxígeno disuelto	-0,1429	0,4884	
Saturación de Oxígeno	-0,2333	0,2241	
Sólidos suspendidos totales (SST)	-0,0667	0,7526	
Transparencia	-0,4268	0,0242	
Metales pesados disueltos			
Hierro	0,3000	0,1151	
Aluminio	0,0667	0,7526	
Cobre	-0,2167	0,2604	
Zinc	0,5607	0,0029	+
Plomo	0,2092	0,2794	
Metales pesados particulados			
Hierro	-0,0500	0,8219	
Aluminio	-0,2167	0,2604	
Compuestos orgánicos			
Ácidos grasos	-0,5000	0,0079	
AOX	-0,0833	0,6853	

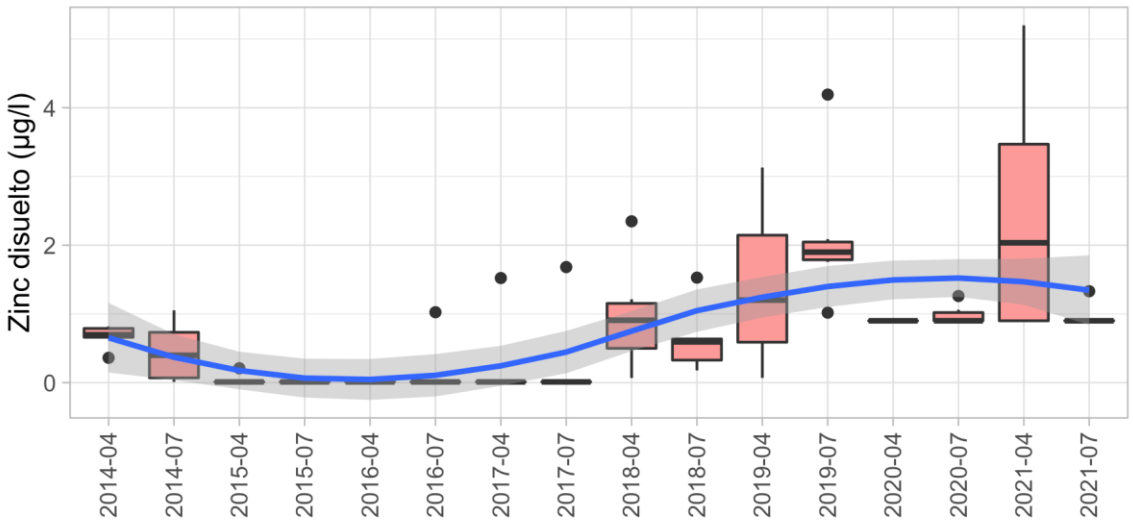


Figura 3.2.20. Boxplot y análisis de tendencia para Zinc disuelto medido en aguas superficiales del río Cruces. En el eje X se entrega la fecha de las campañas de monitoreo.

Comparación entre temporadas (abril *vs* julio, años 2014 al 2021)

El resultado del análisis por temporadas (Fig. 3.2.21), muestra una diferenciación estadísticamente significativa entre las mismas (PERMANOVA R^2=0,19; p<0,0001): la Figura 3.2.21 muestra que las elipses que incluyen puntos correspondientes a los muestreos ejecutados durante los meses de abril y julio se separan primariamente a través del eje horizontal o X de la misma. Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), hubo valores más altos de temperatura (Temp), conductividad (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX; por el contrario, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) hubo mayores concentraciones de Hierro disuelto (Fe. d) y Aluminio disuelto (Al.d) (Fig. 3.2.21).

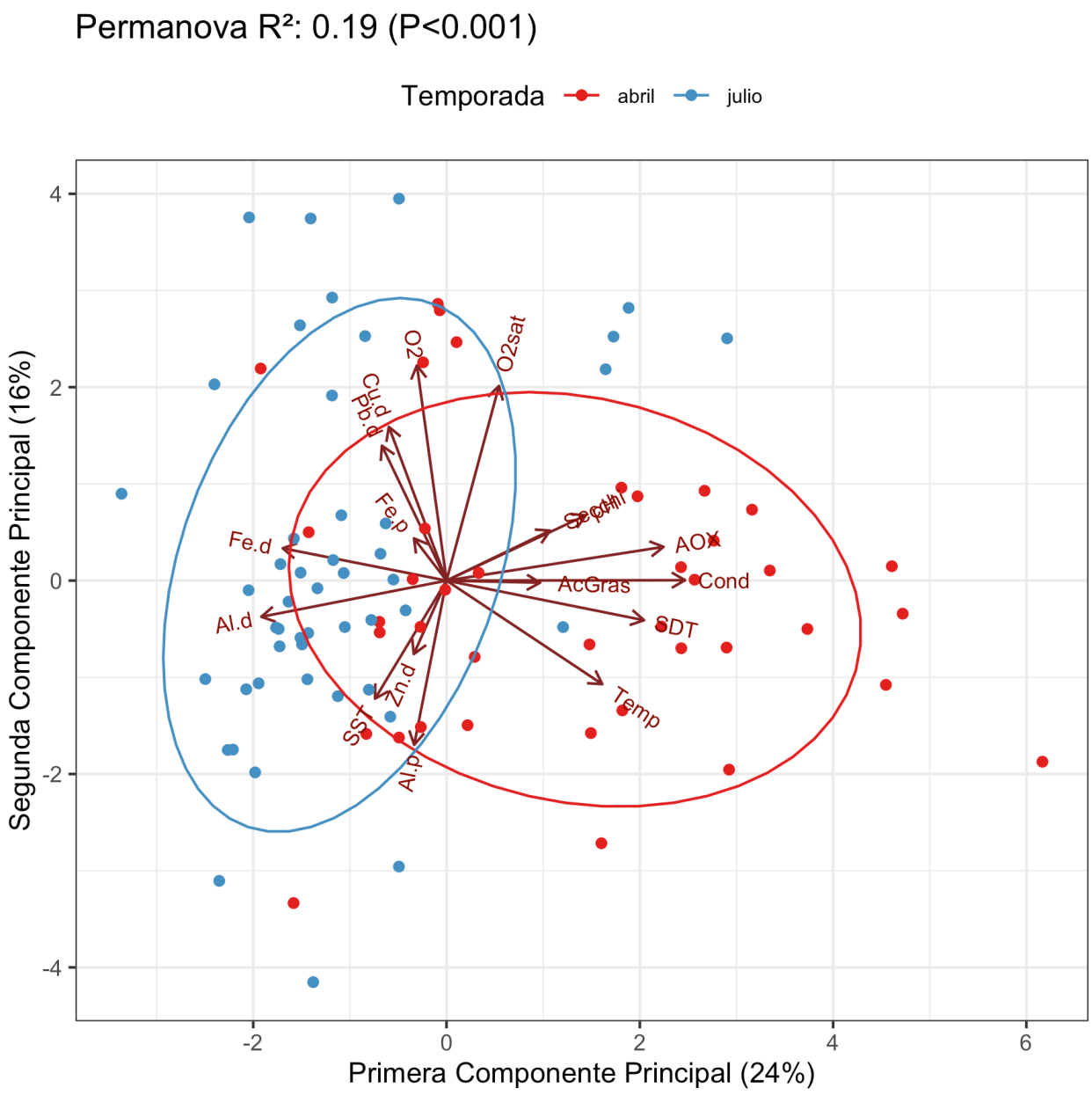


Figura 3.2.21. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial: puntajes agrupados por temporadas (abril *vs* julio). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Comparación entre estaciones (1 a 6)

En contraste a los resultados del ACP inter-anual, los del ACP agrupados por estaciones de muestreo, revelan un patrón con mayor mezcla (o sobre posición) entre las elipses que incluyen puntos correspondientes a los datos obtenidos en cada una de las seis estaciones de muestreo (Fig. 3.2.22).

Pese a que se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo (PERMANOVA R^2=0,08; p<0,001) (Fig. 3.2.22), el análisis explicó un bajo porcentaje de la variabilidad representada en la ordenación (8%), lo que indica una baja diferenciación entre las características físico - químicas del agua de cada una de las estaciones de muestreo. No obstante, el análisis visual de la Figura 3.2.22, muestra mayor variabilidad en torno a la primera componente principal: las elipses que incluyen puntos correspondientes a los muestreos realizados en las estaciones 2 a 5 (Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa), están más desplazadas hacia la derecha de la figura, debido a valores más altos de temperaturas (Temp), conductividades (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX. Por el contrario, las elipses que incluyen puntos de las estaciones 1 y 6 (Ciruelos y Pichoy, respectivamente) se ubican hacia la izquierda de la Fig. 3.2.22, debido a la ocurrencia en aguas de las mismas, de valores más altos de Hierro disuelto (Fe. d) y Aluminio disuelto (Al. d) (Fig. 3.2.22).

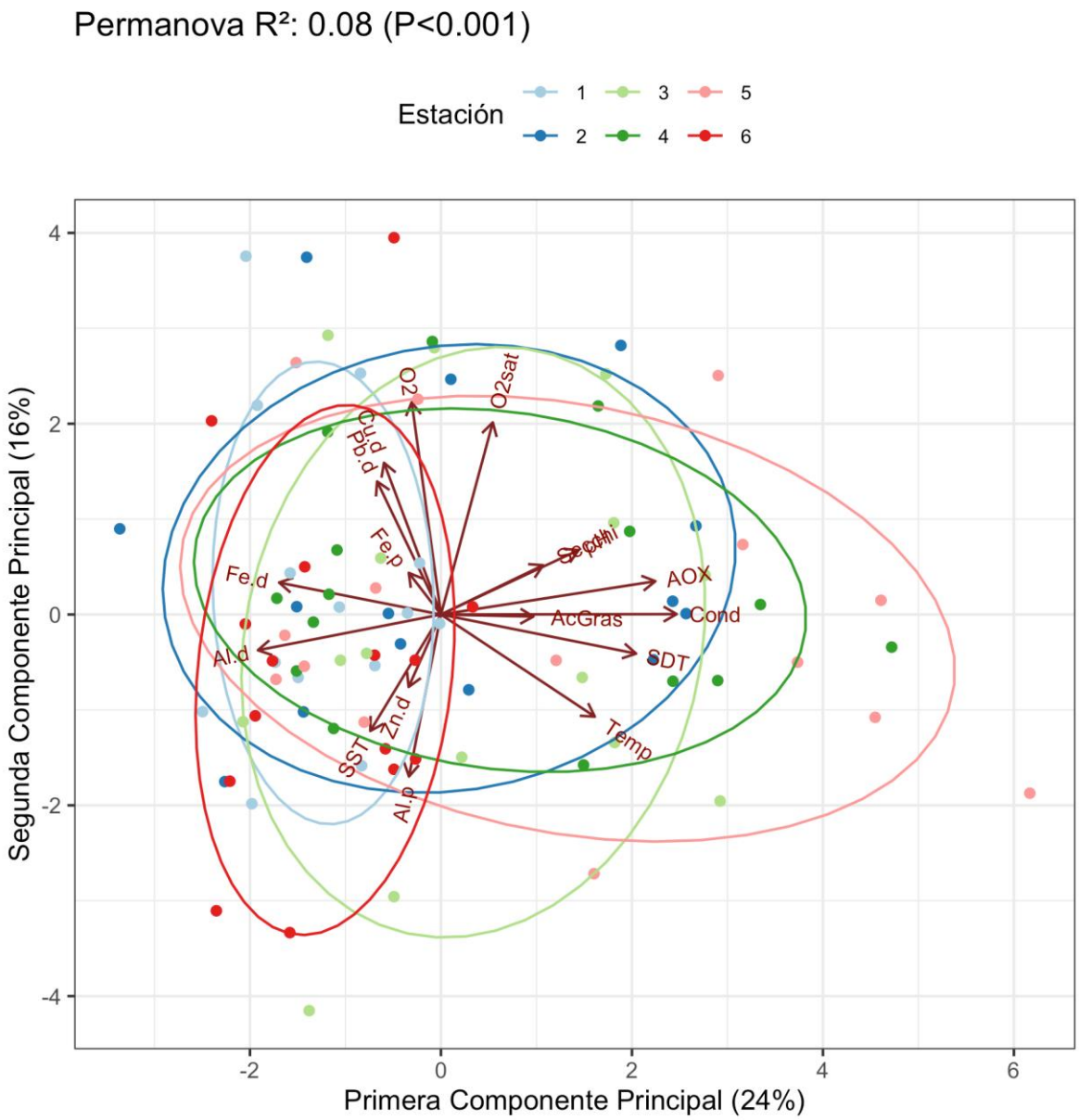


Figura 3.2.22. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial: puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Un análisis espacial realizado de modo independiente para cada temporada reveló que durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), se acentúan las diferencias entre estaciones de muestreo (Fig. 3.2.23), ya que el análisis ahora explica el 34% de la variabilidad de la ordenación (PERMANOVA R^2=0,34). Similar a los resultados de las comparaciones espaciales realizadas con datos de ambas temporadas (Fig.3.2.22), este análisis revela que durante la época de menor caudal hídrico y a lo largo de la primera componente principal, las elipses que incluyen puntos correspondientes a los muestreos realizados en las estaciones 2 a 5 (Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa), están más desplazadas hacia la derecha de la figura, debido a valores más altos de temperaturas (Temp), conductividades (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX (Fig. 3.2.23). Por el contrario, las elipses que incluyen puntos de las estaciones 1 y 6 (Ciruelos y Pichoy, respectivamente) se ubican hacia la izquierda de la Fig. 3.2.22 (más separadas del resto), debido a que, en el agua superficial de las mismas, se encontraron valores más altos de, por ejemplo, Hierro disuelto (Fe. d) y Aluminio disuelto (Al. d) (*cf*. Fig. 3.2.10 y 3.2.11 con Fig. 3.2.23).

En contraste a lo anterior, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio), las diferencias espaciales desaparecen completamente, observándose una alta sobreposición de las elipses que incluyen puntos de cada estación de muestreo (Fig. 3.2.24). En este caso, el PERMANOVA no arrojó diferencias estadísticamente significativas (R^2=0,06; P=0.836), siendo aún más bajo el valor de R^2 o porcentaje de explicación (6%) a la variabilidad observada en el conjunto analizado de datos (Fig. 3.2.24).

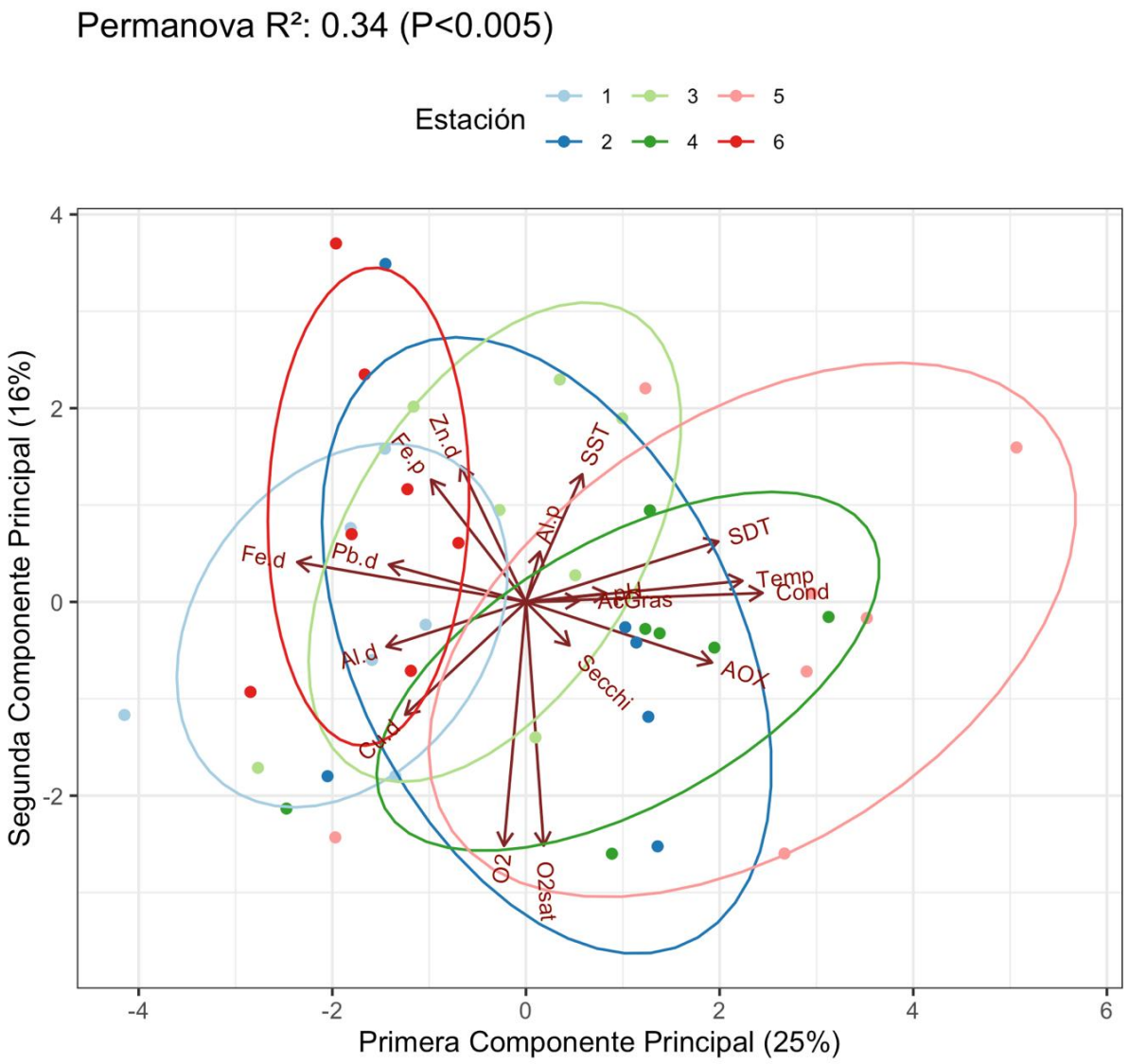


Figura 3.2.23. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial durante la temporada de bajo caudal hídrico (abril): puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

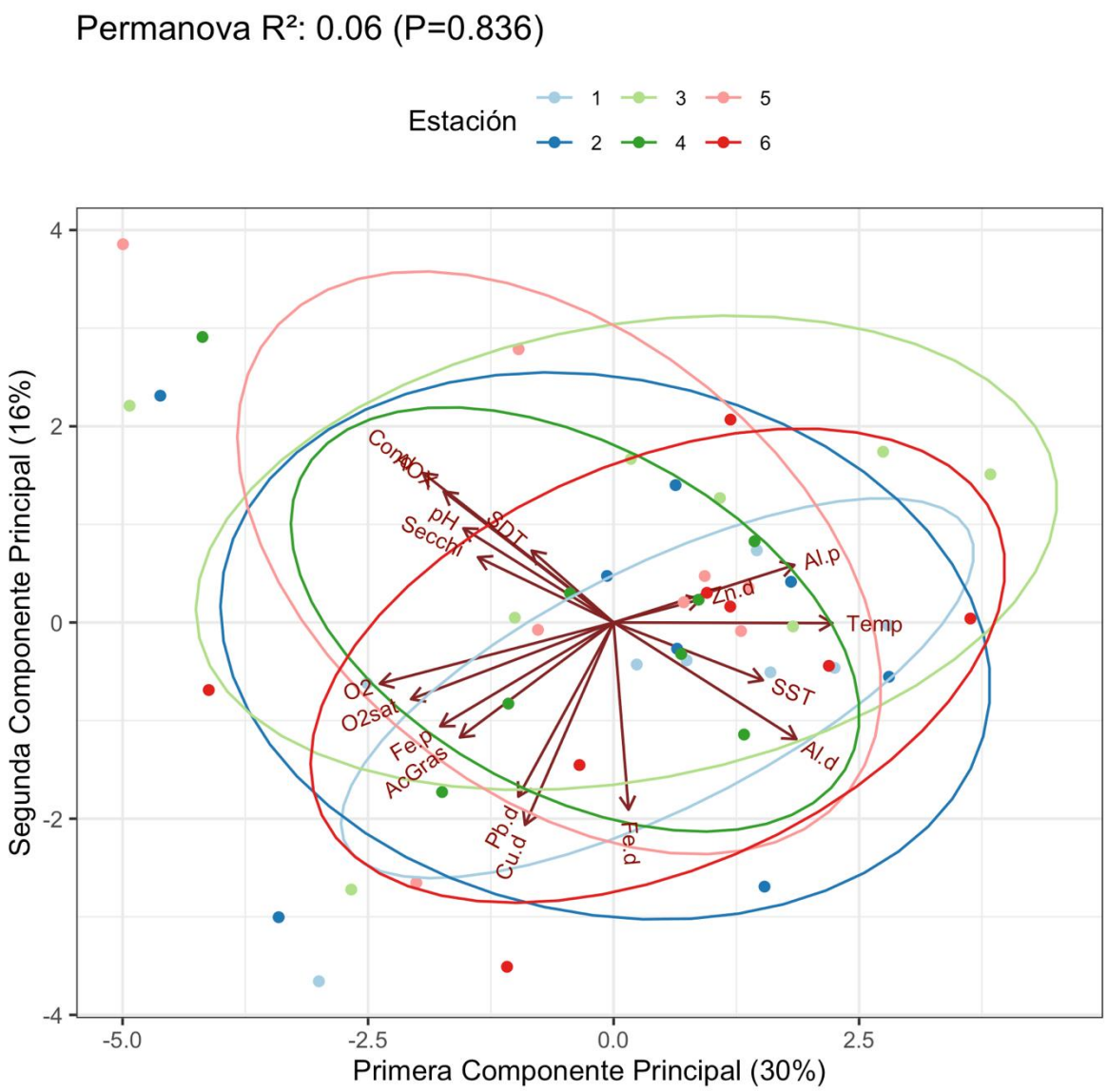


Figura 3.2.24. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio): puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

CONCLUSIONES

• Las temperaturas más altas del agua superficial ocurrieron durante los períodos estivales (valores > 20 °C) y las más bajas durante las estaciones de otoño e invierno (valores < 15 °C).

• Aun cuando no se presentan diferencias o patrones definidos para la variabilidad espacial del pH, los datos si muestran que en general los valores más bajos ocurrieron en el río tributario Pichoy.

• La conductividad del agua superficial mostró valores más altos y mayor variabilidad en magnitud en las estaciones agrupadas en el eje central del HRC (*i.e*., Santa Clara y Punucapa) y durante el período enero a abril (hasta *circa* 1000-5000 µS/cm), temporada de menor caudal hídrico. Las concentraciones de sólidos disueltos totales (SDT), siguen el mismo patrón de la conductividad.

• El agua superficial de toda el área de estudio, muestra altas concentraciones y saturaciones de oxígeno (8 - 14 mg/L y 80 - 120%, respectivamente).

• En términos generales, el contenido de SST fue menor durante el período estival y mayor durante el período invernal, situación probablemente relacionada a mayor cantidad de lluvia caída, escorrentía superficial y aumento del caudal hídrico, lo que resulta en mayor transporte de SST.

• La transparencia del agua fue en general menor durante las campañas realizadas en los periodos de alto caudal hídrico correspondientes a los meses de julio y agosto.

• Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2021, se detectó mayor diferenciación espacial que durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio). Por ejemplo, durante la primera temporada, los valores de temperatura y conductividad fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en aguas superficiales de Punucapa (estación 5), a la vez que los de sólidos disueltos totales, mostraron lo propio en aguas de Santa Clara y Punucapa (estaciones 4 y 5). También se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre estaciones, al comparar valores de concentraciones y saturaciones de oxígeno y transparencia del agua. Por el contrario, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) no se detectaron

diferencias significativas (p>0,05), al comparar los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, sólidos disueeltos totales, concentraciones de oxíigeno y sólidos suspendidos totales.

• Hierro y Aluminio disuelto, han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio: hasta valores promedio cercanos a 180 µg L^{-1} y un valor máximo aproximado de 240 µg L^{-1}, para el caso del Hierro y 25 y 150 µg L^{-1} como valores promedio y máximo para el Aluminio. No se econtraron tendencias estacionales claras para el Hierro disuelto, en cuanto a la eventual relación concentraciones más altas - tipo de temporada referida a caudal hídrico. Por el contrario, en la mayoría de las estaciones de muestreo, las concentraciones de Aluminio disuelto fueron más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico.

• Las concentraciones de Hierro y Aluminio disuelto han sido notoriamente más altas que las de Cobre, Zinc y Plomo disueltos (con valores cercanos o inferiores a 1,5 µg L^{-1}, 4,0 µg L^{-1} y 0,05 µg L^{-1}).

• Las concentraciones de Hierro y Aluminio particulados variaron entre aproximadamente 200.000 a 250.000 µg g^{-1} y 100.000 a 200.000 µg g^{-1}. No se observaron tendencias claras para el Hierro y Aluminio particulado, en cuanto a en que temporada (referida a caudal hídrico) ocurrieron sus concentraciones más altas.

• Durante todo el período de estudio y en base a la técnica utilizada en los análisis, no se detectó la presencia de Ácidos resínicos en el agua superficial del HRC.

• En general, el agua de las estaciones Ciruelos (aguas arriba del HRC) y Pichoy (río tributario del HRC), han sido las que han tenido las concentraciones más bajas de AOX, mientras que la de la estación Rucaco es la que ha tenido las concentraciones más altas de estos compuestos y durante el período de menor caudal hídrico (abril).

• Los resultados del análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, ejecutado para las bases de datos de monitoreo de calidad de agua superficial del HRC, muestran una mayor diferenciación temporal que espacial. Esa diferenciación temporal incluye mayores concentraciones de oxígeno, cobre disuelto y plomo disuelto durante los años 2016, 2017 y 2018 y mayores concentraciones de sólidos

suspendidos totales, Zinc disuelto y Aluminio particulado durante el año 2014. Con la excepción del Zinc disuelto (tendencia al ascenso), las comparaciones inter-anuales no muestran tendencias significativas al ascenso en los valores de los parámetros analizados.

- La ausencia de diferenciación espacial resultante del análisis anteriormente mencionado resulta del hecho de incluir de modo simultáneo en el ACP, datos de ambas temporadas de muestreo, definidas estas por sus diferencias en cuanto a caudal hídrico.
- Los resultados del análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, realizados con datos de cada temporada, muestran un notorio contraste entre las mismas: durante la de menor caudal hídrico (abril), hubo valores más altos de temperatura (Temp), conductividad (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX, a la vez que durante la de mayor caudal hídrico (julio), hubo mayores concentraciones de Hierro y Aluminio disueltos (Fe.d y Al.d, respectivamente) en el agua superficial del HRC.
- El análisis de componentes principales (ACP) y PERMANOVA, realizado para comparar estaciones de muestreo dentro de temporadas referidas a caudal hídrico, reveló diferencias espaciales estadísticamente significativas ($p<0,05$) durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), pero no durante la temporada de caudales más altos (julio). Los resultados gráficos de abril muestran una separación de las estaciones 2 a 5 (Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) de las 1 y 6 (Ciruelos y Pichoy). El agua superficial de las primeras tuvo valores más altos de temperaturas (Temp), conductividades (Cond), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX, mientras que las segundas tuvieron valores más altos de Hierro y aluminio disueltos (Fe.d y Al.d, respectivamente).
- La ausencia de diferencias en cuanto a calidad de agua superficial entre las estaciones comparadas con los datos de la temporada de mayor caudal hídrico, está probablemente relacionada con: i) aumento del volumen de agua en el HRC debido a mayor pluviometría y consecuentemente mayor capacidad de dilución, y ii) mezcla

permanente de las aguas del eje central del HRC (río Cruces desde San Luis al sur y río Chorocamayo) con la de los ríos tributarios, ya que toda esta área es afectada por mareas llenantes y vaciantes.

REFERENCIAS

Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology, 26(1), 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Cayuela, L. (2011). Análisis Multivariante. Área de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos. Madrid, España. 26 pp.

Jolliffe, I. T. (2002). Principal Component Analysis. Springer Series in Statistics. New York: Springer-Verlag. doi:10.1007/b98835. ISBN 978-0-387-95442-4.

Kendall, M.G. 1975. Rank Correlation Methods, 4th edition, Charles Griffin, London. 202 pp.

Mann HB (1945) Non-parametric tests against trend. Econometrica 13(13):245-259

Oksanen J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R. B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-5. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Sokal R, Rohlf F (1995) Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman, New York 877 p

Vu V.Q. (2011). ggbiplot: A ggplot2 based biplot. R package version 0.55. http://github.com/vqv/ggbiplot

ANEXO 1

Estaciones y fechas de muestreo

Tabla 1. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril, julio y agosto del año 2014.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	07-abr-14	01-ago-14
2 (sector Rucaco)	07-abr-14	01-ago-14
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-14	01-ago-14
4 (sector Santa Clara)	09-abr-14	29-jul-14
5 (sector Punucapa)	09-abr-14	29-jul-14
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-14	30-jul-14

Tabla 2. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2015.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	08-abr-2015	27-jul-2015
2 (sector Rucaco)	08-abr-2015	27-jul-2015
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015	27-jul-2015
4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015	28-jul-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015	28-jul-2015
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	07-abr-2015	28-jul-2015

Tabla 3. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2016.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	06-abr-2016	06-jul-2016
2 (sector Rucaco)	06-abr-2016	06-jul-2016
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	06-abr-2016	04-jul-2016
4 (sector Santa Clara)	05-abr-2016	04-jul-2016
5 (sector Punucapa)	05-abr-2016	04-jul-2016
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	04-abr-2016	05-jul-2016

Tabla 4. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2017.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2017	12-jul-2017
2 (sector Rucaco)	12-abr-2017	12-jul-2017
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	11-abr-2017	10-jul-2017
4 (sector Santa Clara)	11-abr-2017	10-jul-2017
5 (sector Punucapa)	11-abr-2017	10-jul-2017
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-2017	11-jul-2017

Tabla 5. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2018.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	18-abr-2018	11-jul-2018
2 (sector Rucaco)	18-abr-2018	11-jul-2018
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	17-abr-2018	10-jul-2018
4 (sector Santa Clara)	17-abr-2018	10-jul-2018
5 (sector Punucapa)	17-abr-2018	10-jul-2018
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	16-abr-2018	09-jul-2018

Tabla 6. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2019.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	17-abr-2019	04-jul-2019
2 (sector Rucaco)	17-abr-2019	04-jul-2019
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	16-abr-2019	03-jul-2019
4 (sector Santa Clara)	16-abr-2019	03-jul-2019
5 (sector Punucapa)	16-abr-2019	03-jul-2019
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	15-abr-2018	02-jul-2019

Tabla 7. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2020.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	21-abr-2020	27-jul-2020
2 (sector Rucaco)	21-abr-2020	27-jul-2020
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	22-abr-2020	28-jul-2020
4 (sector Santa Clara)	22-abr-2020	28-jul-2020
5 (sector Punucapa)	22-abr-2020	28-jul-2020
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	22-abr-2020	28-jul-2020

Tabla 8. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y agosto del año 2021.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	28-abr-2021	17-agost-2021
2 (sector Rucaco)	28-abr-2021	17-agost-2021
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	27-abr-2021	17-agost-2021
4 (sector Santa Clara)	27-abr-2021	18-agost-2021
5 (sector Punucapa)	27-abr-2021	18-agost-2021
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	27-abr-2021	18-agost-2021

Tabla 9. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y agosto del año 2022.

estaciones	**período de menor caudal**	**período de mayor caudal**
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2022	17-agost-2022
2 (sector Rucaco)	12-abr-2022	17-agost-2022
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	13-abr-2022	17-agost-2022
4 (sector Santa Clara)	13-abr-2022	18-agost-2022
5 (sector Punucapa)	13-abr-2022	18-agost-2022
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	12-abr-2022	18-agost-2022

ANEXO 2

Tabla 1. Comparación inter-anual de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	temperatura (°C)										
estaciones	**2014**		**2015**								
	abr	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)											
1 (sector Ciruelos)	13,1	10,3	16,2	12,7	10,4	10,5	11,0	10,8	12,6	14,2	14,9
2 (sector Rucaco)	13,6	10,5	17,0	13,4	10,5	10,6	10,3	11,2	12,0	14,7	14,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)											
3 (sector fuerte San Luis)	13,8	11,7	16,5	12,7	10,9	10,5	10,5	11,2	11,9	16,2	16,2
4 (sector Santa Clara)	14,7	10,5	17,2	13,5	10,2	10,8	11,1	12,7	14,9	16,7	18,1
5 (sector Punucapa)	15,1	10,4	17,7	13,5	10,3	11,0	11,4	12,6	14,9	17,5	19,3
Río tributario del HRC (área estuarial)											
6 (río Pichoy)	13,3	10,2	15,7	12,6	9,6	10,5	10,7	11,8	12,9	14,3	16,8

	temperatura (°C)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	20,2	20,1	18,3	12,8	12,0	7,7	6,3	9,8	13,1	15,0	16,5	19,9
2 (sector Rucaco)	20,8	19,8	18,7	13,4	12,9	9,2	7,4	10,2	12,5	16,1	17,3	20,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector Fuerte San Luis)	22,4	21,4	19,3	14,1	12,8	8,2	6,5	10,5	12,8	15,8	19,5	22,7
4 (sector Santa Clara)	24,4	22,8	21,2	15,7	13,2	8,6	6,6	9,7	14,3	18,8	23,2	23,2
5 (sector Punucapa)	23,5	22,7	20,7	16,3	13,6	9,4	7,7	9,9	14,4	18,9	23,3	23,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	23,2	22,0	20,3	15,5	12,0	7,3	6,1	9,6	13,4	16,7	23,5	23,1

estaciones	temperatura (°C) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	21,9	22,2	16,5	12,4	8,4	10,5	7,2	9,5	10,4	11,6	SD	15,5
2 (sector Rucaco)	21,0	21,8	17,8	13,2	8,9	10,8	7,5	9,6	11,0	12,1	SD	16,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	22,4	21,6	17,2	14,1	9,7	11,0	8,9	10,0	10,4	12,1	13,4	17,9
4 (sector Santa Clara)	23,3	21,8	18,4	15,2	9,4	10,5	8,8	9,7	11,7	14,1	SD	19,8
5 (sector Punucapa)	22,6	22,0	18,6	16,2	8,6	10,2	8,8	9,5	11,8	15,8	19,7	19,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	23,2	21,7	17,0	14,3	9,0	10,0	8,8	9,3	10,0	12,8	18,2	19,5

estaciones	temperatura (°C) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	17,7	18,7	14,9	11,1	8,7	9,7	9,4	8,1	10,4	SD	14,8	18,4
2 (sector Rucaco)	18,5	18,7	15,3	11,5	9,3	10,0	9,5	8,2	10,6	SD	15,1	18,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	19,7	20,6	14,7	12,0	10,5	9,5	8,5	9,9	10,4	SD	15,7	17,5
4 (sector Santa Clara)	21,4	22,0	15,8	12,8	10,2	9,7	8,5	10,0	12,2	SD	18,7	20,3
5 (sector Punucapa)	21,6	21,4	16,5	13,5	10,5	9,5	9,5	10,0	12,6	SD	19,3	20,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	20,0	20,7	14,4	12,4	9,7	8,7	7,9	9,4	11,2	SD	17,9	18,4

estaciones	temperatura (°C) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	18,5	19,5	16,1	12,9	10,8	9,0	9,1	9,9	12,2	12,4	15,8	17,6
2 (sector Rucaco)	19,8	20,0	17,6	13,8	11,0	9,1	9,2	10,4	12,4	13,3	16,5	19,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	19,2	21,2	SD	13,5	9,0	9,4	8,9	9,6	11,6	13,2	15,7	19,6
4 (sector Santa Clara)	22,3	22,2	18,4	14,3	8,5	9,6	8,5	10,2	15,1	16,4	17,4	21,8
5 (sector Punucapa)	21,1	21,7	17,9	14,8	8,8	9,7	8,3	10,0	15,9	17,3	17,6	21,6
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	22,2	21,8	16,8	13,4	7,9	9,5	7,2	9,8	15,1	14,1	17,2	21,2

estaciones	temperatura (°C) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	16,3	19,4	SD	13,2	9,6	9,6	8,6	SD	11,1	11,6	14,8	19,9
2 (sector Rucaco)	16,5	20,4	SD	14,4	10,4	9,9	8,9	SD	12,0	12,7	15,1	20,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	19,3	19,2	SD	13,5	10,3	9,9	8,6	SD	10,9	12,2	17,1	22,5
4 (sector Santa Clara)	20,0	20,0	SD	14,5	11,0	8,5	8,9	SD	13,0	14,3	18,9	24,1
5 (sector Punucapa)	21,0	19,9	SD	12,4	11,9	8,6	8,9	SD	13,5	15,7	18,8	23,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,4	19,9	SD	15,7	10,1	8,0	8,2	SD	12,5	11,4	18,6	23,6

estaciones	temperatura (°C) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	20,3	22,1		12,9	10,1	7,5	8,9	9,3	10,4	15,9	19,0	21,1
2 (sector Rucaco)	20,2	22,4		14,3	10,2	7,8	9,5	9,7	11,4	16,9	19,0	22,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	21,0	21,7	16,5	13,4	9,9	9,4	7,7	9,5	10,2	14,4	19,9	22,6
4 (sector Santa Clara)	26,0	23,2	17,3	14,5	9,9	9,7	7,8	10,6	11,6	17,7	21,9	24,8
5 (sector Punucapa)	22,1	22,1	17,7	15,2	10,4	9,8	9,5	10,3	12,8	17,3	20,5	22,6
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,3	23,9	15,9	12,9	9,9	9,1	8,8	9,6	9,4	17,8	21,4	23,8

Tabla 2. Comparación inter-anual del pH en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	pH											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,0	7,6	7,0	7,5	8,1	6,6	7,2	6,6	8,0	8,0	7,8	7,3
2 (sector Rucaco)	7,2	7,5	7,1	8,2	7,9	6,4	8,0	6,9	7,8	7,5	7,3	7,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,4	7,3	7,8	7,8	7,2	6,6	8,5	7,1	8,0	8,0	7,6	8,2
4 (sector Santa Clara)	8,3	7,5	7,8	8,1	7,8	7,0	6,8	7,0	7,4	7,9	8,7	7,5
5 (sector Punucapa)	8,1	7,2	7,2	8,3	7,8	7,2	7,1	7,4	7,6	7,9	7,8	7,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,0	7,6	6,6	7,9	8,1	6,9	6,7	7,0	7,1	7,8	7,6	6,7

	pH											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,3	8,8	8,2	8,6	8,7	9,8	9,0	8,9	8,2	8,6	8,4	8,2
2 (sector Rucaco)	8,1	8,2	8,1	8,6	8,3	9,3	8,7	8,9	8,5	8,7	8,2	8,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	9,3	9,1	9,0	9,1	8,7	9,1	9,2	8,7	8,4	7,8	7,0	7,5
4 (sector Santa Clara)	7,9	7,9	7,7	8,6	7,8	8,3	8,3	7,8	7,9	8,0	7,6	7,3
5 (sector Punucapa)	8,1	7,7	8,2	7,8	8,1	8,0	8,3	7,8	7,9	8,4	7,3	7,6
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,0	8,0	8,4	8,1	8,1	8,5	7,7	11,1	7,7	7,7	7,6	7,4

estaciones	pH 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,6	8,3	8,7	8,4	7,8	7,2	7,6	8,2	7,6	8,1	SD	8,2
2 (sector Rucaco)	7,4	8,0	8,7	7,9	8,0	7,6	7,3	8,5	7,1	8,1	SD	8,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,5	7,8	7,9	7,7	7,2	7,2	7,3	7,3	7,2	7,8	7,3	7,9
4 (sector Santa Clara)	7,5	7,4	7,7	7,0	7,1	7,1	7,5	7,3	7,4	7,8	SD	8,0
5 (sector Punucapa)	7,6	7,3	7,3	7,5	7,3	8,1	7,5	7,8	8,2	7,7	7,4	7,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,5	7,4	8,0	6,7	7,1	7,1	6,8	7,2	7,0	7,9	7,4	8,3

estaciones	pH 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,6	9,1	8,5	7,9	9,7	8,3	7,4	8,6	8,3	SD	7,8	7,6
2 (sector Rucaco)	7,9	8,5	8,1	7,9	9,2	8,2	7,5	8,2	SD	SD	7,5	7,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	7,9	9,4	7,5	8,2	7,8	7,9	7,7	7,3	SD	7,5	7,6
4 (sector Santa Clara)	7,9	7,5	8,9	7,6	8,5	8,0	7,7	7,7	7,8	SD	7,3	7,4
5 (sector Punucapa)	8,1	7,7	7,9	8,3	8,7	8,0	7,5	8,2	8,0	SD	7,4	7,5
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,4	8,2	8,6	7,5	8,2	7,9	7,2	7,9	7,9	SD	7,1	7,1

estaciones	pH 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,1	8,4	8,3	8,2	7,6	7,4	6,9	7,4	6,7	6,9	6,9	7,5
2 (sector Rucaco)	7,9	8,1	7,9	7,9	7,9	7,0	6,9	7,3	6,9	6,9	7,6	7,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,4	7,5	SD	8,0	7,6	7,0	6,6	9,1	7,5	6,6	7,0	7,2
4 (sector Santa Clara)	8,0	8,0	8,2	8,0	7,7	7,8	6,6	6,7	7,6	7,2	7,5	7,6
5 (sector Punucapa)	7,9	8,1	7,5	7,8	7,2	7,6	6,9	7,1	7,1	7,0	7,7	7,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,3	7,4	8,3	7,4	6,9	6,7	7,3	7,8	7,4	6,7	6,8	7,0

estaciones	pH 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,3	8,0	SD	7,9	8,5	8,0	8,1	SD	7,6	7,6	8,6	8,2
2 (sector Rucaco)	7,5	8,5	SD	8,1	8,5	8,0	8,4	SD	7,7	7,9	9,2	8,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	8,2	SD	9,4	8,0	7,7	8,0	SD	7,9	7,8	8,2	8,5
4 (sector Santa Clara)	8,2	8,0	SD	8,9	8,9	8,6	7,8	SD	8,2	8,8	8,2	8,8
5 (sector Punucapa)	8,1	7,7	SD	8,9	8,6	8,4	7,7	SD	7,8	8,6	8,4	8,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,8	7,9	SD	8,7	9,3	9,0	8,1	SD	9,0	8,4	8,3	9,2

estaciones	pH 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,0	8,4		7,5	7,7	8,9	8,2	7,3	7,4	7,6	7,6	7,6
2 (sector Rucaco)	8,6	9,4		7,8	8,1	8,3	8,4	7,1	7,2	7,9	7,9	8,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,5	8,7	7,2	7,2	7,8	6,6	8,5	7,1	7,6	7,3	7,2	7,3
4 (sector Santa Clara)	9,3	8,7	7,0	7,6	8,9	7,1	8,6	7,5	8,5	7,9	7,9	7,5
5 (sector Punucapa)	8,7	8,9	6,2	7,4	9,1	7,9	7,9	7,5	8,0	7,4	8,9	7,4
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	10,5	8,8	6,9	6,5	8,9	8,2	8,0	7,3	8,3	7,9	7,9	7,1

Tabla.3. Comparación inter-anual de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

estaciones	conductividad (µS/cm) 2014			2015								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	33,4	25,0	18,0	43,7	34,4	19,5	19,1	26,1	21,1	23,0	26,9	26,6
2 (sector Rucaco)	108,0	40,0	21,0	149,6	124,9	24,6	25,0	21,9	35,5	38,6	66,0	49,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	98,1	48,0	26,0	135,0	83,7	27,7	26,6	24,9	35,9	37,0	57,8	67,0
4 (sector Santa Clara)	131,7	42,0	26,0	886,0	683,3	27,8	25,2	23,4	33,7	36,0	48,6	52,1
5 (sector Punucapa)	579,9	44,0	25,0	2678,3	2371,3	25,0	24,9	24,4	32,9	37,0	46,7	79,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	30,5	25,0	19,0	111,9	92,5	23,9	20,8	19,9	22,9	24,5	24,7	24,7

estaciones	conductividad (µS/cm) 2016											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	38,9	40,5	40,6	35,7	32,7	30,9	28,1	20,9	25,3	28,2	33,6	41,6
2 (sector Rucaco)	128,7	158,8	165,8	145,8	106,5	102,0	103,1	36,5	43,1	62,2	76,0	135,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	115,3	155,2	159,1	131,6	93,7	92,8	83,9	37,6	44,1	55,6	77,5	123,2
4 (sector Santa Clara)	228,4	332,2	1142,0	438,5	128,4	169,2	241,5	27,4	43,7	51,1	66,0	92,1
5 (sector Punucapa)	824,0	1815,3	4840,3	3552,7	488,9	578,3	1263,3	29,8	40,5	49,8	62,5	141,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	38,4	43,2	94,6	41,7	39,8	39,8	78,9	26,4	28,3	30,8	39,9	45,7

estaciones	conductividad (µS/cm) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	47,3	50,2	45,2	37,6	28,5	25,0	23,9	25,2	26,1	27,0	SD	36,2
2 (sector Rucaco)	174,2	133,1	147,9	128,5	67,6	38,9	39,6	35,3	52,8	53,9	SD	82,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	149,5	138,3	141,7	112,7	63,8	36,6	37,1	37,3	42,8	48,7	45,6	72,8
4 (sector Santa Clara)	107,7	305,0	324,9	143,6	46,5	34,2	38,7	30,1	41,5	47,3	SD	61,1
5 (sector Punucapa)	205,0	1535,7	2422,7	845,0	50,6	33,4	35,1	32,7	37,1	43,8	48,0	60,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	63,7	171,6	56,7	45,4	30,9	29,0	27,5	26,4	28,0	30,7	36,0	40,2

estaciones	conductividad (µS/cm) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	41,9	47,5	37,3	30,9	27,9	25,8	24,1	23,6	37,5	SD	26,4	32,7
2 (sector Rucaco)	155,9	176,3	109,7	64,0	54,3	46,0	38,2	32,1	52,4	SD	26,7	83,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	123,8	156,3	82,1	59,1	47,5	42,2	36,2	39,5	34,4	SD	33,6	66,3
4 (sector Santa Clara)	96,5	476,3	67,1	53,0	44,3	40,0	32,3	32,7	33,2	SD	40,9	59,2
5 (sector Punucapa)	92,1	1910,3	115,2	46,3	45,2	36,0	33,6	31,9	32,7	SD	42,3	136,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	37,7	48,5	35,2	32,3	29,5	27,6	25,6	26,3	26,6	SD	31,0	29,7

estaciones	conductividad (µS/cm) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	36,8	42,2	38,9	35,8	23,3	19,6	19,8	21,4	24,7	26,8	32,0	35,0
2 (sector Rucaco)	121,6	139,8	146,4	101,1	33,2	25,9	27,3	43,5	31,7	31,9	69,7	92,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	85,6	128,3	SD	97,0	29,3	21,9	25,3	35,0	41,9	31,9	43,8	98,1
4 (sector Santa Clara)	76,0	139,1	976,0	809,3	31,2	31,1	25,2	31,1	42,4	33,5	41,4	63,1
5 (sector Punucapa)	96,3	869,0	3045,3	2850,0	32,4	31,4	24,6	27,1	44,1	33,9	44,4	60,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	31,6	32,8	66,7	44,1	21,4	21,2	20,8	23,7	38,7	28,3	34,2	56,8

estaciones	conductividad (µS/cm) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	38,0	51,9	SD	37,9	32,7	28,0	18,0	SD	23,9	26,8	32,8	40,3
2 (sector Rucaco)	114,7	260,3	SD	104,2	69,7	25,9	23,6	SD	39,0	46,2	71,0	95,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	108,9	171,1	SD	90,9	60,9	26,8	25,5	SD	37,5	46,7	73,7	113,2
4 (sector Santa Clara)	195,0	75,4	SD	1266,0	74,0	30,0	25,0	SD	36,3	44,0	68,2	89,3
5 (sector Punucapa)	97,2	244,4	SD	3337,7	103,9	27,2	23,2	SD	40,4	55,2	86,3	208,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	43,9	77,1	SD	34,8	36,8	25,3	19,4	SD	33,4	26,4	53,4	43,4

estaciones	conductividad (µS/cm) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	45,7	53,5		40,1	25,4	23,7	25,7	25,6	24,9	33,0	32,0	38,5
2 (sector Rucaco)	107,1	135,1		130,1	36,7	40,6	36,6	38,7	38,8	59,0	87,4	113,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	70,8	124,2	71,4	98,8	35,7	39,3	36,9	32,2	35,1	51,2	82,5	102,6
4 (sector Santa Clara)	171,0	1699,0	986,7	1464,3	39,4	34,8	34,5	115,8	34,8	51,9	69,8	362,1
5 (sector Punucapa)	3541,7	5000,6	5213,3	3971,5	49,1	43,1	496,7	261,5	40,5	56,4	85,0	1057,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	42,2	1628,0	69,7	63,2	39,7	31,0	29,8	29,8	26,5	48,0	38,6	71,3

Tabla 4. Comparación inter-anual de los sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	SDT (mg/L)											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	28,0	22,0	17,0	SD	29,3	17,6	16,9	23,4	18,9	19,5	22,1	21,5
2 (sector Rucaco)	90,0	36,0	19,0	SD	104,0	22,1	22,5	19,5	31,2	33,2	53,3	40,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	81,0	43,0	23,0	SD	71,1	24,7	24,1	22,3	31,9	31,9	45,5	52,4
4 (sector Santa Clara)	107,0	38,0	23,0	SD	572,0	25,4	22,5	20,8	28,6	29,3	37,3	39,0
5 (sector Punucapa)	465,0	38,0	23,0	SD	2030,0	24,3	21,9	21,5	28,0	29,9	35,5	58,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,0	24,0	17,0	SD	78,7	22,1	18,6	17,6	20,2	20,8	20,2	18,9

	SDT (mg/L)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	28,0	29,3	30,6	30,6	28,6	29,9	28,6	18,9	21,5	22,8	26,0	29,9
2 (sector Rucaco)	91,0	114,4	122,9	121,5	90,4	94,9	100,8	33,2	37,1	48,7	57,9	95,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	78,9	108,3	115,9	107,9	79,1	88,8	84,5	33,8	37,5	43,6	55,9	83,9
4 (sector Santa Clara)	149,7	226,2	799,4	348,6	107,5	159,7	241,9	25,4	35,8	37,5	44,4	62,0
5 (sector Punucapa)	552,5	1235,0	3419,0	2760,4	406,5	533,0	1211,2	27,3	33,2	36,4	42,3	97,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	25,8	29,9	67,6	33,2	34,5	39,0	80,6	24,1	23,4	24,5	26,7	31,0

estaciones	SDT (mg/L) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	32,1	34,5	35,1	31,9	27,3	22,5	23,4	23,4	23,4	23,4	SD	28,6
2 (sector Rucaco)	122,9	92,3	111,2	107,9	63,7	34,5	38,8	32,5	46,8	46,8	SD	65,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	101,8	96,2	108,1	92,5	58,5	32,5	35,1	33,8	38,4	42,3	38,4	54,6
4 (sector Santa Clara)	72,7	211,0	241,4	115,3	43,3	30,6	36,4	27,7	36,2	39,0	SD	44,2
5 (sector Punucapa)	139,8	1063,8	1744,2	658,7	48,1	30,1	33,2	30,6	32,5	34,5	34,7	44,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	42,9	119,7	43,6	36,8	28,6	26,7	27,3	24,7	25,4	26,0	26,7	29,3

estaciones	SDT (mg/L) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	31,9	35,1	30,1	27,3	26,7	23,4	22,1	22,8	33,8	SD	21,5	24,1
2 (sector Rucaco)	115,7	130,7	87,5	55,9	50,5	41,6	35,1	30,6	46,8	SD	21,5	61,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	89,7	110,9	66,3	50,6	42,9	39,0	34,5	36,4	31,2	SD	24,7	50,1
4 (sector Santa Clara)	67,6	295,4	52,7	44,9	40,3	36,8	30,6	29,9	28,4	SD	26,7	42,3
5 (sector Punucapa)	63,7	1334,7	89,3	38,4	40,7	33,2	31,2	29,3	28,0	SD	31,0	96,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	27,3	34,5	28,6	28,0	27,3	26,0	24,7	24,1	24,1	SD	23,4	22,1

estaciones	SDT (mg/L) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	27,3	29,9	30,6	30,6	20,8	18,7	18,2	19,5	21,5	22,8	25,4	26,7
2 (sector Rucaco)	87,8	100,1	110,9	83,9	33,2	24,5	25,4	39,0	27,3	26,7	54,0	67,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	62,4	89,9	SD	80,6	27,3	20,2	23,4	32,5	36,4	26,7	34,8	71,5
4 (sector Santa Clara)	52,0	94,9	728,0	654,3	29,7	28,6	24,1	28,0	33,8	26,0	31,2	43,5
5 (sector Punucapa)	67,6	604,5	2294,5	2307,5	30,6	28,6	23,4	24,7	34,5	26,0	33,8	42,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,7	22,8	51,4	36,8	21,0	19,5	20,2	21,5	31,2	28,3	26,0	38,7

estaciones	SDT (mg/L) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	29,9	57,7	SD	31,9	29,9	19,5	16,9	SD	21,5	23,4	26,7	29,3
2 (sector Rucaco)	89,1	185,6	SD	84,7	63,1	24,1	22,1	SD	35,8	39,0	56,3	69,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	79,3	125,0	SD	76,1	55,3	24,7	29,1	SD	37,2	40,3	56,6	77,4
4 (sector Santa Clara)	140,0	539,5	SD	1031,3	65,7	28,4	23,4	SD	30,6	35,8	50,1	59,2
5 (sector Punucapa)	680,3	1757,2	SD	2671,5	90,4	26,0	21,5	SD	33,8	43,6	63,7	140,6
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	30,8	55,5	SD	29,9	33,8	24,5	18,9	SD	28,6	23,4	39,7	29,3

estaciones	SDT (mg/L) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	32,5	37,1			23,4	22,9	24,1	24,1	24,9	26,0	25,0	27,3
2 (sector Rucaco)	76,7	92,3			33,8	39,2	33,8	35,1	34,5	45,3	61,0	77,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	50,1	86,5	55,3	82,6	32,5	36,4	33,8	29,9	31,9	41,6	59,6	70,2
4 (sector Santa Clara)	109,0	1144,0	751,8	1187,3	35,8	31,8	33,2	39,7	30,6	39,3	48,1	247,7
5 (sector Punucapa)	2433,2	3475,0	3934,7	3971,5	44,2	39,7	464,9	235,5	34,5	42,9	60,5	721,5
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,7	1092,0	55,2	53,3	35,3	29,3	27,9	27,3	24,7	36,4	26,7	47,2

Tabla 5. Comparación inter-anual de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	concentración de oxígeno (mg/L)											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	10,7	10,4	10,4	SD	11,3	11,1	10,7	9,4	11,2	10,8	10,6	10,0
2 (sector Rucaco)	10,8	9,9	10,6	SD	11,9	11,0	10,7	12,1	11,4	11,9	10,9	10,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,2	9,9	7,7	SD	8,8	6,6	9,0	11,9	10,3	10,7	9,2	8,2
4 (sector Santa Clara)	10,1	11,5	10,5	SD	10,3	10,1	10,7	10,1	11,8	10,2	9,9	10,6
5 (sector Punucapa)	10,0	11,0	10,7	SD	10,1	10,3	10,8	10,8	10,5	9,9	9,8	9,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	9,5	10,8	9,1	SD	9,4	9,0	9,7	9,3	10,4	10,4	9,8	10,1

	concentración de oxígeno (mg/L)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	8,7	8,3	9,2	11,1	11,6	14,4	13,7	12,9	12,4	10,9	9,9	11,9
2 (sector Rucaco)	9,3	8,4	9,0	10,6	12,4	13,6	13,6	13,5	12,3	11,3	9,7	13,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	6,1	7,1	7,5	10,2	11,1	13,0	9,3	11,4	9,1	8,1	9,7
4 (sector Santa Clara)	7,9	8,7	8,9	9,8	9,3	13,8	14,2	12,5	11,7	10,1	8,5	10,4
5 (sector Punucapa)	7,3	8,1	8,9	9,9	10,3	12,4	14,1	11,7	10,5	9,4	8,7	10,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	6,6	7,7	7,6	9,0	8,8	11,6	13,4	10,5	10,7	8,6	8,4	10,3

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,5	10,1	12,5	12,6	14,1	12,7	13,9	12,6	12,8	12,6	SD	10,9
2 (sector Rucaco)	9,7	10,5	12,0	12,0	14,6	12,5	14,0	13,9	13,1	13,0	SD	11,4
Eje central del río Cruces (sector estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,1	9,9	9,6	11,0	12,9	12,4	13,2	12,6	12,6	13,1	11,9	10,2
4 (sector Santa Clara)	8,1	9,5	10,8	12,1	14,6	11,6	12,5	13,9	13,2	13,1	SD	9,4
5 (sector Punucapa)	8,8	9,4	10,8	12,1	13,1	11,3	12,6	13,3	12,8	12,7	11,2	9,7
Río tributario del río Cruces (sector estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,5	9,1	9,8	10,9	13,0	10,7	12,1	11,8	12,1	11,3	12,1	9,5

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,9	8,3	8,3	11,8	13,7	12,8	12,2	9,1	SD	SD	SD	SD
2 (sector Rucaco)	9,7	8,8	8,8	12,5	13,9	12,8	12,0	9,7	SD	SD	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,9	8,5	11,2	11,3	12,1	12,9	13,1	9,2	SD	SD	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	9,1	9,4	11,0	11,7	12,3	12,4	12,2	9,3	SD	SD	SD	SD
5 (sector Punucapa)	8,8	9,4	11,2	11,7	12,7	12,4	12,5	7,5	SD	SD	SD	SD
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,1	7,9	10,1	10,7	10,7	12,1	11,1	9,0	SD	SD	SD	SD

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	SD	10,4	11,2	10,5	11,4	10,8	11,2	11,2	10,3	10,3
2 (sector Rucaco)	SD	SD	SD	12,0	10,8	SD	13,1	11,8	10,5	11,3	9,9	10,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	SD	SD	9,7	11,4	10,9	11,3	11,7	12,1	11,6	8,7	8,5
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	10,8	11,1	10,9	11,1	11,6	11,7	11,0	9,5	8,5
5 (sector Punucapa)	SD	SD	SD	11,4	10,9	11,2	11,6	11,6	11,1	11,1	9,6	9,6
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	SD	SD	9,5	10,4	10,1	10,3	11,0	11,2	10,1	9,2	9,2

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,7	9,5	SD	10,8	11,7	11,3	11,2	SD	11,3	10,9	8,5	7,8
2 (sector Rucaco)	8,4	8,6	SD	10,4	9,2	11,4	11,0	SD	11,2	10,6	9,0	8,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,9	7,7	SD	8,8	8,8	11,0	11,2	SD	10,5	10,2	SD	6,9
4 (sector Santa Clara)	9,4	8,8	SD	10,4	10,2	10,8	10,9	SD	10,9	9,9	SD	6,8
5 (sector Punucapa)	8,8	8,6	SD	9,1	10,3	11,0	10,7	SD	10,7	9,7	SD	7,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,4	7,4	SD	8,1	9,6	11,0	10,1	SD	10,3	9,6	SD	6,9

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,7			9,6		11,2	10,6	8,2	9,4	8,7		
2 (sector Rucaco)	7,7			8,6	10,6	11,8	11,3	8,9	9,7	8,2		
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,3		7,4	9,2	10,3		11,4	7,9	9,2	8,7		
4 (sector Santa Clara)	8,5		8,7	10,6	10,4	11,1	11,3	7,9	8,4	7,9		
5 (sector Punucapa)	7,6		8,5	8,6	10,0	10,3	10,5	7,8	8,4	9,2		
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,4		7,6	8,1	8,9	7,9	9,5	7,2	8,6	8,6		

Tabla 6. Comparación inter-anual de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC).

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	101,5	92,0	92,6	105,9	106,2	98,8	95,5	85,0	101,7	102,6	103,1	100,1
2 (sector Rucaco)	104,4	88,1	94,6	104,3	114,3	98,6	96,2	107,6	104,2	112,0	107,5	104,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	79,0	88,7	71,0	71,8	83,2	59,8	80,9	107,0	94,9	101,4	94,8	84,0
4 (sector Santa Clara)	99,3	102,0	94,0	113,7	99,6	89,5	96,7	92,0	111,4	101,0	101,6	116,4
5 (sector Punucapa)	99,2	101,1	95,5	113,1	98,7	91,6	98,8	102,1	100,4	98,0	102,2	106,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	90,8	93,4	80,7	90,8	89,6	79,3	87,3	86,0	96,9	98,7	96,3	103,8

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	97,3	91,7	98,5	106,7	108,6	120,7	111,9	116,3	117,9	108,0	100,9	130,4
2 (sector Rucaco)	103,9	93,2	97,2	101,2	117,3	117,8	111,3	123,8	117,3	115,2	101,6	144,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	85,4	68,6	78,5	73,3	98,1	95,9	105,7	84,2	110,8	92,2	88,4	112,0
4 (sector Santa Clara)	94,4	100,1	100,7	98,9	89,1	118,2	116,0	112,3	113,9	109,1	100,3	122,7
5 (sector Punucapa)	86,2	95,1	101,1	102,0	100,1	110,3	118,6	103,9	101,6	101,9	102,0	118,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	76,5	88,1	84,7	90,5	82,1	96,6	108,1	92,1	103,2	88,6	99,5	120,3

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	108,9	116,0	127,8	118,2	121,6	113,3	115,5	111,1	114,6	115,7	*	109,3
2 (sector Rucaco)	110,5	119,1	129,5	114,0	127,1	112,7	116,2	123,6	118,6	121,5	*	115,4
Eje central del río Cruces (sector estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	94,1	113,0	100,7	106,5	113,0	107,9	113,9	111,3	112,9	123,6	114,4	108,6
4 (sector Santa Clara)	96,6	109,6	115,0	121,2	128,2	104,2	107,7	121,7	121,0	128,1	*	103,5
5 (sector Punucapa)	101,5	107,0	117,7	122,4	112,1	100,9	108,3	116,5	118,5	128,2	121,7	105,2
Río tributario del río Cruces (sector estuarial)												
6 (río Pichoy)	88,5	102,9	101,6	105,9	113,1	95,0	100,6	102,7	107,5	107,2	128,8	104,9

estaciones	saturación de oxígeno (%) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	103,9	88,8	118,7	113,1	117,4	112,6	108,1	88,6	61,0	SD	SD	SD
2 (sector Rucaco)	103,9	94,5	129,5	115,3	122,0	113,8	104,6	92,3	37,7	SD	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	96,7	94,7	110,5	105,2	108,2	112,6	111,7	99,4	109,1	SD	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	102,7	108,1	110,6	109,9	110,2	109,2	104,7	99,9	50,0	SD	SD	SD
5 (sector Punucapa)	99,9	106,8	114,6	112,2	114,7	109,0	108,9	79,2	SD	SD	SD	SD
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	89,0	88,5	99,1	100,0	94,7	103,7	93,3	98,0	55,0	SD	SD	SD

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2019**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	SD	98,1	103,6	90,5	99,2	104,5	120,3	106,2	114,0	107,7
2 (sector Rucaco)	SD	SD	SD	115,5	97,8	SD	99,1	105,3	98,6	110,4	101,0	109,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	SD	SD	93,3	99,1	94,6	97,2	102,1	110,2	117,9	89,8	93,3
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	105,2	94,4	96,4	94,9	104,1	117,2	111,0	98,7	98,3
5 (sector Punucapa)	SD	SD	SD	111,8	94,4	98,0	99,0	103,7	112,4	115,7	106,4	110,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	SD	SD	90,0	87,9	89,2	85,0	98,0	112,2	99,0	96,5	103,4

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2020**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	98,7	103,6	SD	106,7	102,5	99,3	96,0	SD	102,5	100,3	83,6	85,6
2 (sector Rucaco)	86,0	97,3	SD	98,5	82,3	100,5	94,8	SD	102,6	100,6	90,1	87,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	99,2	83,7	SD	86,4	84,6	97,5	96,3	SD	95,5	94,7	SD	80,8
4 (sector Santa Clara)	103,7	97,1	SD	102,3	92,4	92,6	94,6	SD	103,9	95,7	SD	82,1
5 (sector Punucapa)	98,8	95,9	SD	92,3	95,8	94,6	92,2	SD	103,4	97,8	SD	92,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	95,3	80,8	SD	75,9	85,7	83,0	86,4	SD	103,4	87,7	SD	84,0

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2021**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	84,6			90,5		93,8	92,1	71,9	84,2	89,4		
2 (sector Rucaco)	84,3			84,6	90,4	99,5	98,8	79,9	90,5	84,3		
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	80,5		76,5	88,1	93,6		65,3	70,7	82,8	85,2		
4 (sector Santa Clara)	105,5		90,9	103,9	92,5	98,0	94,4	72,0	77,8	86,9		
5 (sector Punucapa)	88,5		91,7	87,8	90,2	91,7	93,2	69,9	79,3	100,5		
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	91,9		77,6	76,9	96,1	82,9	82,5	61,6	76,7	92,1		

Tabla 7. Comparación inter-anual en la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC).

	SST (mg/L)											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	3,9	16,9	20,9	4,8	2,6	7,8	4,5	14,4	6,1	2,6	4,5	8,1
2 (sector Rucaco)	4,5	18,2	18,7	4,3	2,6	8,9	5,6	13,3	8,3	3,6	3,6	25,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,7	4,3	4,4	3,4	1,6	2,7	3,7	4,6	4,6	4,1	3,5	6,2
4 (sector Santa Clara)	2,5	5,8	14,3	2,9	4,4	3,4	4,1	4,8	1,7	2,9	6,9	4,3
5 (sector Punucapa)	4,2	5,6	7,2	4,3	4,3	2,8	5,3	4,2	3,3	3,7	4,6	5,4
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	4,6	2,5	29,5	3,5	2,5	3,2	6,2	7,2	3,2	2,9	6,4	6,6

	SST (mg/L)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,1	4,4	3,0	1,5	1,7	4,3	6,3	8,0	2,6	6,9	5,8	4,2
2 (sector Rucaco)	3,5	2,5	2,2	3,2	1,3	1,9	1,7	15,8	2,7	3,4	5,8	7,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,7	3,6	5,1	3,0	1,9	2,5	1,9	4,7	2,2	3,1	3,1	2,9
4 (sector Santa Clara)	6,7	4,8	4,4	2,1	0,9	2,3	2,7	5,2	2,2	4,6	3,9	3,7
5 (sector Punucapa)	9,2	7,5	9,6	6,9	1,8	4,8	2,4	5,2	2,4	7,9	5,3	5,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,3	7,7	3,0	2,2	2,1	2,3	2,5	6,6	4,4	5,2	5,0	6,0

estaciones	SST (mg/L) 2017											
	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	4,1	4,7	2,9	2,1	5,4	8,0	3,9	4,6	2,4	2,4	SD	5,7
2 (sector Rucaco)	4,1	4,4	2,2	2,0	2,2	8,9	3,6	5,6	3,9	4,7	SD	5,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,9	1,7	1,3	2,0	2,6	7,4	5,7	7,6	3,9	2,4	4,4	4,5
4 (sector Santa Clara)	4,4	3,5	1,9	1,5	1,6	3,3	2,5	2,0	3,0	2,5	SD	4,5
5 (sector Punucapa)	6,9	6,3	4,9	5,4	1,8	2,4	2,8	3,3	2,7	3,0	4,6	6,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	4,4	6,5	1,6	1,8	2,7	4,7	3,8	2,8	3,3	4,0	5,4	6,6

estaciones	SST (mg/L) 2018											
	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	9,2	5,4	4,2	4,1	2,8	5,7	6,6	13,6	10,5	SD	4,0	3,7
2 (sector Rucaco)	7,6	3,7	3,9	3,3	2,5	5,7	12,9	13,5	11,3	SD	4,1	4,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	5,4	2,3	1,8	1,4	5,4	6,2	5,5	4,3	7,2	SD	3,0	2,9
4 (sector Santa Clara)	6,6	7,0	2,7	1,0	1,8	2,0	2,3	2,8	2,4	SD	3,6	10,9
5 (sector Punucapa)	6,2	7,7	3,0	2,0	2,4	1,7	2,1	2,2	3,3	SD	4,7	5,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	5,3	3,7	2,3	2,9	3,3	3,4	2,5	2,8	4,1	SD	3,8	9,6

	SST (mg/L)

estaciones	2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	5,0	5,6	4,3	2,3	33,7	49,3	7,5	6,9	4,3	8,9	5,3	5,5
2 (sector Rucaco)	4,0	4,8	2,1	1,9	25,0	59,2	7,1	7,1	3,9	5,1	5,2	6,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,5	2,8	2,9	1,4	17,5	70,0	7,1	7,5	5,5	2,2	4,2	2,4
4 (sector Santa Clara)	5,6	5,7	3,2	2,5	5,3	6,7	3,2	2,2	3,3	3,7	5,1	7,6
5 (sector Punucapa)	5,6	5,6	4,0	4,4	4,2	2,7	2,9	1,7	10,2	5,0	8,6	10,7
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	9,4	7,6	3,5	2,1	5,8	13,7	4,2	4,8	3,3	5,4	8,3	6,0

	SST (mg/L)											
estaciones	2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	6,2	3,5	SD	1,9	1,9	8,3	7,2	SD	3,2	4,3	2,5	3,3
2 (sector Rucaco)	16,4	10,3	SD	1,5	2,9	8,4	7,7	SD	3,1	4,0	2,9	2,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,3	4,1	SD	0,8	2,2	7,6	5,0	SD	1,7	1,3	2,1	3,1
4 (sector Santa Clara)	14,8	11,2	SD	3,8	2,3	3,6	3,7	SD	3,3	5,0	13,7	20,2
5 (sector Punucapa)	12,7	6,0	SD	7,5	4,3	2,5	2,5	SD	4,1	6,7	9,3	9,4
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	19,4	20,6	SD	5,3	3,5	3,7	2,6	SD	3,4	5,3	12,5	28,2

estaciones	SST (mg/L) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	2,9	3,6	2,6	0,8	6,1	2,0	2,3	8,9	3,0	3,1	4,0	5,3
2 (sector Rucaco)	3,8	5,9	2,4	0,9	5,8	2,1	1,9	8,6	3,8	3,0	2,9	2,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,6	1,9	0,7	1,2	5,9	1,1	1,4	2,9	3,2	2,1	2,4	3,3
4 (sector Santa Clara)	10,9	11,0	5,3	7,8	2,1	8,3	2,7	14,2	4,3	8,3	11,3	19,0
5 (sector Punucapa)	11,4	12,5	11,5	9,5	3,8	5,2	3,5	4,4	3,7	9,1	11,1	11,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,2	11,1	16,1	6,8	2,9	4,1	3,1	3,9	2,7	11,5	20,1	28,5

Tabla 8. Comparación inter-anual de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). * = debido al bajo caudal del río durante algunos muestreos, no fue posible obtener una medida real de transparencia, ya que en estas estaciones el fondo era claramente visualizado y no estaba a más de 30 a 40 cm de profundidad.

	transparencia (m)											
estaciones	**2014**			**2015**								
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	*	0,8	0,7	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	0,9	0,5	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	4,4	2,1	1,5	2,5	SD	2,4	1,3	1,5	2,1	1,9	1,8	1,6
4 (sector Santa Clara)	3,0	1,8	0,8	4,5	3,9	2,4	2,0	1,6	3,3	2,0	2,1	2,5
5 (sector Punucapa)	2,9	2,4	1,3	2,7	2,8	2,5	1,8	2,1	2,9	2,4	2,1	1,7
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	2,0	3,0	0,6	2,4	3,2	2,5	1,5	1,3	2,0	2,6	1,9	1,4

	transparencia (m)											
estaciones	**2016**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	0,7	0,6	*	0,7	0,7	*	*	0,8	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	0,7	0,3	*	0,8	0,7	*	*	0,8	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,8	1,7	1,6	1,3	1,7	2,1	4,0	1,1	2,0	3,6	2,3	2,6
4 (sector Santa Clara)	1,8	2,6	2,7	4,5	4,8	4,1	5,1	1,2	4,4	2,8	2,0	2,5
5 (sector Punucapa)	1,4	1,7	2,0	2,3	4,4	2,5	4,3	1,6	3,4	1,5	1,7	2,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,7	1,8	2,8	3,2	3,3	3,1	3,0	1,4	2,9	2,5	2,7	1,8

estaciones	transparencia (m) 2017											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,8	0,7	0,7	1,0	0,9	0,8	1,2	0,8	0,8	0,7	*	0,5
2 (sector Rucaco)	0,8	0,7	0,8	0,8	0,7	0,7	1,0	1,0	1,0	0,9	*	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,6	4,5	4,1	4,5	3,9	1,5	2,0	1,1	2,6	3,7	2,8	2,2
4 (sector Santa Clara)	2,3	3,1	5,0	5,3	5,3	2,9	3,0	3,3	2,9	3,7	*	1,4
5 (sector Punucapa)	1,3	2,8	2,3	1,8	3,9	2,9	2,3	2,2	3,2	3,2	2,3	1,4
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	2,0	3,1	3,8	3,1	2,6	1,9	2,3	1,8	2,3	2,3	2,2	1,4

estaciones	transparencia (m) 2018											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,8	1,0	0,5	1,1	0,7	1,0	1,0	0,3	1,0	SD	1,0	1,0
2 (sector Rucaco)	1,0	0,9	0,9	1,0	1,0	0,9	0,7	0,4	0,8	SD	1,2	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,9	2,3	3,9	4,2	1,4	2,1	1,9	2,1	1,7	SD	2,7	1,0
4 (sector Santa Clara)	1,6	1,8	3,1	3,3	2,9	3,4	3,3	2,8	2,8	SD	2,1	1,2
5 (sector Punucapa)	1,3	1,6	2,5	2,9	2,3	4,1	2,5	2,4	2,0	SD	1,7	1,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,6	1,9	2,6	2,5	1,8	2,1	2,3	2,1	1,7	SD	2,2	1,1

estaciones	transparencia (m) 2019											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,5	0,9	1,0	0,7	0,2	0,3	0,7	0,4	0,5	0,7	0,5	0,5
2 (sector Rucaco)	0,7	0,8	1,1	1,0	0,2	0,2	0,6	0,8	0,8	1,0	1,0	0,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,0	2,5	SD	4,0	0,6	0,3	1,2	1,4	2,2	3,6	1,9	2,6
4 (sector Santa Clara)	1,6	1,8	2,6	3,4	1,4	1,3	1,7	2,4	3,0	2,0	1,5	1,2
5 (sector Punucapa)	1,5	1,4	2,0	2,0	2,1	2,4	2,1	3,2	1,7	1,6	1,1	1,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,5	1,3	2,4	2,4	1,1	0,7	1,6	1,4	2,0	1,7	1,1	1,3

estaciones	transparencia (m) 2020											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,4	SD	0,5	0,3	1,0	0,8	SD	0,2	0,5	0,5	0,7
2 (sector Rucaco)	0,7	0,5	SD	1,0	0,5	0,9	1,0	SD	1,0	1,0	1,0	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,5	2,0	SD	4,1	3,6	1,2	1,6	SD	3,2	3,4	3,5	2,3
4 (sector Santa Clara)	0,7	1,1	SD	3,8	3,1	1,9	1,8	SD	2,0	1,6	1,2	0,6
5 (sector Punucapa)	0,9	1,5	SD	1,7	SD	2,2	1,0	SD	2,1	1,2	1,3	0,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,6	1,0	SD	1,4	2,3	1,5	1,5	SD	2,5	1,6	1,0	0,7

estaciones	transparencia (m) 2021											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,3	0,5		0,8	0,52	1,0	0,4	0,9	0,9	0,5	0,4	0,3
2 (sector Rucaco)	1,0	0,6		0,6	0,9	1,0	1,1	0,9	0,7	0,7	0,6	0,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,0	2,7	3,9	3,6	1,5	1,2	2,5	1,5	2,0	3,7	2,6	2,1
4 (sector Santa Clara)	0,6	1,3	1,8	1,5	2,5	0,8	1,5	0,8	2,0	1,2	1,0	0,8
5 (sector Punucapa)	1,0	1,2	1,3	1,3	1,8	1,2	1,9	1,8	2,1	1,2	0,9	0,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,4	1,3	0,9	1,6	2,2	1,0	1,5	1,5	1,2	1,9	0,7	0,6

Tabla 9. Concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Hierro (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	111,2 (31,0)	45,6 (4,3)	138,5 (31,4)	44,8 (19,2)
2 (sector Rucaco)	10,7 (3,7)	46,6 (12,4)	68,33 (23,0)	45,3 (16,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	65,2 (13,6)	40,0 (6,2)	83,8 (2,2)	64,6 (3,7)
4 (sector Santa Clara)	57,2 (7,4)	53,9 (12,0)	31,1 (3,2)	64,5 (2,0)
5 (sector Punucapa)	44,0 (2,1)	52,7 (15,3)	15,5 (2,8)	71,3 (2,1)
Río tributario del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	23,7 (0,2)	23,7 (0,2)	43,5 (2,8)	25,2 (9,9)

	Hierro (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	93,7 (2,6)	68,3 (2,6)	141,7 (2,5)	104,1 (20,9)
2 (sector Rucaco)	20,9 (3,9)	22,2 (0,4)	21,3 (0,2)	111,6 (5,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	68,9 (7,1)	39,3 (2,1)	114,8 (2,4)	100,7 (25,2)
4 (sector Santa Clara)	45,5 (0,9)	37,0 (0,7)	64,7 (1,3)	110,5 (30,6)
5 (sector Punucapa)	15,7 (0,3)	15,4 (0,3)	22,3 (0,6)	144,6 (5,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	90,1 (0,3)	102,1 (0,7)	136,6 (1,1)	167,8 (44,5)

estaciones	Hierro (µg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	187,1 (7,0)	71,3 (0,3)	118,9 (1,0)	70,9 (0,2)
2 (sector Rucaco)	96,7 (0,6)	47,9 (0,6)	13,7 (0,4)	52,5 (0,7)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	184,1 (8,9)	110,2 (0,6)	70,6 (0,2)	68,4 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	133,1 (1,1)	127,0 (1,4)	27,6 (1,2)	52,7 (0,8)
5 (sector Punucapa)	141,8 (1,3)	91,4 (1,3)	4,9 (0,1)	53,6 (0,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	189,6 (1,3)	170,8 (1,1)	195,0 (1,9)	67,3 (0,3)

estaciones	Hierro (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	73,9	36,1	135,6	149,8
2 (sector Rucaco)	62,9	191,9	66,0	101,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	78,3	34,7	136,6	80,1
4 (sector Santa Clara)	35,8	74,4	82,9	148,1
5 (sector Punucapa)	12,2	60,8	59,2	89,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	130,1	83,3	246,6	78,5

Tabla 10. Concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	9,9 (2,0)	20,4 (1,4)	10,5 (1,6)	18,6 (4,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (0,6)	23,4 (7,0)	10,1 (0,4)	18,3 (4,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	7,6 (1,5)	11,9 (1,2)	10,8 (0,4)	20,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	12,9 (1,4)	17,9 (2,1)	8,2 (1,1)	21,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	9,0 (0,5)	13,5 (3,2)	5,7 (0,1)	25,5 (1,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	12,6 (1,8)	28,3 (1,0)	12,0 (0,0)	44,4 (0,7)

	Aluminio (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,0 (0,01)	4,4 (0,41)	9,5 (0,7)	10,1 (0,5)
2 (sector Rucaco)	7,7 (0,70)	3,9 (0,38)	5,4 (0,2)	11,6 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	8,2 (0,57)	5,3 (0,73)	10,1 (0,0)	12,6 (2,2)
4 (sector Santa Clara)	11,2 (0,01)	5,1 (0,09)	9,1 (0,1)	15,4 (1,0)
5 (sector Punucapa)	4,1 (0,58)	3,4 (0,71)	8,7 (0,5)	22,2 (0,6)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	7,5 (0,02)	14,4 (0,55)	11,2 (0,1)	28,1 (4,5)

estaciones	Aluminio (µg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	21,7 (0,5)	8,1 (0,9)	7,3 (0,1)	28,3 (0,2)
2 (sector Rucaco)	9,8 (0,2)	10,6 (0,2)	5,0 (0,1)	14,1 (0,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	16,4 (0,4)	13,4 (0,3)	6,8 (0,1)	20,9 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	16,0 (0,0)	21,6 (0,1)	14,3 (0,3)	17,2 (0,6)
5 (sector Punucapa)	25,7 (0,1)	17,1 (0,3)	5,8 (0,1)	18,2 (0,7)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	41,4 (0,5)	32,3 (0,5)	5,5 (0,1)	23,1 (0,8)

estaciones	Aluminio (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	6,6	22,2	5,9	12,9
2 (sector Rucaco)	7,5	142,2	5,7	16,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	6,4	16,4	9,2	20,3
4 (sector Santa Clara)	9,8	29,6	6,2	22,9
5 (sector Punucapa)	2,2	19,1	25,9	16,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	12,2	42,0	16,8	11,5

Tabla 11. Concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Cobre (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,0)	0,5 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,3 (0,0)	0,6 (0,1)	0,7 (0,0)	0,6 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,4 (0,1)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,5 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	0,4 (0,0)	1,6 (1,6)	0,7 (0,0)	0,5 (0,1)
5 (sector Punucapa)	0,5 (0,0)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,0)	0,6 (0,0)

	Cobre (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,02)	0,6 (0,03)	0,4 (0,0)	1,0 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,8 (0,02)	0,6 (0,00)	0,9 (0,0)	1,3 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	1,1 (0,29)	0,7 (0,01)	0,6 (0,0)	1,1 (0,3)
4 (sector Santa Clara)	0,8 (0,29)	0,5 (0,06)	0,4 (0,0)	1,2 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,00)	0,6 (0,05)	0,5 (0,0)	1,4 (0,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	1,1 (0,23)	0,7 (0,00)	0,5 (0,0)	1,5 (0,2)

estaciones	Cobre (µg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	1,7 (0,02)	0,6 (0,01)	0,4 (0,00)	0,5 (0,00)
2 (sector Rucaco)	1,7 (0,03)	0,6 (0,00)	0,4 (0,01)	0,8 (0,02)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	2,0 (0,02)	0,6 (0,02)	0,7 (0,00)	0,6 (0,01)
4 (sector Santa Clara)	2,2 (0,03)	0,9 (0,01)	0,5 (0,03)	0,9 (0,03)
5 (sector Punucapa)	1,7 (0,00)	0,6 (0,02)	0,5 (0,02)	0,6 (0,05)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	1,4 (0,01)	0,7 (0,01)	0,7 (0,05)	0,6 (0,00)

estaciones	Cobre (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,4	0,3	0,7
2 (sector Rucaco)	0,3	0,8	0,3	0,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,6	0,5	0,4	0,6
4 (sector Santa Clara)	0,3	0,8	0,4	0,5
5 (sector Punucapa)	0,3	0,5	0,4	0,7
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6	0,5	0,6	0,3

Tabla 12. Concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Zinc (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,82 (0,42)	0,79 (0,02)	*	*
2 (sector Rucaco)	0,81 (0,40)	0,55 (0,14)	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,73 (0,38)	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	0,36 (0,06)	0,47	*	*
5 (sector Punucapa)	0,66 (0,65)	*	0,02 (0,00)	*
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,66 (0,23)	1,05 (1,11)	0,40	*

	Zinc (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	1,02 (0,11)	*	1,68 (0,63)
5 (sector Punucapa)	*	*		*
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	1,52 (0,02)	*

estaciones	Zinc (µg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	2,35 (0,22)	0,18 (0,00)	0,79 (0,07)	1,88 (0,01)
2 (sector Rucaco)	0,38 (0,01)	0,24 (0,02)	0,52 (0,03)	1,76 (0,02)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,97 (0,06)	1,53 (0,52)	3,13 (0,06)	4,19 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	1,21 (0,17)	0,58 (0,05)	2,32 (0,05)	1,92 (0,03)
5 (sector Punucapa)	0,07	0,60 (0,45)	1,61 (0,07)	2,09 (0,00)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,84 (0,07)	0,65 (0,02)	0,07 (0,01)	1,02 (0,04)

estaciones	Zinc (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	< 0,9	< 0,9	<0,9	1,3
2 (sector Rucaco)	< 0,9	1,3	5,2	<0,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	< 0,9	< 0,9	3,2	<0,9
4 (sector Santa Clara)	< 0,9	1,1	<0,9	<0,9
5 (sector Punucapa)	< 0,9	< 0,9	<0,9	<0,9
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	< 0,9	< 0,9	3,6	<0,9

Tabla 13. Concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios

con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, i.e., bajo el límite de detección del método utilizado.

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,02)
2 (sector Rucaco)	*	0,02	0,02 (0,00)	0,01 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	*	*	0,02 (0,01)	0,01 (0,00)
5 (sector Punucapa)	*	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,06 (0,06)	0,01

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,02 (0,00)	0,03 (0,00)	0,02 (0,00)	0,07 (0,03)
2 (sector Rucaco)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	*	0,06 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,03 (0,02)	0,01 (0,00)	0,03 (0,00)	0,05 (0,03)
4 (sector Santa Clara)	0,02 (0,01)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,03 (0,01)
5 (sector Punucapa)	0,03 (0,01)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,05 (0,02)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,04 (0,01)

	Plomo (µg/L)

estaciones	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,05 (0,00)	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,03 (0,00)	*	*	0,02 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,04 (0,00)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	0,03 (0,01)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
5 (sector Punucapa)	0,03 (0,00)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)

estaciones	Plomo (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,02	0,02	0,02	0,04
2 (sector Rucaco)	0,02	0,09	0,06	0,02
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,03	0,03	0,03	0,02
4 (sector Santa Clara)	0,02	0,02	0,02	0,02
5 (sector Punucapa)	0,02	0,02	0,03	0,02
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02	0,02	0,03	0,02

Tabla 14. Concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Hierro (µg/g)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	119.527 (10.850)	69.100 (3.012)	98.605 (18.799)	80.368 (36)
2 (sector Rucaco)	127.230 (27.561)	85.519 (6.609)	85.333 (333)	82.250 (6.748)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	159.483 (7.301)	81.850 (7.672)	105.089 (31.969)	81.362 (1.496)
4 (sector Santa Clara)	65.804 (1.949)	92.697 (430)	41.920 (3.046)	109.792 (6.255)
5 (sector Punucapa)	52.039 (2.642)	94.179 (1.702)	59.268 (4.454)	100.698 (11.111)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	156.069 (23.378)	79.760 (4.820)	93.154 (1.758)	118.331 (6.790)

	Hierro (µg/g)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	217.230 (1.949)	107.703 (90.143)	36.335 (14.229)	191.509 (30.337)
2 (sector Rucaco)	188.569 (75.198)	150.692 (95.744)	30.537 (2.173)	172.767 (59.165)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	159.713 (180)	210.461 (17.472)	65.609 (3.399)	182.179 (116)
4 (sector Santa Clara)	142.727 (31.712)	85.793 (4.742)	34.912 (16.537)	150.784 (11.148)
5 (sector Punucapa)	81.509 (9.702)	107.298 (812)	18.560 (2.754)	148.614 (7.671)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	203.717 (11.951)	126.825 (45.570)	38.051 (420)	148.384 (483)

estaciones	Hierro (µg/g) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	84.644 (11.501)	65.996 (1.239)	237.975 (77.095)	76.028 (4.465)
2 (sector Rucaco)	259.055 (215.105)	69.490 (208)	260.660 (17.758)	73.176 (2.711)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	133.470 (58.310)	83.073 (3.243)	308.903 (24.849)	71.976 (3.996)
4 (sector Santa Clara)	102.422 (6.076)	133.055 (32.121)	167.752 (6.142)	80.357 (13.776)
5 (sector Punucapa)	48.249 (74.765)	133.052 (32.740)	121.162 (15.407)	95.550 (10.562)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	121.467 (12.979)	188.729 (28.595)	133.688 (740)	125.985 (31.830)

estaciones	Hierro (µg/g) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	129.300	64.920	147.255	61.104
2 (sector Rucaco)	63.420	52.280	661.371	51.648
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	44.460	50.120	170.168	68.321
4 (sector Santa Clara)	53.920	90.450	66.428	151.749
5 (sector Punucapa)	50.065	61.330	69.236	66.995
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	101.500	83.060	108.436	77.093

Tabla 15. Concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio (µg/g)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	84.230 (8.752)	116.150 (4.446)	98.838 (117.723)	88.195 (16.044)
2 (sector Rucaco)	75.520 (5.500)	124.234 (1.5907)	32.439 (30.039)	93.200 (8.873)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	105.237 (43)	101.954 (26.672)	90.473 (58.106)	181.520 (87.347)
4 (sector Santa Clara)	54.370 (3.537)	100.934 (1.276)	115.402 (44.186)	94.509 (14.249)
5 (sector Punucapa)	47.656 (3.301)	98.845 (368)	116.558 (86.078)	59.790 (3.255)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	88.029 (23.562)	111.112 (10.073)	28.524 (19.417)	72.417 (7.038)

	Aluminio (µg/g)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	170.827 (133.591)	17.866 (365)	414.367 (415.441)	15.338 (17.073)
2 (sector Rucaco)	115.186 (36.788)	15.148 (9.911)	36.530 (8.051)	17.749 (1.887)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	104.452 (4.112)	30.311 (6.486)	53.488 (19.800)	18.866 (4.251)
4 (sector Santa Clara)	72. 443 (38.290)	60.026 (2.392)	47.606 (26.901)	38.441 (9.823)
5 (sector Punucapa)	32.617 (5.087)	54.027 (7.878)	17.332 (3.527)	38.872 (6.728)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	40.338 (13.483)	736 (48)	79.069 (52.597)	38.768 (6.343)

estaciones	Aluminio (µg/g) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	19.349 (9.731)	77.440 (4.472)	121.257 (10.594)	61.537 (9.941)
2 (sector Rucaco)	25.628 (29.275)	50.370 (7.057)	129.910 (38.702)	57.555 (18.784)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	13.918 (17.247)	65.786 (13.236)	137.593 (16.634)	79.197 (4.968)
4 (sector Santa Clara)	14.114 (2.981)	142.814 (132.002)	114.176 (32.652)	21.538
5 (sector Punucapa)	26.282 (1.709)	207.217 (20.427)	81.903 (20.115)	81.815 (20.458)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	34.320 (9.282)	93.313 (9.320)	87.267 (27.050)	83.647 (8.124)

estaciones	Aluminio (µg/g) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	42.740	76.260	57.782	37.140
2 (sector Rucaco)	40.520	67.740	23.219	38.872
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	10.140	71.850	69.458	36.730
4 (sector Santa Clara)	21.470	68.030	54.889	53.342
5 (sector Punucapa)	37.335	66.425	61.804	51.752
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	30.710	77.120	66.714	68.316

Tabla 16. Concentración de Ácidos grasos en agua superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Ácidos grasos (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,4 (0,2)	0,3 (0,0)	1,2 (0,0)	0,3 (0,1)
2 (sector Rucaco)	29,8 (1,8)	0,3 (0,1)	1,0 (0,0)	0,2 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	17,0 (1,5)	0,3 (0,1)	0,8 (0,1)	0,2 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	15,7 (2,6)	0,3 (0,0)	0,6 (0,1)	0,1 (0,0)
5 (sector Punucapa)	23,9 (2,9)	0,6 (0,2)	0,9 (0,1)	0,2 (0,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	4,0 (0,9)	0,2 (0,0)	0,7 (0,1)	0,2 (0,0)

	Ácidos grasos (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,31)	0,4 (0,07)	0,8 (0,05)	0,7 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,09)	0,4 (0,04)	0,6 (0,02)	0,6 (0,01)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,6 (0,05)	0,4 (0,02)	0,6 (0,02)	0,7 (0,15)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,14)	0,4 (0,03)	0,5 (0,01)	0,5 (0,02)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,12)	0,7 (0,03)	0,5 (0,07)	0,5 (0,01)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6 (0,07)	0,4 (0,03)	0,6 (0,05)	0,5 (0,01)

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,6 (0,02)	0,7 (0,03)	0,1 (0,01)	0,2 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,01)	0,7 (0,00)	0,1 (0,00)	0,3 (0,06)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,7 (0,01)	0,6 (0,02)	0,2 (0,03)	0,2 (0,02)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,03)	0,6 (0,01)	0,1 (0,01)	0,2 (0,02)
5 (sector Punucapa)	0,8 (0,04)	0,6 (0,00)	0,1 (0,00)	0,2 (0,00)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,7 (0,02)	0,6 (0,01)	0,1 (0,01)	0,2 (0,02)

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,1	0,2	0,1	0,1
2 (sector Rucaco)	0,2	0,2	0,1	0,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,7	0,1	0,1	0,1
4 (sector Santa Clara)	0,1	0,1	0,2	0,2
5 (sector Punucapa)	0,4	0,1	0,2	0,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,1	0,2	0,3	0,1

Tabla 17. Concentración de los compuestos órgano-halogenados adsorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	AOX (µg/L)			
estaciones	**2014**		**2015**	
	Abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	6,5 (0,2)	9,5 (2,2)	7,4 (0,6)	5,9 (0,4)
2 (sector Rucaco)	50,9 (0,9)	5,4 (0,7)	72,4 (1,7)	10,6 (0,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	29,7 (1,9)	6,9 (1,4)	50,5 (1,2)	10,1 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	25,2 (1,2)	8,7 (1,0)	56,8 (7,4)	10,5 (2,7)
5 (sector Punucapa)	42,1 (2,9)	11,5 (0,1)	159,8 (4,0)	8,4 (0,3)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	5,6 (0,7)	17,2 (1,4)	23,1 (4,0)	10,2 (0,4)

	AOX (µg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	5,8 (0,48)	6,3 (0,37)	5,3 (0,2)	5,2 (0,2)
2 (sector Rucaco)	72,5 (2,47)	60,4 (0,42)	60,6 (0,7)	16,5 (0,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	47,1 (0,14)	42,8 (0,77)	55,8 (0,9)	11,5 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	62,1 (5,25)	35,9 (4,02)	30,0 (0,4)	10,8 (0,5)
5 (sector Punucapa)	39,4 (0,02)	32,3 (1,23)	51,6 (4,5)	12,4 (1,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	6,7 (0,27)	12,6 (0,91)	10,5 (1,2)	9,2 (0,6)

estaciones	AOX (µg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,0 (0,46)	6,0 (0,63)	7,3 (0,4)	5,3 (0,3)
2 (sector Rucaco)	23,2 (1,26)	15,5 (1,76)	71,8 (0,3)	10,7 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	27,0 (1,38)	13,2 (1,87)	54,1 (1,6)	6,9 (0,3)
4 (sector Santa Clara)	18,0 (0,41)	9,9 (1,34)	56,1 (0,2)	6,5 (0,3)
5 (sector Punucapa)	16,3 (0,24)	11,9 (0,69)	45,2 (0,0)	6,8 (0,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	13,7 (1,53)	9,3 (0,97)	6,0 (0,1)	8,7 (0,2)

estaciones	AOX (µg/L) 2020		2021	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	8,8	8,6	5,6	9,9
2 (sector Rucaco)	69,9	11,9	11,9	8,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	41,0	5,7	12,2	11,9
4 (sector Santa Clara)	55,7	8,5	10,5	10,8
5 (sector Punucapa)	48,9	8,8	10,7	12,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	10,5	12,3	15,5	13,1

3.3. SEDIMENTOS SUBACUATICOS

ANTECEDENTES

La depositación continúa de partículas suspendidas en la columna de agua, es el mecanismo principal en la conformación de los fondos sedimentarios subacuáticos. Ya que tales partículas tienen diferentes orígenes y características, el sustrato de este tipo de ambientes está constituido por partículas de variados tamaños, formas y constitución química, lo que resulta en una matriz sedimentaria, capaz de almacenar diferentes elementos y compuestos químicos cuyas concentraciones puedan llegar a ser nocivas para la vida acuática.

Ya que la matriz sedimentaria acuática incorpora esos elementos y compuestos, los fondos sedimentarios subacuáticos actúan como una verdadera caja registradora de cambios ambientales a escala local y regional. Debido a esto, el monitoreo periódico de los sedimentos que forman parte de esos fondos ha sido una de las herramientas más utilizadas para monitorear y evaluar cambios ambientales en la matriz sedimentaria de diferentes cuerpos acuáticos.

OBJETIVOS

Medir y analizar en los sedimentos subacuáticos del HRC, los siguientes parámetros físico-químicos:

• Textura o porcentajes de grava (partículas >2000 µm), arena (partículas entre 63 y 2000 µm), fango (partículas inferiores a 63 µm) y agregados biogénicos (restos de agregados fecales y de tubos habitacionales de gusanos anélidos cuyos tamaños son mayores a las partículas de arena, pero sus constituyentes inorgánicos inferiores a 63 µm).

• Granulometría de la fracción arena, fracción textural más representativa en los sedimentos del HRC.

• Porcentaje de Materia Orgánica Total (MOT).

• pH y Redox.

• Carbono Orgánico Total (COT), AOX (Órgano-Halogenados Adsorbibles), EOX (Órgano-Halogenados Extraíbles).

• Ácidos Grasos (AG), Ácidos Resínicos (AR), Dioxinas, Furanos y EQTs (Equivalentes Tóxicos) de 17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 2001. Estos últimos parámetros fueron monitoreados solo en las estaciones 1, 2, 5 y 6 (Fig. 3.3.1).

METODOLOGIAS

Los muestreos de sedimentos subacuáticos se realizaron durante el mes de abril (condiciones de menor caudal hídrico) del período 2014-2021, en las seis estaciones que se muestran en la Figura 3.3.1 (*i.e.*, las mismas seleccionadas para el monitoreo de calidad del agua superficial del HRC). Los datos correspondientes al año 2014 fueron generados durante la ejecución del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, mientras que los correspondientes a los años 2015 a 2021 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad. En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas en que se realizaron los muestreos para los objetivos de este estudio.

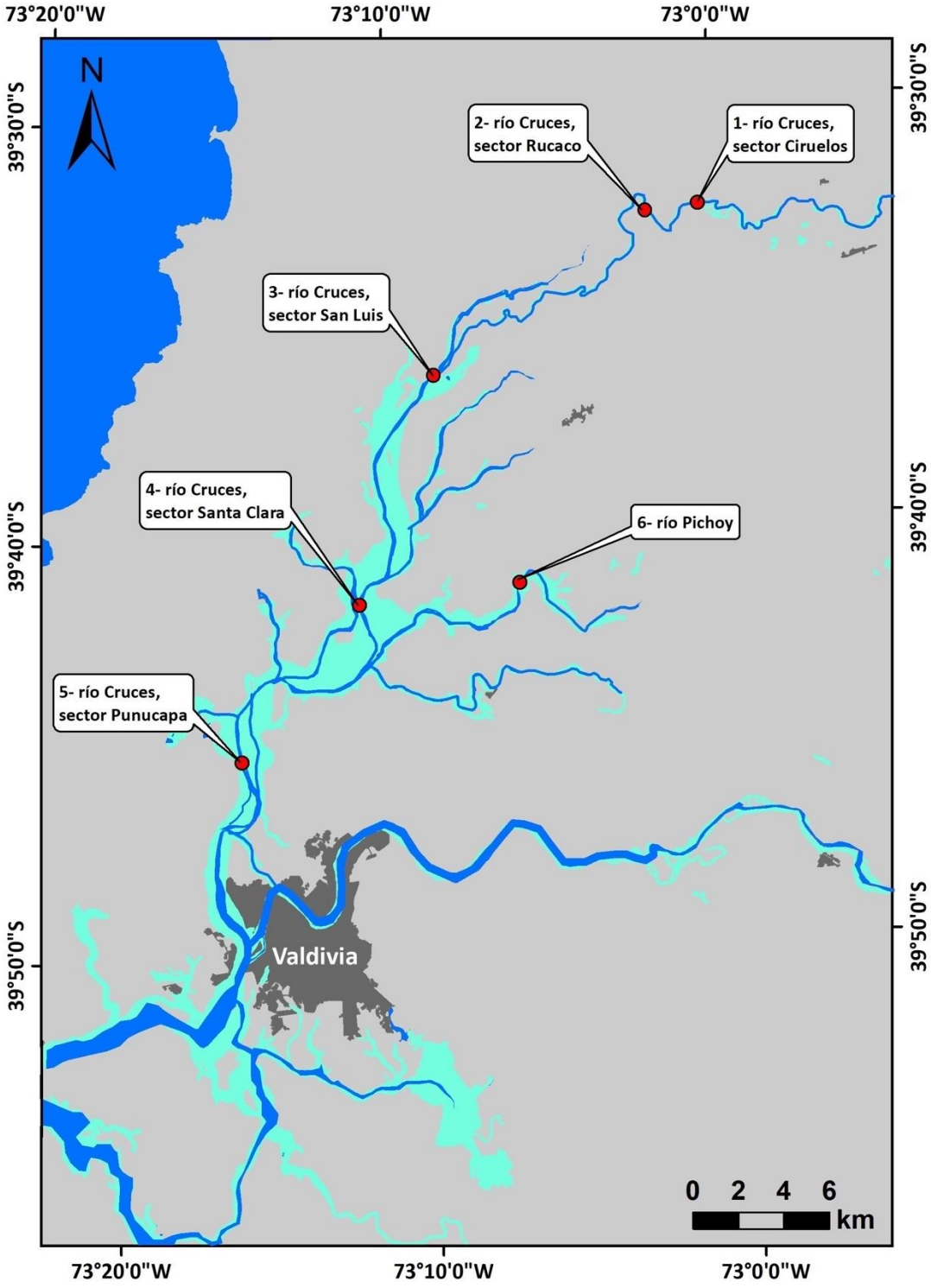


Figura 3.3.1. Ubicación de las seis estaciones de muestreo (1 a 6), seleccionadas para análisis de calidad del sedimento subacuático del área de estudio.

Obtención de muestras, mediciones *in situ* y análisis de laboratorio

Las metodologías de obtención de muestras, mediciones *in situ* y análisis de laboratorio para estudios de calidad del sedimento fueron:

• Uso de draga PONAR (área de obtención de sedimentos = 33 x 33 cm), para obtener muestras de sedimentos subacuáticos.

• Mediciones de pH y POR (Potencial óxido reducción) en los sedimentos contenidos en la draga, con sonda multiparamétrica para mediciones *ex situ.*

• Recolección en los sedimentos contenidos en la draga, de submuestras con dos tipos de cilindros plásticos: uno de 5 cm de diámetro para análisis texturales y granulométricos (ver más abajo) y enterrado a 5 cm de y otro de 10 cm para análisis de compuestos orgánicos persistentes (ver más adelante) y enterrado a 20 cm de profundidad.

• Los sedimentos obtenidos con el cilindro de 2,5 cm de diámetro se guardaron en bolsas plásticas para ser conservados en frío y realizar los siguientes análisis: i) textura: tamizado en húmedo (Anderson *et al*., 1981) (unidad: %); ii) granulometría de la arena mediante velocidad de decantación de las partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973) (unidad: micrones); iii) contenido de materia orgánica total: calcinación y gravimetría (unidad: %).

• Los sedimentos obtenidos con el cilindro de 10 cm de diámetro se guardaron en envolturas de aluminio (*i.e.*, Alusa Foil), para ser conservados en frío y realizar los siguientes análisis de compuestos orgánicos persistentes i) Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (unidad: µg/g); ii) Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (unidad: µg/g); iii) compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación micro coulombimétrica con adsorción en carbono activado (unidad: µg/g); iv) compuestos Órgano-Halogenados Extraíbles (EOX): titulación micro coulombimétrica con extracción en hexano (unidad: µg/g); v) Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos: Cromatografía gaseosa

de alta resolución con detección de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) y preparación automática de muestras (FMS) utilizando Extracción Presurizada Liquida (PLE) (unidad: ng/g). El contenido de Dioxinas y Furanos se expresa como la suma de los congéneres individuales analizados, *i.e.*, 7 Dioxinas y 10 Furanos. Los Equivalentes Tóxicos totales son la suma de los 17 congéneres, multiplicados por el factor equivalente respectivo de toxicidad. Para esto se utilizan los factores equivalentes de peces, según lo sugerido por las directrices establecidas en la Guía Provisoria de Calidad de Sedimentos (ISQG en inglés). Estas fueron propuestas por el "Canadian Council of Ministers of the Environment" o CCME (2001) y son actualmente utilizadas para definir el riesgo toxicológico de una muestra de sedimento.

Análisis estadísticos

Los análisis de las variables estudiadas en este capítulo se enfocan en la aplicación de básicamente dos técnicas:

i) **Análisis estadístico univariado,** para datos recolectados durante abril del período 2014 – 2021, incluyendo porcentajes de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, además del tamaño de la partícula de arena.

ii) **Análisis estadístico multivariado**, para datos recolectados durante abril del período 2014 - 2021, incluyendo pH, redox, tamaño medio de la arena, porcentajes de materia orgánica y carbono orgánico total, Ácidos grasos, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos.

Análisis estadístico univariado

Se aplicó Análisis de Varianza (ANDEVA), para evaluar la existencia o no de diferencias significativas entre los factores principales de interés (ver Sokal & Rohlf, 1994):

en este caso estaciones del área de estudio y temporadas de muestreo (meses de abril y julio), todos considerados como factores fijos.

Como primera regla de decisión, se consideró aplicar el ANDEVA sobre los datos sin transformar, evaluando los supuestos de normalidad en forma visual y mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, la cual está basada en la función de distribución acumulativa empírica (FDCE) de la variable y cuyo gráfico de probabilidades esperadas *versus* observadas permite inspeccionar visualmente la distribución de la variable. Este análisis fue realizado sobre los residuos del modelo ANDEVA de cada variable analizada.

Por otra parte, el supuesto de homogeneidad de varianzas u homocedasticidad fue evaluado usando las Pruebas de Bartlett y de Levene. La primera aplica cuando los datos provienen de distribución normal, pero no es muy robusta a fuertes desviaciones de la normalidad. La Prueba de Levene aplica cuando la variable proviene de una distribución continúa, pero no necesariamente normal, dado que la misma considera la distancia de la observación a la mediana en lugar de la media (esto la hace más robusta en análisis de muestras pequeñas). Cuando no se cumplieron estos supuestos se aplicó la prueba de Kruskall-Wallis para comparar entre niveles de los factores principales (estaciones y campañas de muestreo). Esta prueba es la versión no paramétrica del ANDEVA y se basa en la comparación de las medianas entre dos o más niveles de un factor y tiene la debilidad que es afectada por la presencia de datos extremos (“outliers”) en las muestras. Esta prueba se basa en los siguientes supuestos:

i) las muestras a comparar son independientes y tomadas aleatoriamente desde una muestra con distribución continua,

ii) las distribuciones de las muestras a comparar son de la misma forma.

Como regla de decisión general, y dado que para efectos comparativos el ANDEVA es más robusto ante desviaciones de la normalidad y homocedasticidad teniendo mayor poder o baja probabilidad de cometer error de Tipo II (cuando no se rechaza una hipótesis nula siendo esta falsa) que cualquier otra prueba no paramétrica, en este informe se describen principalmente los resultados de ANDEVA. En aquellos casos en que no se cumple alguno de los supuestos, se presentan también los resultados para la prueba de Kruskall-Wallis.

Luego de la aplicación del ANDEVA y en aquellos casos en que los factores evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó la prueba a posteriori de Tukey para determinar qué estación es responsable de generar las diferencias entre niveles de cada factor.

La prueba de Tukey permite comparar entre todas las medias de los niveles de un factor. Dado que el uso repetido de cada nivel comparado con el resto de niveles del factor, aumenta la probabilidad de cometer error de Tipo I (cuando no se acepta una hipótesis nula siendo ésta verdadera), la prueba de Tukey al no ser tan conservadora, el valor de significancia de todas las comparaciones (tasa de error familiar) fue fijado en 0,05. Los resultados de las pruebas de Tukey se resumieron estableciendo relaciones de igualdad *versus* desigualdad entre niveles de cada factor.

Análisis estadístico multivariado

Se analizó la multivarianza de los datos recolectados estacionalmente (abril y julio) en seis estaciones de muestreo (Fig. 3.3.1), entre los años 2014 y 2021. La técnica de análisis multivariado seleccionada, correspondió al Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual permite reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos de variables múltiples y retener la mayor proporción de la variación presente en el conjunto de datos. Se genera así un nuevo set de variables, denominadas componentes principales (Jolliffe, 2002), los que son una combinación lineal de las variables originales, además de ortogonales o

independientes entre sí (no correlacionados). Una de las principales ventajas del ACP, es que entrega una medida de la varianza que explica cada una de las componentes multivariadas (valores propios), además del grado de correlación o covarianza que existe entre cada una de las variables de entrada y la componente multivariada resultante (Cayuela, 2011).

Para evaluar la eventual existencia de diferencias estadísticamente significativas entre años y estaciones de muestreo y, se utilizó Análisis de Varianza Permutacional Multivariado (PERMANOVA). Esta técnica permite probar la respuesta simultánea de una o más variables, a uno o más factores en un diseño experimental ANOVA sobre la base de cualquier medida de distancia, utilizando métodos de permutación (Anderson, 2001). Para el rechazo de la hipótesis nula se empleó un alfa (valor-p) de 0,01 para un total de 9999 permutaciones.

La existencia de eventuales tendencias en la concentración de los parámetros analizados fue evaluada mediante la prueba de tendencia neta de Mann & Kendall (Mann 1945, Kendall 1975), cuyo propósito es determinar estadísticamente la existencia de una tendencia monotónica (no necesariamente lineal), ascendente o descendente de las variables de interés a lo largo del tiempo. En atención a los objetivos del monitoreo del HRC, se busca identificar aquellos parámetros que muestran tendencias ascendentes estadísticamente significativas.

Los análisis estadísticos fueron efectuados en R versión 4.0.3 (R Core Team, 2020), utilizando las librerías “vegan” (Oksanen *et al*., 2019) y “ggbiplot” (Vu, 2011).

RESULTADOS

Textura y granulometría

Las Figuras 3.3.2 a 3.3.7 y Tablas 1 a 6 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en los porcentajes estacionales de grava (>2000 µm), arena (63-2000 µm), tamaño de la partícula de arena, fango (<63 µm), agregados biogénicos y materia orgánica total, respectivamente, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Las partículas con tamaños correspondientes a grava (> 2000 micrones) han presentado una baja representación porcentual en el área de estudio, con excepción de los fondos de Ciruelos, Rucaco y San Luis que han presentado algunos valores promedio sobre el 50 % (Fig. 3.3.2). En su mayoría las muestras de esta fracción han estado mayoritariamente representadas por restos o fragmentados de madera de troncos y por hojas y no por partículas inorgánicas.

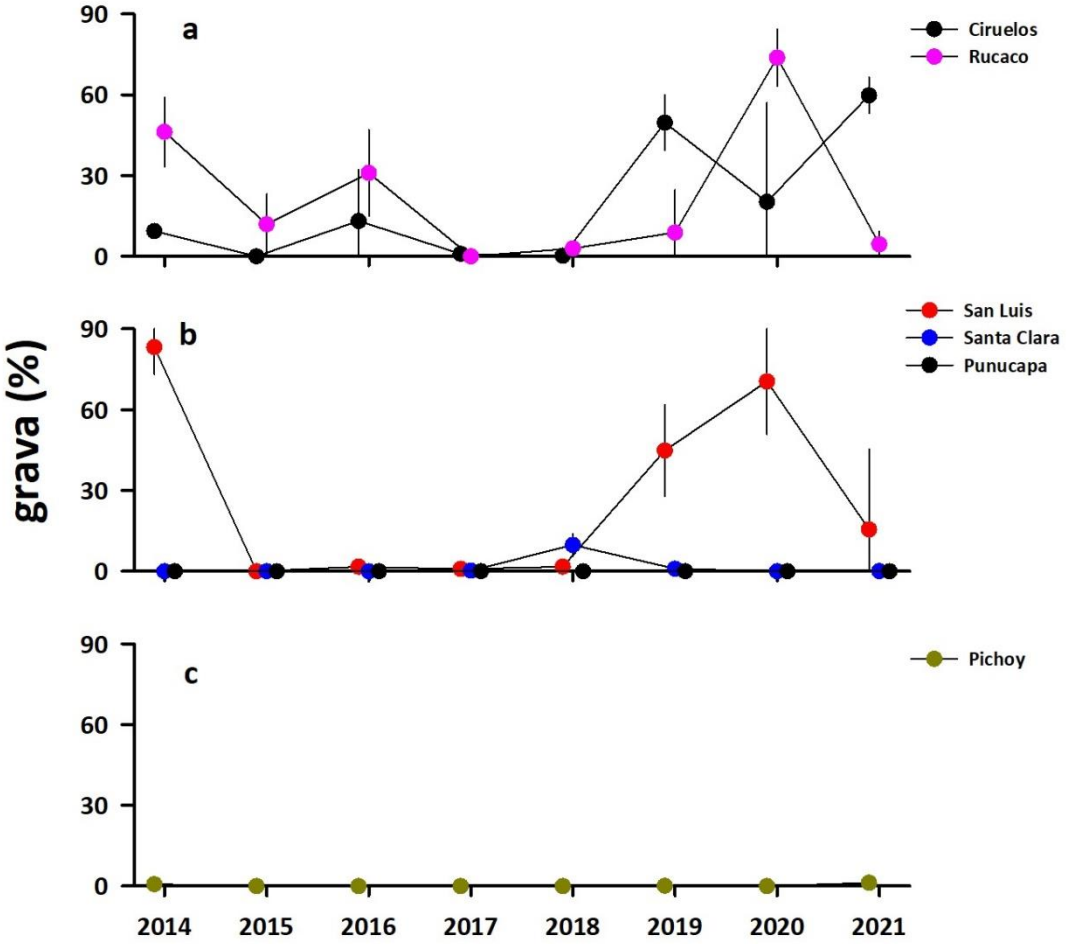


Figura 3.3.2. Comparación inter-anual de la variabilidad de las proporciones de grava (%) en los sedimentos del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

En general, la fracción arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 micrones) fue la fracción porcentual dominante en los sedimentos de la mayoría de las estaciones. Durante la totalidad de las campañas, los valores porcentuales más altos (> 50%) han sido registrados en el eje central del río Cruces (estaciones San Luis y Santa Clara) y las estaciones Ciruelos, Rucaco y Pichoy (sectores límnico y tributarios) con una menor representatividad temporal en la estación Punucapa (<50%) Fig. 3.3.3).

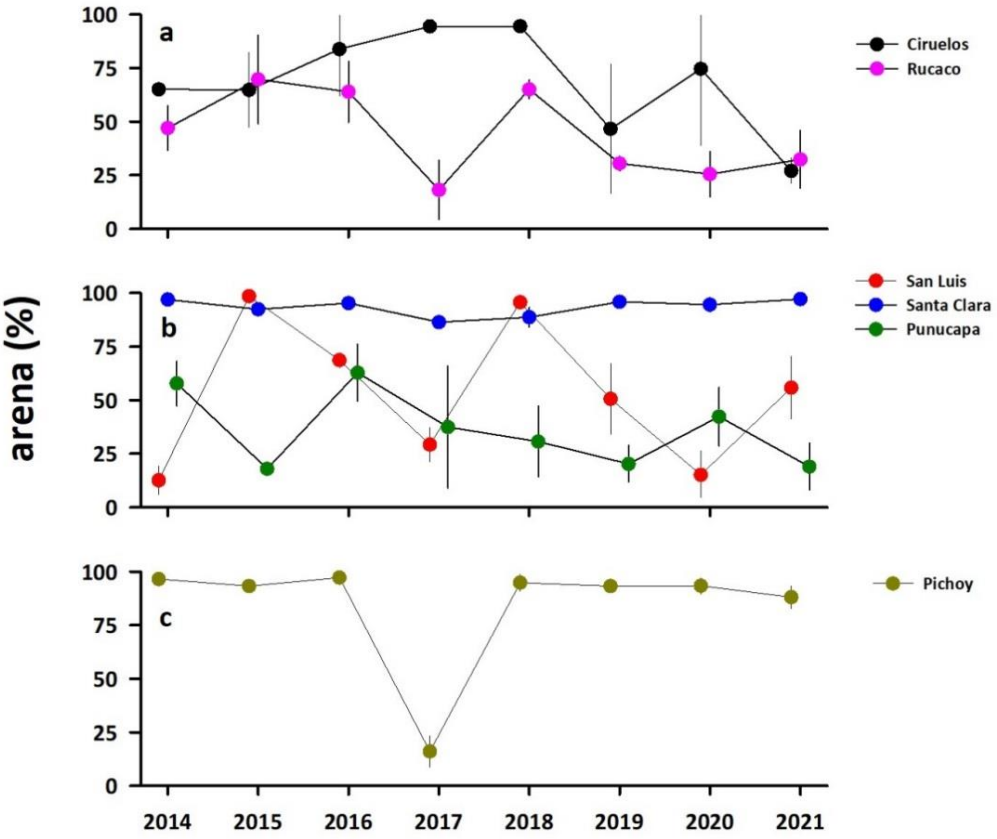


Figura 3.3.3. Comparación inter-anual de la variabilidad de las proporciones de grava (%) en los sedimentos del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

La variabilidad del tamaño de la partícula de arena muestra en general un predominio de partículas superiores al tamaño medio (250-500 micrones; Folk 1980), presentando dentro de las estaciones Ciruelos, Rucaco, San Luis y Santa Clara las mayores magnitudes en tamaño (500-1000 micrones; Folk 1980) dentro del mayor tiempo de transcurrido el monitoreo actual (Fig. 3.3.4). Las partículas de menor tamaño se han detectado consistentemente en los sedimentos de la estación Punucapa; *i.e*., arenas finas (125-250 micrones; Folk, 1980) (Fig. 3.3.4).

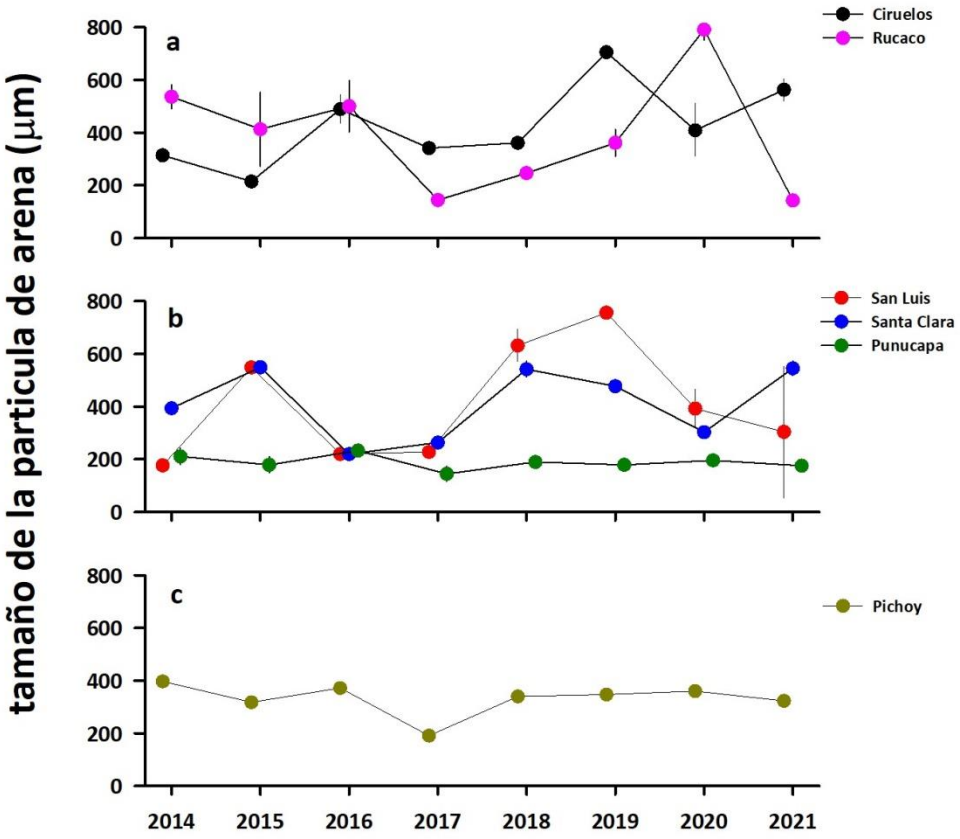


Figura 3.3.4. Comparación inter-anual de la variabilidad del tamaño de la partícula de arena en los sedimentos del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

La fracción fango o fracción más fina (partículas < 63 micrones), ha mostrado mayor representación porcentual (> 50%) en los fondos de la estación 5 (Punucapa); durante la totalidad de los años con excepción de los años 2014 y 2016 (Fig. 3.3.5). Las concentraciones más bajas de fango (<10%) ocurrieron en los fondos sedimentarios de Ciruelos y Pichoy (Fig. 3.3.5).

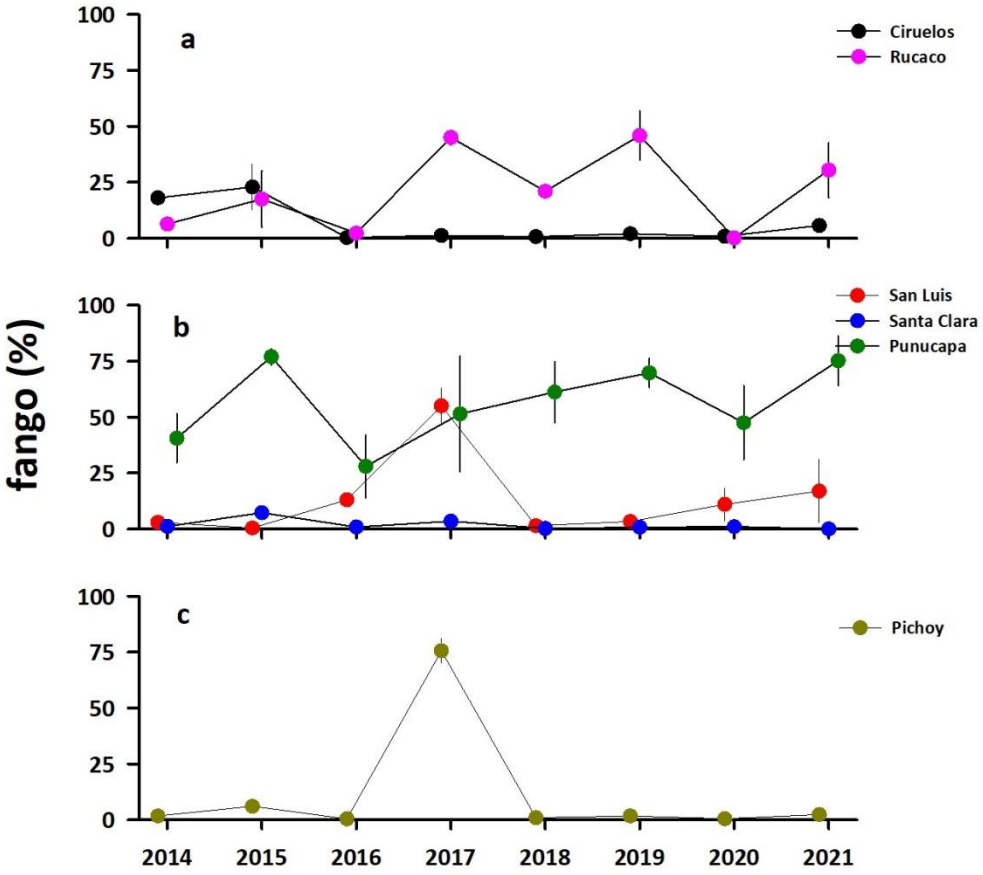


Figura 3.3.5. Comparación inter-anual de la variabilidad de las proporciones de fango (%) en los sedimentos del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

Los agregados biogénicos han tenido en general, baja representación porcentual (<15%) en los sedimentos submareales del HRC (Fig. 3.3.6). Destaca durante el año 2017 y 2021 contenidos de agregados biogénicos cercano al 40% en los fondos de Rucaco (Fig. 3.3.6).

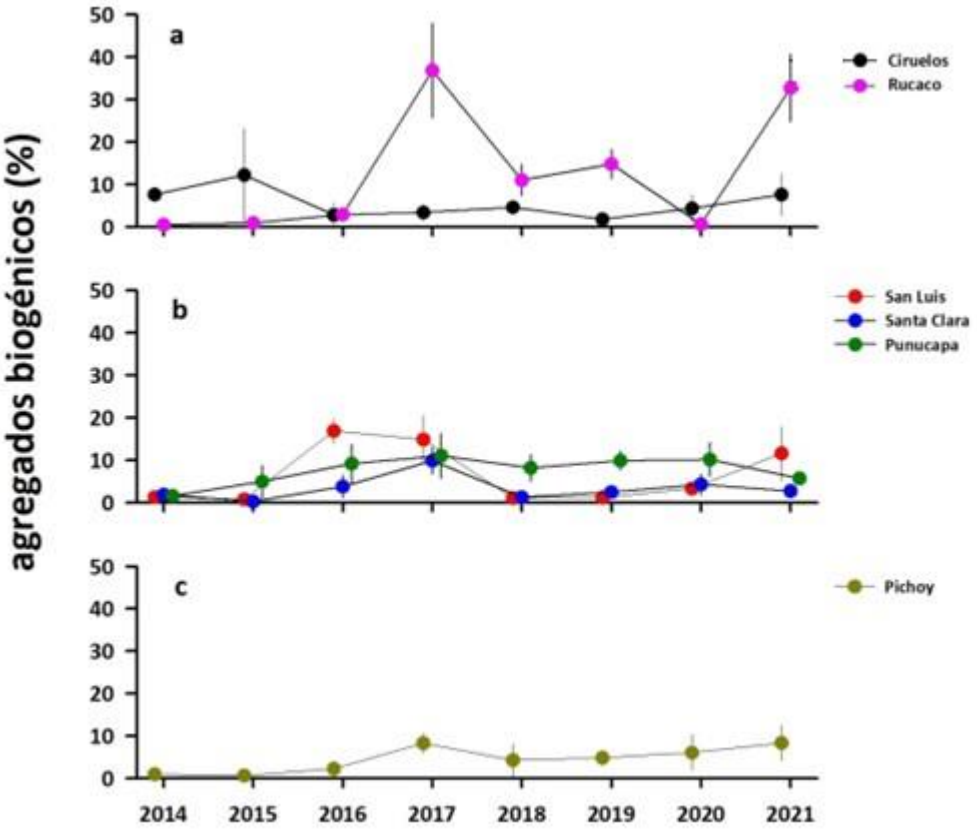


Figura 3.3.6. Comparación inter-anual de las proporciones de agregados biogénicos (%) en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

Por otra parte, los contenidos más altos de materia orgánica total (>20%) se registraron en los sedimentos de Rucaco (Fig. 3.3.7) y los más bajos (en general inferiores al 5%) en los de Ciruelos y Santa Clara (Fig.3.3.7).

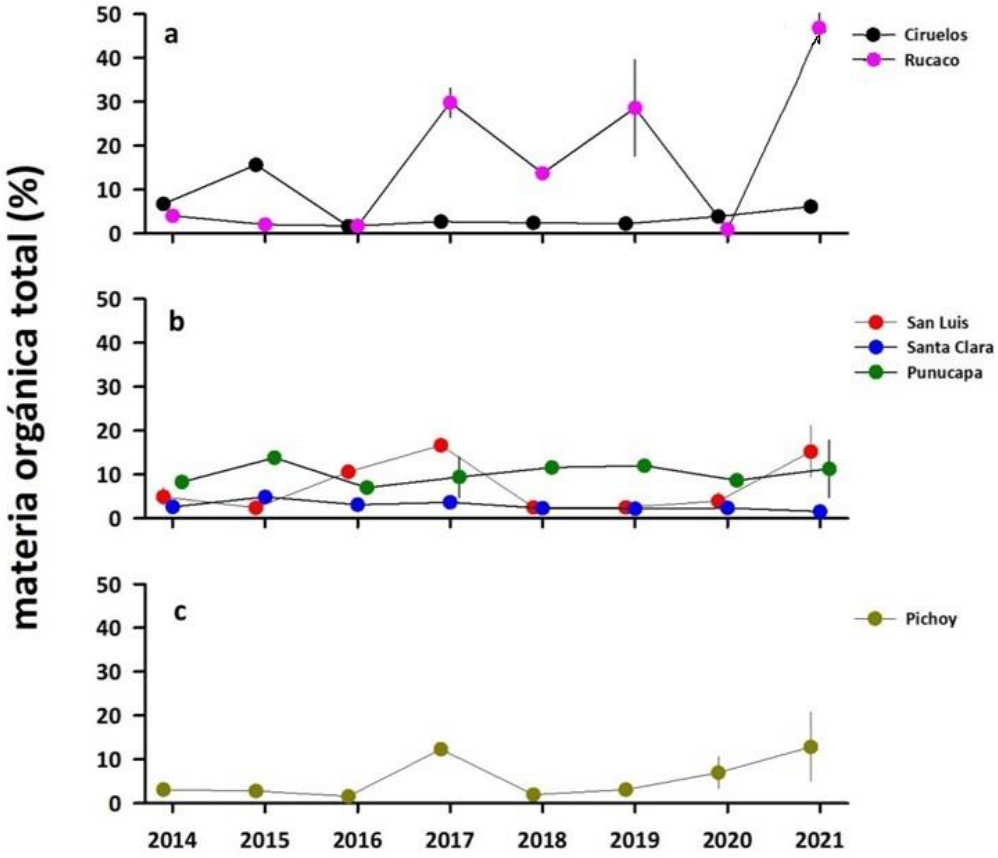


Figura 3.3.7. Comparación inter-anual de las proporciones de materia orgánica total (%) en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

Análisis estadístico univariado

Los contenidos de grava durante los ocho años de registros fueron significativamente ($p<0,05$) más altos durante los tres años últimos años (*i.e*., 2021, 2020 y 2019), las fracciones de arenas mostraron lo propio durante los años 2014, 2016 y 2018; y los contenidos porcentuales de fango se mantuvieron máximos durante el año 2017 (Tablas 3.3.1 y 3.3.2). En cuanto al tamaño de las partículas de arena, estos presentaron una alta similitud en magnitud durante seis de los ocho años de estudio, es decir los años 2014, 2015, 2018, 2019 y 2020. Los contenidos porcentuales de agregados biogénicos mantuvieron su máximo registro durante 2017 (Tablas 3.3.1 y 3.3.2), mientras que los

contenidos de materia orgánica total fueron significativamente más altos ($p<0,05$) durante los años 2017 y 2021.

En cuanto a los sectores muestreados, los contenidos de grava y arena fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en el sector límnico y río tributario, respectivamente, a la vez que los tamaños de la arena y los contenidos de fango fueron mayores ($p<0,05$) en el sector del eje central y estuarial del HRC (Tabla 3.3.1). Los contenidos de agregados biogénicos presentaron un gradiente en descenso correspondiente a sector límnico, eje central y tributarios, mientras los contenidos de materia orgánica total no difirieron estadísticamente entre sectores de muestreo ($p>0,05$) (Tabla 3.3.1).

Los análisis por estaciones en el tiempo (*i.e*., ocho años), evidenciaron contenidos porcentuales significativamente más altos ($p<0,05$) de grava en los sedimentos de las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis. En cuanto las proporciones en los contenidos de las fracciones arena *versus* fango, las primeras fueron significativamente más altas para las estaciones de Ciruelos, Santa Clara y Pichoy mientras que sus menores magnitudes para las estaciones Rucaco, San Luis y Punucapa, condición completamente inversa para los registros correspondientes a los contenidos de fango presentes dentro de los fondos sedimentarios analizados (Tabla 3.3.2).

Los fondos de las estaciones Rucaco, San Luis y Punucapa tuvieron los porcentajes más altos de agregados biogénicos y materia orgánica total durante el período 2014-2021 (Tabla 3.3.2).

Tabla 3.3.1. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos subacuáticos del HRC. Las fuentes de variación son años (2014 al 2021) y sectores (L = sector límnico, EE = sector eje central del río Cruces, T = río tributario del humedal del río Cruces). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. Las comparaciones *a posteriori* deben interpretarse con cautela cuando la interacción A x S es significativa.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	p	Prueba de Tukey
Grava	Año (A)	7	5373,8	767,7	3,39	**> 0,01**	2020=2019=2021=2014>2016=2018>2015=2017
	Sector (S)	2	9565,2	4782,6	21,14	**> 0,01**	L > EE = T
	A x S	14	5455,7	389,7	1,72	0,06	
	Error	142	32131,3	226,3			
	Total	165	55418,6				
Arena	Año (A)	7	11718,9	1674,1	4,72	**> 0,01**	2016=2018=2014>2015=2020=2019=2021>2017
	Sector (S)	2	6934,8	3467,4	9,78	**> 0,01**	T > EE =L
	A x S	14	9542,3	681,6	1,92	**0,03**	
	Error	142	50362,1	354,7			
	Total	165	77056,9				
Fango	Año (A)	7	12246,8	1749,5	5,63	**> 0,01**	2017>2015>2021=2019=2014=2018=2016>2020
	Sector (S)	2	2958,8	1479,4	4,76	**0,01**	EE > L = T
	A x S	14	7301,8	521,6	1,68	0,07	
	Error	142	44122,2	310,7			
	Total	165	63473,3				
Tamaño arena	Año (A)	7	33,3	4,75	8,55	**> 0,01**	2020=2014=2018=2015=2019=2021>2016>2017
	Sector (S)	2	0,04	0,02	0,04	0,96	
	A x S	14	3,1	0,22	0,40	0,97	
	Error	142	78,9	0,55			
	Total	165	123,3				
Ag. biogénicos	Año (A)	7	2293,6	327,7	7,16	**> 0,01**	2017=2021>2019=2018=2020=2016>2015=2014
	Sector (S)	2	293,0	146,5	3,20	**0,04**	L > EE > T
	A x S	14	1326,2	94,7	2,07	**0,02**	
	Error	142	6496,1	45,7			
	Total	165	10852,6				
MOT	Año (A)	7	2201,7	314,5	5,80	**> 0,01**	2021=2017>2019=2015=2014=2018=2020=2016
	Sector (S)	2	264,2	132,1	2,44	0,09	
	A x S	14	1491,2	106,5	1,97	**0,02**	
	Error	142	7695,0	54,2			
	Total	165	11601,9				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho.

Tabla 3.3.2. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Grava	Entre estaciones	5	15423,8	3084,8	12,34	**> 0,01**	Ru = Ci = SL > SC = Pi = Pu
	Intra estaciones	160	39994,8	249,9			
	Total	165	55418,6				
Arena	Entre estaciones	5	34883,2	6976,7	26,47	**> 0,01**	SC = Pi > Ci = SL > Ru = Pu
	Intra estaciones	160	42173,7	263,6			
	Total	165	77056,9				
Fango	Entre estaciones	5	33853,6	6770,7	36,57	**> 0,01**	Pu > Ru = SL > Pi = Ci > SC
	Intra estaciones	160	29619,7	185,1			
	Total	165	63473,3				
Tamaño arena	Entre estaciones	5	2,75	0,55	0,73	0,60	
	Intra estaciones	160	120,5	0,75			
	Total	165	123,3				
Ag. biogénicos	Entre estaciones	5	1426,8	285,4	4,84	**> 0,01**	Ru = Pu > SL = Ci > Pi = SC
	Intra estaciones	160	9425,8	58,9			
	Total	165	10852,6				
MOT	Entre estaciones	5	2910,0	582,0	10,71	**> 0,01**	Ru = Pu > SL = Pi = Ci > SC
	Intra estaciones	160	8691,9	54,3			
	Total	165	11601,9				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho.

Carbono orgánico total (COT)

La Figura 3.3.8 y Tabla 7 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal del Carbono orgánico total, desde abril de 2014 a diciembre de 2021. En general, los sedimentos de Rucaco y San Luis siguen registrando las concentraciones más altas de COT (hasta *circa* 5-8%), a la vez que los de Ciruelos y Santa Clara tuvieron mayoritariamente las concentraciones más bajas (<2%) (Fig. 3.3.8).

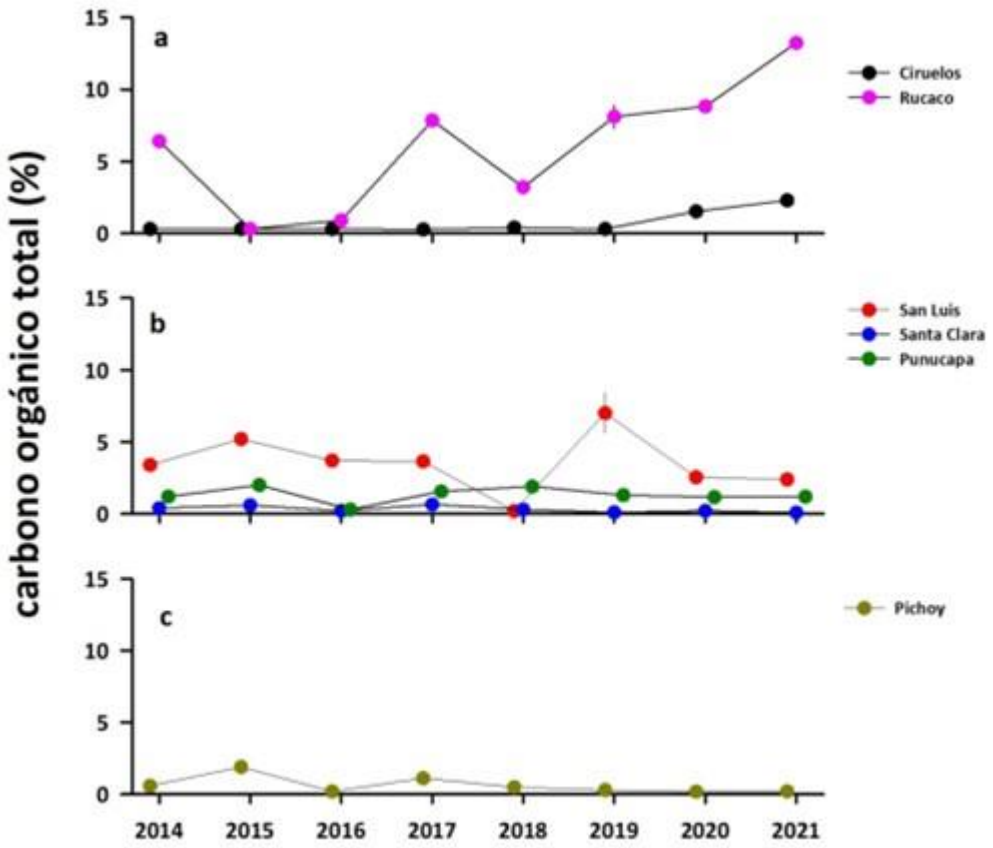


Figura 3.3.8. Comparación inter-anual del Carbono orgánico total en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

pH y potencial de óxido reducción (POR)

Las Figuras 3.3.9 y 3.3.10 y las Tablas 8 y 9 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal del pH y POR (potencial de óxido reducción), desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Los valores de pH medidos en el sedimento fueron muy similares entre las estaciones y años de muestreo, con valores que fluctuaron entre 6 y 7 (Fig. 3.3.9). Los valores graficados dentro de las figuras con valores cero, han sido ingresados en las mismas para generar la continuidad de las mediciones y corresponden a campañas dentro de las cuales esta variable no ha sido registrada por errores de artefacto y logística (Fig. 3.3.9).

Los valores del potencial de óxido reducción fueron mayoritariamente negativos en los sedimentos de las estaciones del sector del eje central del río Cruces (*i.e.*, San Luis, Santa Clara y Punucapa) y primariamente positivos (*i.e.*, condiciones de mayor oxigenación en el espacio intersticial del sedimento) en las estaciones límnicas y en el río tributario (*i.e.*, Ciruelos, Rucaco y Pichoy) (Fig. 3.3.10).

La carencia de registros de pH y potencial óxido reducción durante el año 2020, fue producto de problemas logísticos y retraso de mantención de equipos, asociado a la contingencia nacional por COVID-19.

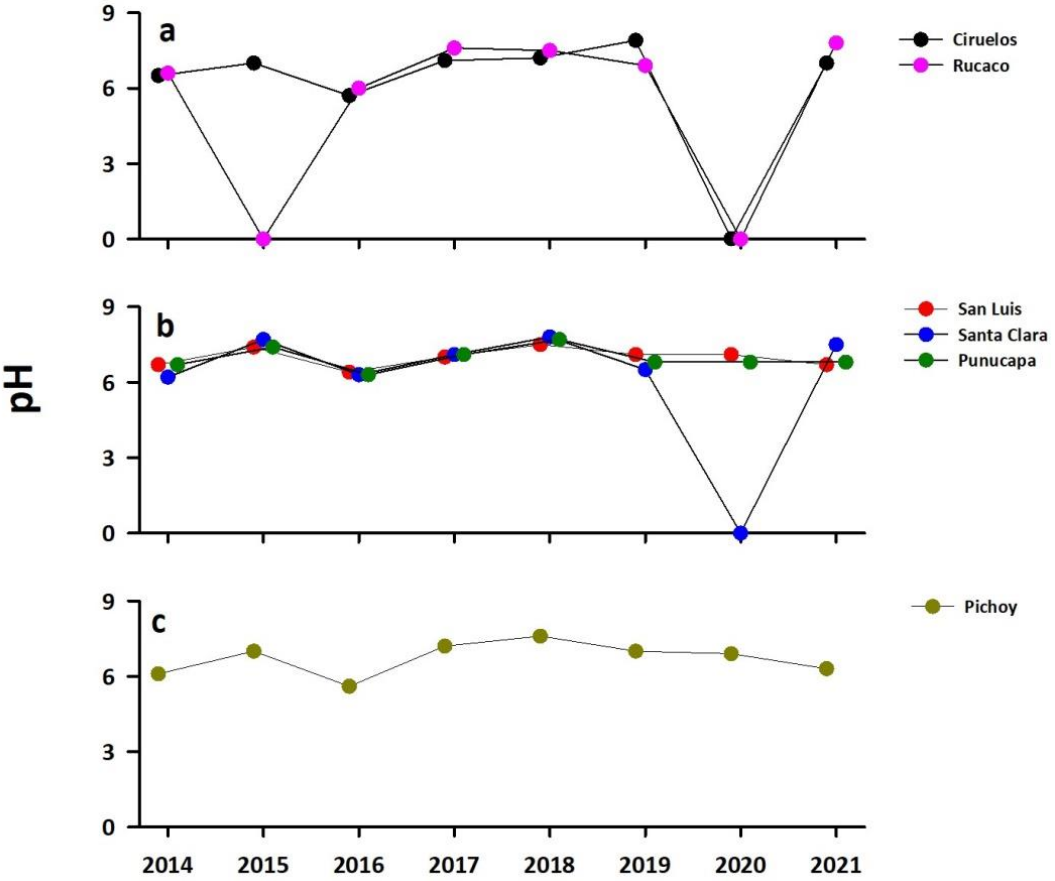


Figura 3.3.9. Comparación inter-anual del pH en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

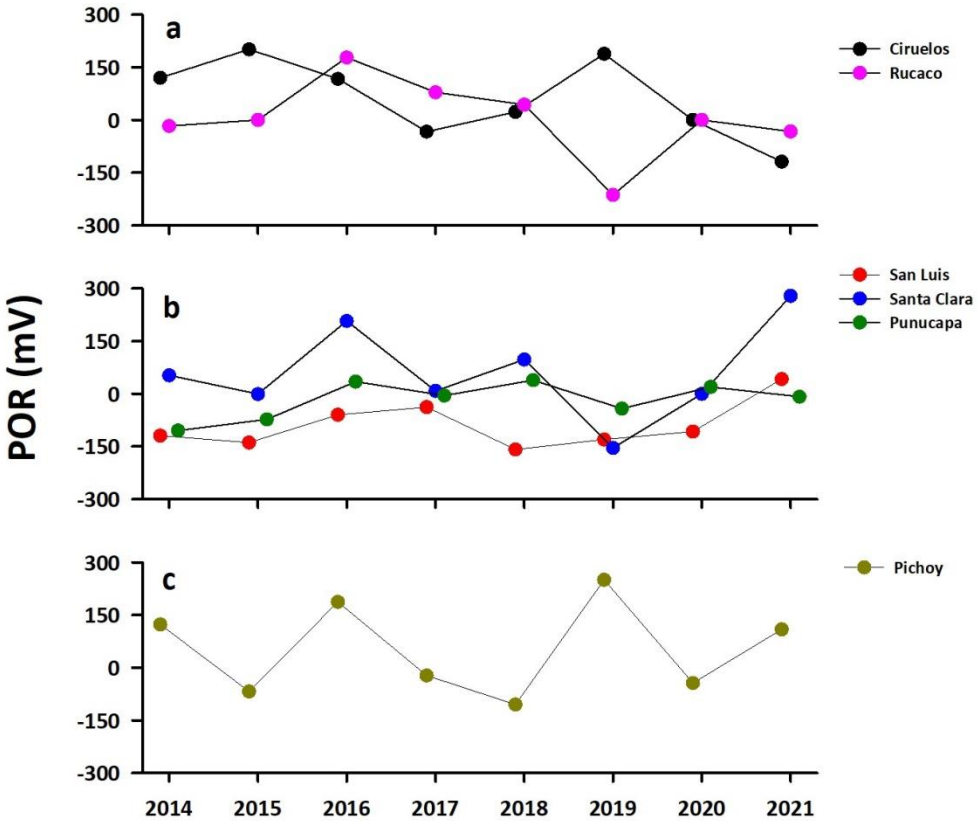


Figura 3.3.10. Comparación inter-anual del potencial de óxido reducción (POR) en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Ácidos grasos y Ácidos resínicos

La Figura 3.3.11 y Tabla 10 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad inter-anual y espacial de las concentraciones de Ácidos grasos, desde abril de 2014 a diciembre de 2021. Durante el período 2014-2021, las concentraciones de estos compuestos mostraron una disminución inter-anual marcada en los sedimentos de todas las estaciones entre los años 2014 al 2018; desde el año 2018 al año 2021 las estaciones de Ciruelos y Rucaco mantuvieron una estabilidad en sus registros, mientras que el resto de las estaciones siguen registrando tendencias a la disminución (Fig. 3.3.11).

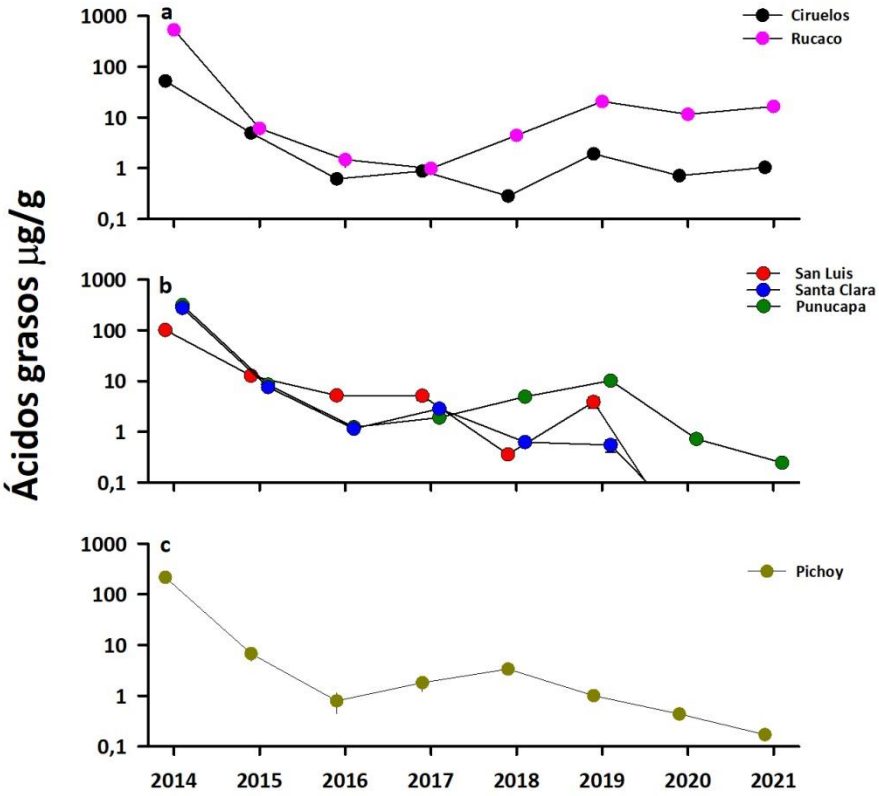


Figura 3.3.11. Comparación inter-anual de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Durante todo el período de estudio (2014-2021), no se han registrado Ácidos resínicos en los sedimentos subacuáticos del HRC (Tabla 11 del ANEXO 2 de este Capítulo).

AOX y EOX

La Figura 3.3.12 y la Tabla 12 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de AOX, desde abril de 2014 a diciembre de 2021. Las concentraciones más altas (>100 µg/g) de AOX han sido detectadas en los sedimentos subacuáticos de Rucaco. Los sedimentos del resto de las estaciones han mostrado en general, concentraciones inferiores a *circa* 50 µg/g, midiéndose los valores más bajos en los sedimentos del río Pichoy (<40 µg/g) (Fig. 3.3.12).

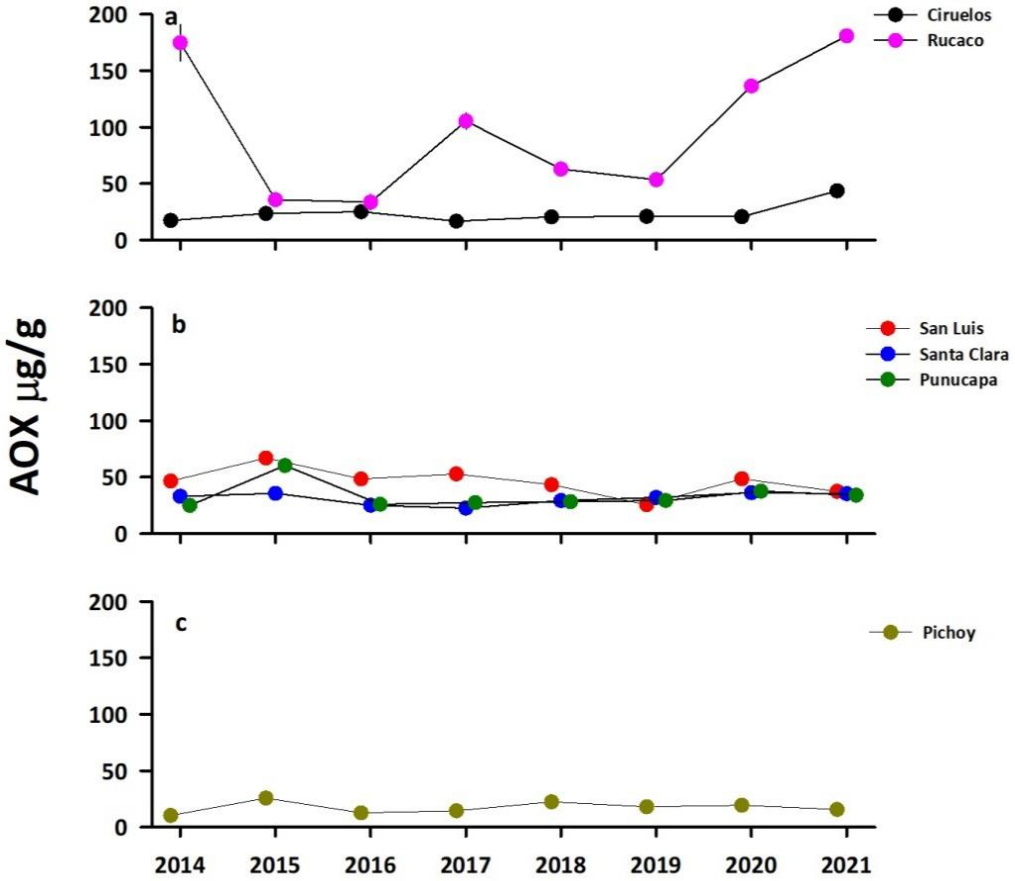


Figura 3.3.12. Comparación inter-anual de las concentraciones de AOX en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Durante todo el período de estudio (2014-2021), no se han registrado EOX en los sedimentos subacuáticos del HRC (Tabla 13 del ANEXO 2 de este Capítulo).

Dioxinas y Furanos

Las Figuras 3.3.13 a 3.3.15 y Tablas 14 a 16 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de Dioxinas Furanos y Equivalentes Tóxicos, desde abril de 2014 a diciembre de 2021.

Durante el período 2014 - 2017, las concentraciones más altas de Dioxinas se detectaron en los sedimentos de la estación 3 (San Luis), a la vez que durante el período 2019 - 2021, los valores más altos se detectaron en los sedimentos de Rucaco y Santa Clara, fueron los más enriquecidos con este tipo de compuestos (Fig. 3.3.13). En general, las concentraciones de Furanos presentaron el mismo comportamiento que las concentraciones registradas para dioxinas (Fig. 3.3.14). De forma coincidente con los valores más altos de Dioxinas y Furanos, las concentraciones de Equivalentes Tóxicos en los fondos sedimentarios de San Luis fueron los que mostraron los valores más altos y para los mismos periodos de muestreo (Fig. 3.3.15).

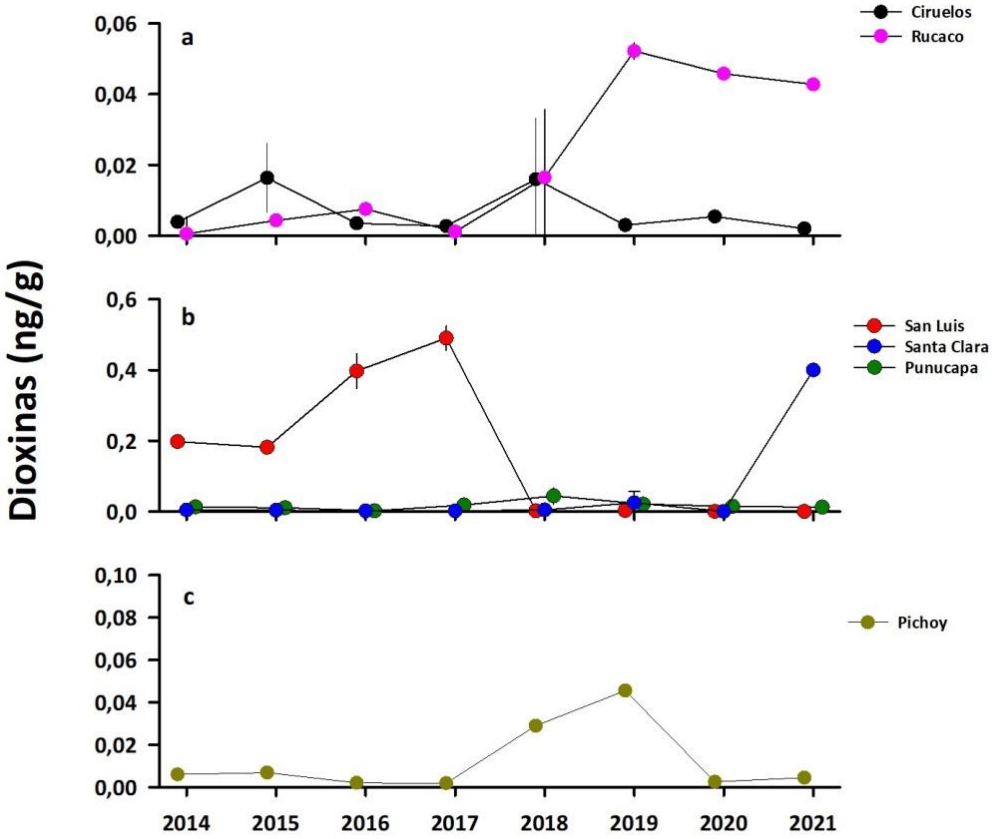


Figura 3.3.13. Comparación inter-anual de las concentraciones de Dioxinas en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 y 2021, no se obtuvieron réplicas.

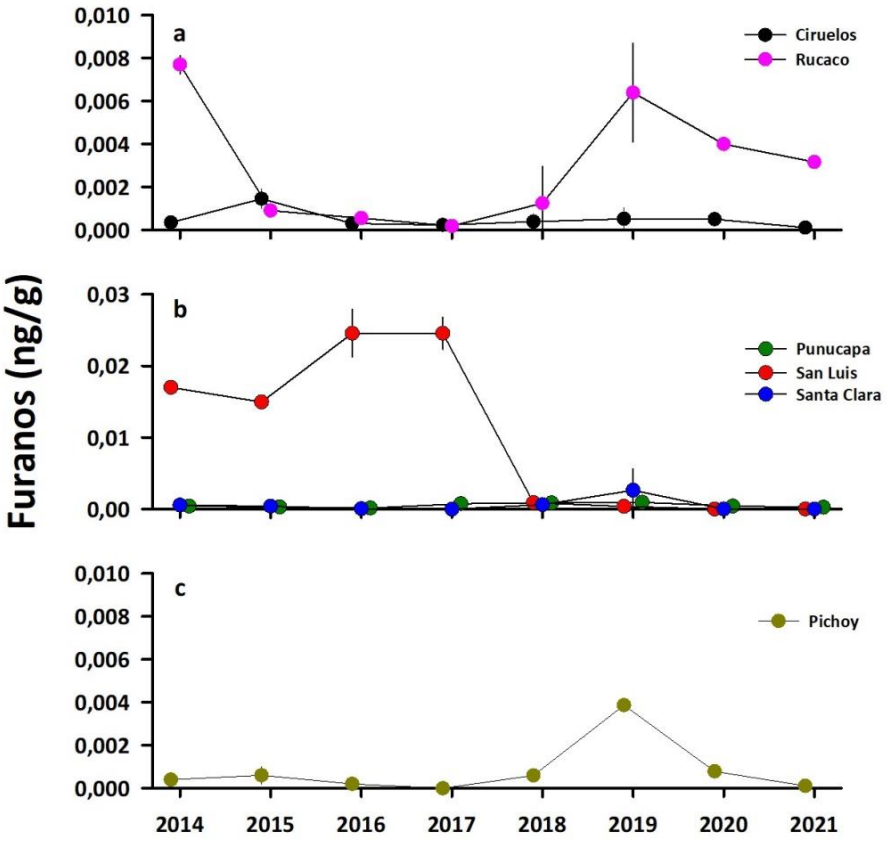


Figura 3.3.14. Comparación inter-anual de las concentraciones de Furanos en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 y 2021, no se obtuvieron réplicas.

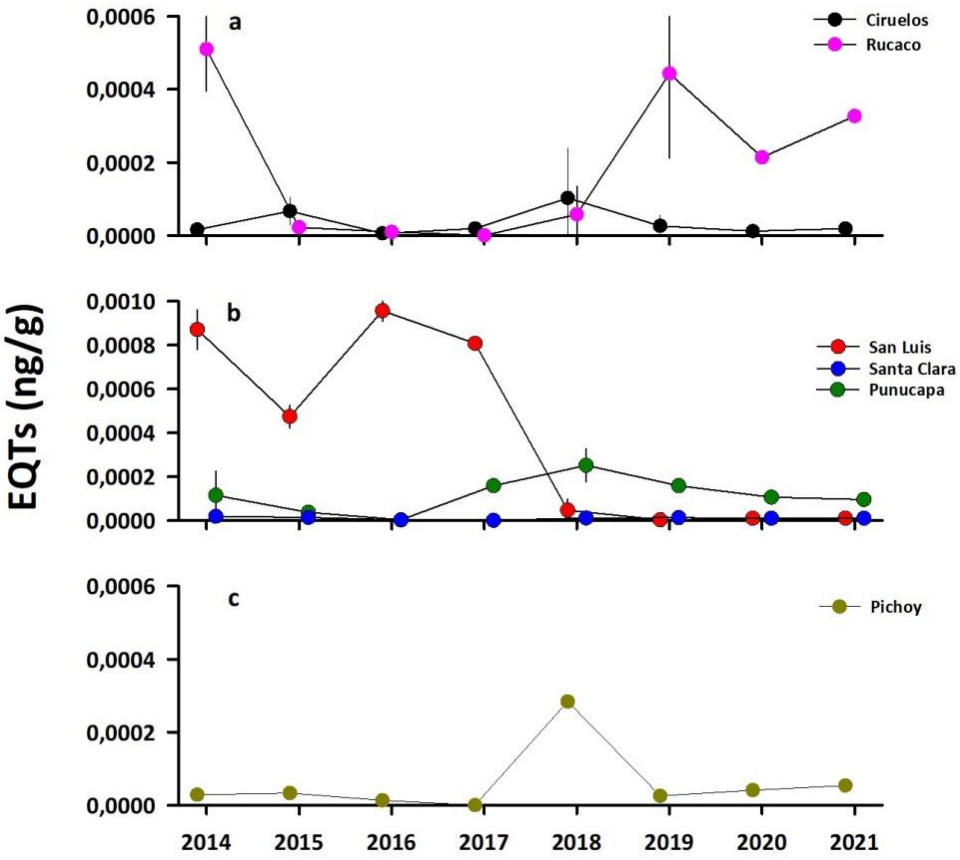


Figura 3.3.15. Comparación inter-anual de las concentraciones de Equivalentes tóxicos en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 y 2021, no se obtuvieron réplicas.

Presencia & ausencia de congéneres de Dioxinas y Furanos

La Tabla 3.3.3 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy, durante el período 2014-2021 (ocho muestreos anuales). Ya que tales congéneres se presentan en orden de mayor a menor toxicidad, las dioxinas 2.3.7.8 TCDD y 1.2.3.7.8 PeCDD y los furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF), son los de mayor toxicidad. El número asignado a cada uno de estos compuestos corresponde a la cantidad de veces que han sido detectados a través de las ocho campañas de muestreo.

Durante el período 2014-2021, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en ninguna de las cuatro estaciones de monitoreo. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD fue detectada en los sedimentos de Rucaco (tres veces), Punucapa (una vez) y Pichoy (una vez) (Tabla 3.3.3. y Fig. 3.3.16).

Durante el mismo período, el Furano 2.3.7.8 (TCDF) se detectó en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos (una vez), Rucaco (cinco veces) y Pichoy (una vez) (Tabla 3.3.3 y Fig. 3.3.16). A su vez, el Furano 1.2.3.7.8 (PeCDF), fue detectado en Ciruelos (dos veces), Rucaco (4 veces), Punucapa (dos veces) y Pichoy (una vez) (Tabla 3.3.3 y Fig. 3.3.16).

En general, el resto de las dioxinas y furanos de menor toxicidad fueron detectados con mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que las dioxinas y furanos mencionados más arriba (Tabla 3.3.3).

Tabla 3.3.3. Número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en relación al total de muestreos realizados (n=8) en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy, durante el período 2014-2021.

compuestos	Ciruelos	Rucaco	Punucapa	Pichoy
Dioxinas				
2.3.7.8-TCDD	0	0	0	0
1.2.3.7.8-PeCDD	0	3	1	1
1.2.3.4.7.8-HxCDD	4	5	4	3
1.2.3.6.7.8-HxCDD	5	6	7	3
1.2.3.7.8.9-HxCDD	6	6	6	5
1.2.3.4.6.7.8-HpCDD	8	8	8	6
OCDD	8	8	8	8
Furanos				
2.3.7.8-TCDF	1	5	0	1
1.2.3.7.8-PeCDF	2	4	2	1
2.3.4.7.8-PeCDF	1	3	1	0
1.2.3.4.7.8-HxCDF	1	4	1	1
1.2.3.6.7.8-HxCDF	2	3	2	1
1.2.3.7.8.9-HxCDF	3	6	7	5
2.3.4.6.7.8-HxCDF	6	4	5	4
1.2.3.4.6.7.8-HpCDF	8	7	8	7
1.2.3.4.7.8.9-HpCDF	3	5	4	3
OCDF	6	8	4	5

La Figura 3.3.16 muestra las concentraciones anuales de las Dioxinas 2.3.7.8 TCDD y 1.2.3.7.8 PeCDD y Furanos (2.3.7.8 TCDF y 1.2.3.7.8 PeCDF), en los sedimentos subacuáticos de las cuatro estaciones seleccionadas para el estudio de estos compuestos.

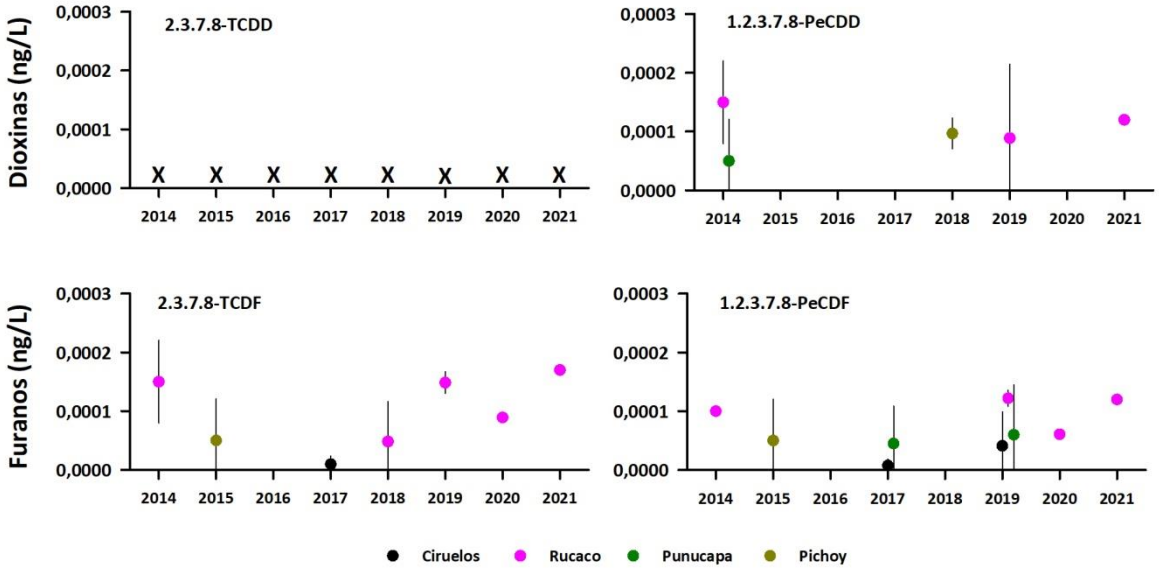


Figura 3.3.16. Concentraciones de Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (gráfico superior) y Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (gráfico inferior) en los sedimentos subacuáticos del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar, con excepción de los años 2020 y 2021 (n=1). X = sin detección.

Análisis estadísticos multivariados

En el Análisis de Componentes Principales (ACP) - tanto para las comparaciones inter anuales (2014 al 2021) como para las espaciales (estaciones 1 a 6) - las dos primeras componentes principales explican el 58 % de la varianza total de la base de datos analizada. Las Figuras 3.3.17 y 3.3.18 muestran los resultados agrupados por años y estaciones de muestreo, respectivamente.

Comparación entre años (2014 al 2021)

El resultado del análisis por años (Fig. 3.3.17) muestran que no existe diferenciación inter anual estadísticamente significativa (PERMANOVA R^2=0,14; p=0,673), con elipses anuales muy mezcladas, lo que demuestra una alta estabilidad temporal para esta matriz ambiental durante el período 2014-2021.

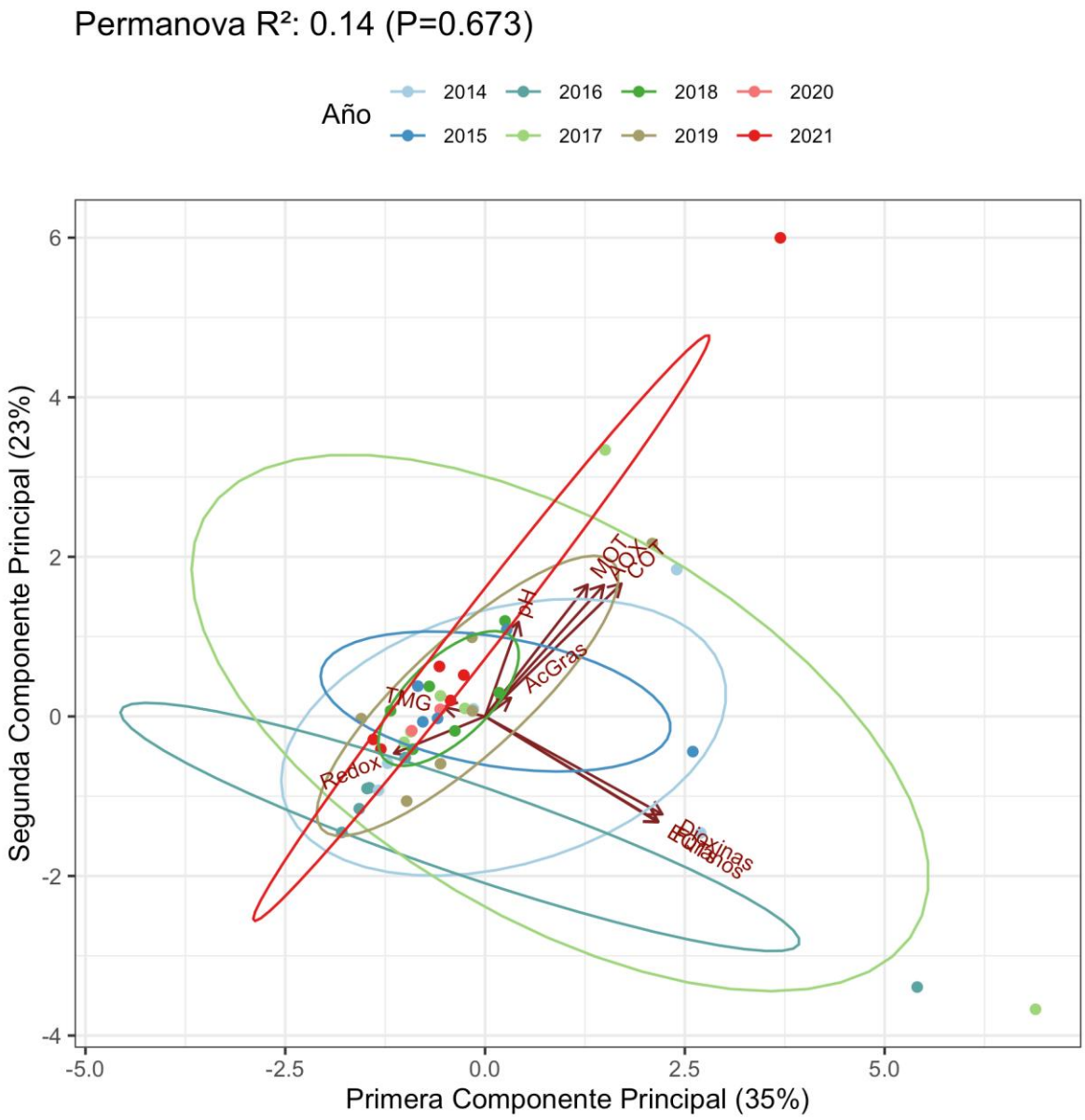


Figura 3.3.17. Biplot resultado del ACP para el total de parámetros analizados en los sedimentos: puntajes agrupados por años de muestreo (2014 a 2021). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Los resultados de un análisis de tendencias de Mann y Kendall, revelaron que ninguno de los parámetros analizados en los sedimentos del área de estudio, mostró tendencias ascendentes estadísticamente significativas ($p<0,001$) (Tabla 3.3.4). No obstante, los valores de p para Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos (0,0635) estuvieron muy cerca del valor de p utilizado en este estudio, para discriminar entre diferencias significativas y no significativas ($p<0,05$).

Tabla 3.3.4. Resultado de la prueba de Mann y Kendall para el análisis de tendencias en parámetros medidos en sedimentos. No se detectaron tendencias ascendentes ni descendentes, estadísticamente significativas.

Parámetro	Tau	valor-p
pH	0,0000	1,0000
Potencial Redox	-0,2857	0,3865
Tamaño medio del grano de arena	0,35714	0,2655
Materia orgánica total	0,28571	0,3865
Carbono orgánico total	0,42857	0,1735
Ácidos grasos	-0,1429	0,7105
AOX	0,07143	0,9015
Dioxinas	-0,5714	0,0635
Furanos	-0,5714	0,0635
Equivalentes Tóxicos	-0,5714	0,0635

Comparación espacial (estaciones 1 a 6)

En contraste a los resultados del ACP inter-anual, los resultados del ACP por estaciones de muestreo, revelan una alta diferenciación entre sus respectivas elipses (PERMANOVA $R^2=0,46$; $p<0,001$), observándose una segregación clara de las estaciones Rucaco (2) y San Luis (3) (Fig. (Fig. 3.3.18). Esto debido a: i) valores de pH más alcalinos y mayores concentraciones de AOX, materia orgánica total (MOT) y carbono orgánico total (TOC) y ácidos grasos (AcGras) en los sedimentos de Rucaco (estación 2); Y ii) mayores concentraciones de dioxinas, furanos y equivalentes tóxicos (EQTs) en los sedimentos de la estación San Luis (estación 3).

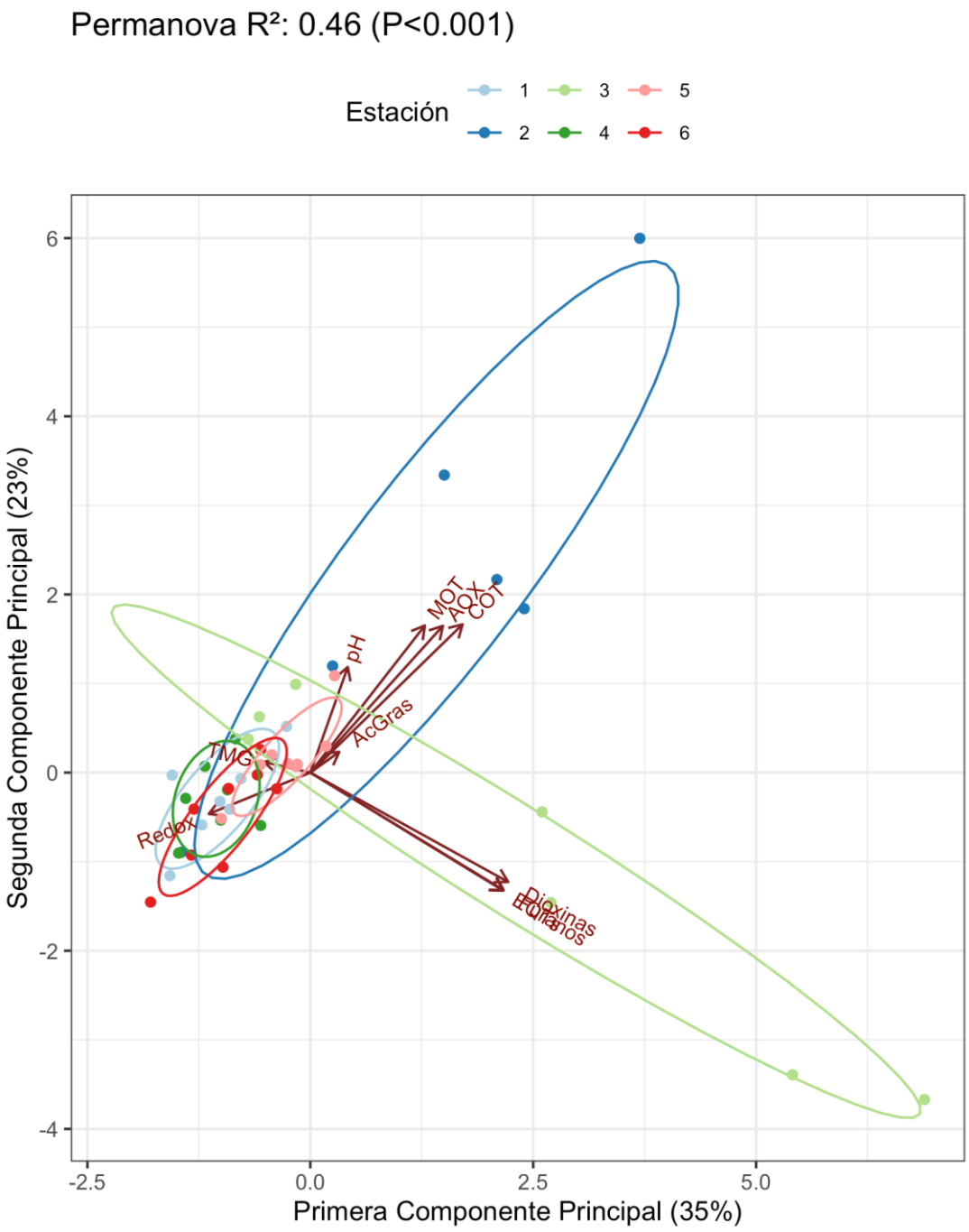


Figura 3.3.18. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en los sedimentos submareales: puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Los porcentajes de varianza explicada por cada componente se indican en los ejes X e Y.

CONCLUSIONES

• Las arenas (63-2000 micrones) fueron la fracción textural de mayor representación en los sedimentos submareales del área de estudio durante los años 2014 al 2021.

• Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron Ácidos Resínicos en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2021.

• Las concentraciones de AOX fueron significativamente más altas en los sedimentos de Rucaco.

• Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron EOX en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2021.

• Coincidente con los valores más altos de Dioxinas y Furanos, los sedimentos de Rucaco fueron los que mostraron los valores de Equivalentes Tóxicos más altos.

• Durante el período 2014-2021, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD fue detectada en Rucaco, Punucapa y Pichoy. Durante el mismo período, los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en Ciruelos, Rucaco y Pichoy y Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy, respectivamente.

• Los resultados del análisis de componentes principales y PERMANOVA, ejecutado para las bases de datos de monitoreo de calidad de sedimentos submareales del HRC, muestran una mayor diferenciación espacial que temporal, con ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre años: espacialmente los sedimentos de Rucaco (estación 2) mostraron pH más alcalinos y mayores concentraciones de AOX, materia orgánica y carbono orgánico total y ácidos grasos y los de San Luis (estación 3) tuvieron mayores concentraciones de dioxinas, furanos y equivalentes tóxicos.

- La falta de variabilidad inter anual significativa y la ocurrencia de variabilidad espacial significativa entre estaciones, sugiere que la matriz sedimentaria de cada una de las estaciones de muestreo se ha mantenido estable en el tiempo (2014 a 2021), pero que el área de estudio no es homogénea en cuanto a características del fondo (textura) o del régimen hidrográfico (variabilidad mareal, por ejemplo), lo que resulta en diferentes tasas de acumulación de por ejemplo, compuestos orgánicos persistentes como AOX, dioxinas y furanos.

REFERENCIAS

Anderson F, Black L, Mayer L, Watling L (1981) A temporal and spatial study of mudflat texture. Northeastern Geology 3:184-191

Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Austral Ecology, 26(1), 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x

Canadian Council of Ministers of the Environmen (2001) Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Summary tables. Updated In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environmental, Winnipeg.

Cayuela, L. (2011). Análisis Multivariante. Área de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos. Madrid, España. 26 pp.

Emery KO (1938) Rapid method of mechanical analysis of sands. Journal of Sedimentary Research 8(3):105-111

Gilbert RO (1987) Statistical methods for environmental pollution monitoring. Wiley, New York

Jolliffe, I. T. (2002). Principal Component Analysis. Springer Series in Statistics. New York: Springer-Verlag. doi:10.1007/b98835. ISBN 978-0-387-95442-4.

Kendall MG (1975) Rank correlation methods, 4th edition. Charles Griffin, London

Kendall, M.G. 1975. Rank Correlation Methods, 4th edition, Charles Griffin, London. 202 pp.

Mann HB (1945) Non-parametric tests against trend. Econometrica 13(13):245-259

Mann, H.B. 1945. Non-parametric tests against trend, Econometrica 13:163-171.

Oksanen J., F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R. B. O'Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M. Henry, H. Stevens, E. Szoecs & H. Wagner (2019). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-5. https://CRAN.R-project.org/package=vegan

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Seward-Thompson B, Hails J (1973) An appraisal on the computation of statistical parameters in grain size analyses. Sedimentology 11: 83-98

Sokal R, Rohlf F (1995) Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman, New York 877 p

Vu V.Q. (2011). ggbiplot: A ggplot2 based biplot. R package version 0.55. http://github.com/vqv/ggbiplot

ANEXO 1

Estaciones y fechas de muestreo

Tabla 1. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2014.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	07-abr-14
2 (sector Rucaco)	07-abr-14
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-14
4 (sector Santa Clara)	09-abr-14
5 (sector Punucapa)	09-abr-14
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-14

Tabla 2. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2015.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	08-abr-2015
2 (sector Rucaco)	08-abr-2015
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015
4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	07-abr-2015

Tabla 3. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2016.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	06-abr-2016
2 (sector Rucaco)	06-abr-2016
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	06-abr-2016
4 (sector Santa Clara)	05-abr-2016
5 (sector Punucapa)	05-abr-2016
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	04-abr-2016

Tabla 4. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2017.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	12-abr-2017
2 (sector Rucaco)	12-abr-2017
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	11-abr-2017
4 (sector Santa Clara)	11-abr-2017
5 (sector Punucapa)	11-abr-2017
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-2017

Tabla 5. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2018.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	18-abr-2018
2 (sector Rucaco)	18-abr-2018
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	17-abr-2018
4 (sector Santa Clara)	17-abr-2018
5 (sector Punucapa)	17-abr-2018
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	16-abr-2018

Tabla 6. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2019.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	17-abr-2019
2 (sector Rucaco)	17-abr-2019
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	16-abr-2019
4 (sector Santa Clara)	16-abr-2019
5 (sector Punucapa)	16-abr-2019
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	15-abr-2018

Tabla 7. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2020.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	21-abr-2020
2 (sector Rucaco)	21-abr-2020
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	22-abr-2020
4 (sector Santa Clara)	22-abr-2020
5 (sector Punucapa)	22-abr-2020
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	22-abr-2020

Tabla 8. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2021.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces	
(sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	28-abr-2021
2 (sector Rucaco)	28-abr-2021
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	27-abr-2021
4 (sector Santa Clara)	27-abr-2021
5 (sector Punucapa)	27-abr-2021
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	27-abr-2021

ANEXO 2

Tabla 1. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de grava en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

		grava (%)	
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	9,3 (0,8)	0,0 (0,0)	13,1 (19,1)
2 (sector Rucaco)	46,2 (12,8)	11,9 (11,2)	30,9 (16,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	83,2 (10,2)	0,0 (0,0)	1,3 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,7 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

		grava (%)	
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,7)	0,2 (0,3)	49,6 (10,2)
2 (sector Rucaco)	0,0 (0,0)	2,9 (2,0)	8,8 (16,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,8 (1,2)	1,6 (1,1)	44,8 (16,8)
4 (sector Santa Clara)	0,2 (0,3)	9,7 (4,1)	0,9 (0,6)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)

	grava (%)	
estaciones	**2020**	**2021**
	abril	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	20,2 (36,9)	59,8 (6,7)
2 (sector Rucaco)	73,8 (10,4)	4,5 (4,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	70,5 (19,7)	15,5 (29,8)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,04 (0,1)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	1,2 (2,1)

Tabla 2. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de arena en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis

	arena (%)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	65,1 (0,3)	64,8 (17,7)	83,8 (22,2)
2 (sector Rucaco)	47,0 (10,2)	69,7 (20,7)	63,9 (14,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	12,6 (7,0)	98,7 (0,5)	68,7 (3,8)
4 (sector Santa Clara)	97,0 (0,2)	92,4 (2,8)	95,3 (3,1)
5 (sector Punucapa)	57,8 (10,5)	18,0 (2,8)	62,8 (13,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	96,5 (1,1)	93,2 (2,4)	97,2 (1,9)

	arena (%)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	94,4 (2,8)	94,5 (1,5)	46,6 (8,7)
2 (sector Rucaco)	18,1 (13,8)	65,1 (4,4)	30,5 (3,5)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	29,3 (8,2)	95,7 (1,6)	50,6 (16,6)
4 (sector Santa Clara)	86,4 (2,9)	88,7 (4,5)	95,9 (1,2)
5 (sector Punucapa)	37,5 (28,5)	30,7 (16,5)	20,3 (8,5)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	16,1 (7,4)	94,8 (4,0)	93,2 (2,7)

estaciones	arena (%) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	74,6 (35,9)	27,0 (6,1)
2 (sector Rucaco)	25,5 (10,4)	32,3 (13,5)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	15,2 (11,0)	55,9 (14,7)
4 (sector Santa Clara)	94,6 (3,1)	97,1 (0,8)
5 (sector Punucapa)	42,3 (13,6)	19,0 (10,9)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	93,4 (4,1)	88,1 (5,3)

Tabla 3. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de fango en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	fango (%)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	18,0 (2,7)	22,9 (10,3)	0,3 (0,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (2,5)	17,5 (12,6)	2,3 (1,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,0 (3,6)	0,5 (0,2)	13,1 (1,9)
4 (sector Santa Clara)	1,2 (0,1)	7,3 (2,8)	0,9 (0,4)
5 (sector Punucapa)	40,6 (10,9)	77,0 (3,6)	28,0 (14,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,2)	6,1 (2,1)	0,5 (0,0)

	fango (%)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	1,2 (0,6)	0,7 (0,3)	2,0 (0,7)
2 (sector Rucaco)	45,0 (3,3)	21,0 (2,5)	45,9 (11,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	55,0 (7,9)	1,5 (1,2)	3,4 (0,7)
4 (sector Santa Clara)	3,5 (1,8)	0,3 (0,1)	0,8 (0,3)
5 (sector Punucapa)	51,5 (25,9)	61,2 (13,5)	69,8 (6,5)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	75,6 (5,5)	1,0 (1,2)	1,8 (2,2)

estaciones	fango (%) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,9)	5,6 (1,4)
2 (sector Rucaco)	0,1 (0,2)	30,5 (12,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	11,0 (7,3)	17,0 (14,3)
4 (sector Santa Clara)	1,1 (0,8)	0,1 (0,01)
5 (sector Punucapa)	47,5 (16,5)	75,2 (11,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,5 (0,4)	2,4 (1,7)

Tabla 4. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	agregados biogénicos (%)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	7,6 (1,5)	12,2 (11,1)	2,8 (3,2)
2 (sector Rucaco)	0,5 (0,2)	0,9 (1,2)	2,9 (1,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	1,3 (0,4)	0,8 (0,6)	16,9 (3,1)
4 (sector Santa Clara)	1,9 (0,3)	0,3 (0,0)	3,8 (2,6)
5 (sector Punucapa)	1,6 (0,4)	5,0 (3,7)	9,2 (4,5)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,0 (0,8)	0,7 (0,3)	2,3 (1,9)

	agregados biogénicos (%)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	3,4 (2,0)	4,6 (1,4)	1,8 (1,0)
2 (sector Rucaco)	36,8 (11,1)	11,0 (3,7)	14,8 (3,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	14,9 (5,7)	1,1 (0,9)	1,2 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	9,9 (3,1)	1,3 (0,9)	2,5 (0,5)
5 (sector Punucapa)	11,1 (5,3)	8,2 (3,1)	9,9 (2,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	8,3 (2,4)	4,3 (3,9)	4,9 (2,0)

estaciones	agregados biogénicos (%) 2020 abril	2021 abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	4,3 (3,4)	7,6 (5,0)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,2)	32,7 (7,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	3,3 (1,4)	11,6 (6,5)
4 (sector Santa Clara)	4,3 (2,4)	2,7 (0,8)
5 (sector Punucapa)	10,2 (3,9)	5,7 (0,4)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	6,1 (4,3)	8,4 (4,2)

Tabla 5. Comparación inter-anual de los tamaños de las partículas de arena en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis. SD= sin datos debido a perdida de muestras.

	tamaño de la partícula de arena (µm)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	314,0 (11,7)	214,6 (12,4)	488,8 (56,4)
2 (sector Rucaco)	536,0 (45, 6)	412,8 (141,1)	500,3 (97,7)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	177,0 (7,8)	548,7 (25,2)	220,3 (1,2)
4 (sector Santa Clara)	394,0 (10,6)	299,3 (8,4)	387,0 (2,0)
5 (sector Punucapa)	211,0 (31,9)	178,8 (29,9)	233,0 (7,4)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	397,0 (7,0)	318,6 (7,7)	371,8 (3,0)

	tamaño de la partícula de arena (µm)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	341,4 (18,4)	360,9 (12,4)	705,3 (14,0)
2 (sector Rucaco)	144,0 (17,7)	246,5 (10,1)	361,2 (50,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	228,0 (18,8)	632,1 (62,3)	756,4 (20,9)
4 (sector Santa Clara)	263,7 (4,1)	542,0 (29,9)	476,5 (20,6)
5 (sector Punucapa)	144,6 (28,6)	190,4 (11,2)	178,7 (22,8)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	191,2 (4,5)	340,5 (10,0)	346,6 (11,6)

estaciones	tamaño de la partícula de arena (µm) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	408,9 (101,4)	562,6 (43,4)
2 (sector Rucaco)	790,9 (39,7)	142,9 (16,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	392,8 (76,2)	304,2 (251,2)
4 (sector Santa Clara)	302,8 (11,5)	545,6 (27,5)
5 (sector Punucapa)	196,1 (13,7)	175,8 (21,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	360,2 (4,2)	323,4 (25,5)

Tabla 6. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de materia orgánica total en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	materia orgánica total (%)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	6,7 (0,2)	15,6 (0,6)	1,6 (0,3)
2 (sector Rucaco)	4,0 (1,1)	2,0 (0,4)	1,7 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	4,9 (2,1)	2,4 (0,4)	10,6 (1,0)
4 (sector Santa Clara)	2,6 (0,1)	4,9 (0,8)	3,1 (0,3)
5 (sector Punucapa)	8,3 (1,2)	13,8 (0,3)	7,0 (1,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	3,1 (0,0)	2,8 (0,8)	1,6 (0,1)

	materia orgánica total (%)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	2,7 (0,7)	2,4 (0,3)	2,2 (0,8)
2 (sector Rucaco)	29,8 (3,3)	13,7 (0,9)	28,6 (11,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	16,6 (1,1)	2,5 (0,5)	2,5 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	3,6 (0,7)	2,3 (1,3)	2,2 (0,3)
5 (sector Punucapa)	9,4 (4,6)	11,6 (1,5)	12,0 (1,4)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	12,3 (1,0)	2,0 (0,5)	3,1 (0,7)

estaciones	materia orgánica total (%)	
	2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	3,8 (1,4)	6,1 (1,1)
2 (sector Rucaco)	0,9 (0,3)	46,2 (9,6)
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	3,9 (2,0)	15,2 (5,9)
4 (sector Santa Clara)	2,3 (0,3)	1,6 (0,1)
5 (sector Punucapa)	8,6 (0,6)	11,3 (6,6)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	6,9 (3,7)	12,9 (7,9)

Tabla 7. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de carbono orgánico total (COT) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	carbono orgánico total (%)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,1)	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)
2 (sector Rucaco)	6,4 (0,3)	0,3 (0,0)	0,9 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,4 (0,2)	5,2 (0,3)	3,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	0,4 (0,1)	0,6 (0,0)	0,2 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,1)	2,0 (0,0)	0,3 (0,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,6 (0,1)	1,9 (0,1)	0,2 (0,0)

	carbono orgánico total (%)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,0)	0,4 (0,0)	0,3 (0,1)
2 (sector Rucaco)	7,8 (0,0)	3,2 (0,1)	8,1 (0,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,6 (0,2)	0,2 (0,0)	7,0 (1,4)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,0)	0,3 (0,0)	0,1 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,6 (0,0)	1,9 (0,0)	1,3 (0,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,1 (0,0)	0,5 (0,0)	0,3 (0,0)

	carbono orgánico total (%)	
estaciones	**2020**	**2021**
	abril	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	1,5	2,29
2 (sector Rucaco)	8,8	13,23
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	2,5	2,39
4 (sector Santa Clara)	0,2	0,09
5 (sector Punucapa)	1,2	1,19
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,2	0,22

Tabla 8. Comparación inter-anual de los valores promedio de pH en los sedimentos del área de estudio. SD = sin datos ya que el sustrato no presentó en esa oportunidad una condición adecuada para el uso de la sonda para medición de pH (fondo con muchas piedras).

	pH							
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)								
1 (sector Ciruelos)	6,5	7,0	5,7	7,1	7,2	7,9	SD	7,0
2 (sector Rucaco)	6,6	SD	6,0	7,6	7,5	6,9	SD	7,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)								
3 (sector Fuerte San Luis)	6,7	7,4	6,4	7,0	7,5	7,1	SD	6,7
4 (sector Santa Clara)	6,2	7,7	6,3	7,1	7,8	6,5	SD	7,5
5 (sector Punucapa)	6,7	7,4	6,3	7,1	7,7	6,8	SD	6,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)								
6 (río Pichoy)	6,1	7,0	5,6	7,2	7,6	7,0	SD	6,3

Tabla 9. Comparación inter-anual de los valores promedio de POR (potencial óxido reducción) en los sedimentos del área de estudio. SD = sin datos ya que el sustrato no presentó en esa oportunidad una condición adecuada para el uso de la sonda para medición de POR (fondo con muchas piedras).

	POR (mV)							
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)								
1 (sector Ciruelos)	120,1	201,1	117,0	-33,1	22,9	188,4	SD	-118,8
2 (sector Rucaco)	-17,1	SD	177,9	78,9	43,5	-213,5	SD	-32,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)								
3 (sector Fuerte San Luis)	-119	-138,7	-59,7	-37,7	-158,6	-130,1	SD	41,9
4 (sector Santa Clara)	52,8	-0,6	207,5	8,2	97,9	-153,8	SD	278,8
5 (sector Punucapa)	-104,4	-72,8	34,6	-4,8	38,9	-42,1	SD	-8,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)								
6 (río Pichoy)	123	-67,5	187,3	-22,3	-104,7	250,2	SD	109,1

Tabla 10. Concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

	Ácidos grasos (µg/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	52,2 (5,5)	4,9 (0,5)	0,6 (0,0)
2 (sector Rucaco)	532,7 (27,6)	6,1 (1,5)	1,5 (0,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	312,8 (56,3)	8,5 (1,6)	1,2 (0,3)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	216,5 (28,1)	6,8 (2,1)	0,8 (0,4)

	Ácidos grasos (µg/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,0)	0,3 (0,0)	1,9 (0,4)
2 (sector Rucaco)	1,0 (0,1)	4,4 (0,1)	20,7 (1,6)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	1,9 (0,2)	4,9 (0,1)	10,2 (1,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,6)	3,4 (0,9)	1,0 (0,2)

estaciones	Ácidos grasos (µg/g) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,7	1,03
2 (sector Rucaco)	11,5	16,51
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
5 (sector Punucapa)	0,7	0,25
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,4	0,17

Tabla 11. Concentraciones de Ácidos resínicos contenidos en los sedimentos del área de estudio. * = No detectado*, i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Ácidos resínicos (µg/g)							
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)								
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)								
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*	*	*	*
Río tributario del río Cruces (área estuarial)								
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*	*	*	*

Tabla 12. Concentraciones de AOX (haluros orgánicos adsorbibles) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	AOX (µg/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	17,4 (0,8)	23,6 (3,8)	25,1 (5,8)
2 (sector Rucaco)	174,9 (16,0)	35,8 (6,1)	33,7 (6,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	46,6 (6,5)	67,0 (1,8)	48,5 (2,5)
4 (sector Santa Clara)	33,1 (1,9)	35,7 (3,3)	25,1 (4,9)
5 (sector Punucapa)	25,1 (1,7)	60,4 (0,6)	26,0 (3,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	10,4 (0,9)	25,9 (3,2)	12,8 (4,1)

	AOX (µg/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	16,9 (0,3)	20,6 (2,3)	20,9 (4,7)
2 (sector Rucaco)	105,3 (7,0)	63,0 (5,3)	53,5 (5,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	52,8 (3,2)	43,4 (2,8)	25,7 (4,6)
4 (sector Santa Clara)	22,6 (2,6)	29,3 (0,3)	32,1 (1,2)
5 (sector Punucapa)	27,6 (1,6)	28,2 (2,6)	29,4 (2,7)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	14,6 (0,6)	22,5 (3,3)	18,1 (1,6)

estaciones	AOX (µg/g) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	20,8	43,6
2 (sector Rucaco)	136,5	180,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	48,6	37,5
4 (sector Santa Clara)	36,3	35,4
5 (sector Punucapa)	37,6	34,0
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	19,5	15,8

Tabla 13. Concentraciones de EOX (haluros orgánicos extraíbles) en los sedimentos del área de estudio. * = No detectado*, i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	EOX (µg/g)							
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
	abril	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)								
1 (sector Ciruelos)	*		*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*		*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)								
5 (sector Punucapa)	*		*	*	*	*	*	*
Río tributario del río Cruces (área estuarial)								
6 (río Pichoy)	*		*	*	*	*	*	*

Tabla 14. Concentraciones de Dioxinas en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Dioxinas (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,004 (0,001)	0,016 (0,010)	0,004 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,083 (0,005)	0,004 (0,001)	0,008 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,013 (0,002)	0,011 (0,001)	0,002 (0,000)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,006 (0,001)	0,007 (0,001)	0,002 (0,000)

	Dioxinas (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,003 (0,000)	0,016 (0,017)	0,003 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,001 (0,000)	0,016 (0,019)	0,052 (0,002)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,018 (0,000)	0,044 (0,024)	0,021 (0,002)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,002 (0,000)	0,029 (0,002)	0,046 (0,001)

estaciones	Dioxinas (ng/g) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,00541	0,0020
2 (sector Rucaco)	0,04577	0,0428
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
5 (sector Punucapa)	0,01439	0,0123
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,00259	0,00452

Tabla 15. Concentraciones de Furanos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Furanos (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,0004 (0,0001)	0,0015 (0,0005)	0,0003 (0,0001)
2 (sector Rucaco)	0,0077 (0,0004)	0,0009 (0,0001)	0,0006 (0,0001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,0004 (0,0000)	0,0003 (0,0000)	0,0002 (0,0002)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0004 (0,0001)	0,0006 (0,0004)	0,0002 (0,0003)

	Furanos (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,0002 (0,0000)	0,0004 (0,0004)	0,0005 (0,0005)
2 (sector Rucaco)	0,0002 (0,0000)	0,0012 (0,0017)	0,0064 (0,0023)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,0007 (0,0001)	0,0009 (0,0004)	0,0009 (0,0007)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0000 (0,0000)	0,0006 (0,0000)	0,0039 (0,0001)

	Furanos (ng/g)	
estaciones	**2020**	**2021**
	abril	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,00050	0,00011
2 (sector Rucaco)	0,00400	0,00316
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
5 (sector Punucapa)	0,00042	0,00026
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,00079	0,00011

Tabla 16. Concentraciones de Equivalentes Tóxicos (EQTs) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	EQTs (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,00002 (0,00000)	0,00007 (0,00004)	0,00001 (0,00000)
2 (sector Rucaco)	0,00051 (0,00012)	0,00002 (0,00000)	0,00001 (0,00000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,00011 (0,00011)	0,00004 (0,00000)	0,00000 (0,00000)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,00003 (0,00002)	0,00003 (0,00002)	0,00001 (0,00002)

	EQTs (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,00002 (0,00000)	0,00010 (0,00014)	0,00003 (0,00003)
2 (sector Rucaco)	0,00000 (0,00000)	0,00006 (0,00008)	0,00044 (0,00023)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,00016 (0,00003)	0,00025 (0,00008)	0,00016 (0,00003)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,00000 (0,00000)	0,00028 (0,00002)	0,00003 (0,00000)

estaciones	EQTs (ng/g) 2020	2021
	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	0,00001	0,00002
2 (sector Rucaco)	0,00021	0,00033
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
5 (sector Punucapa)	0,00011	0,00095
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,00004	0,00005

4. COMPONENTE BIOTICO

4.1. MACRÓFITAS ACUÁTICAS

Análisis espacio - temporal de la cobertura de macrófitas acuáticas mediante sensores remotos

ANTECEDENTES

Distintos estudios realizados desde el año 2004 han dado cuenta de la importancia de las macrófitas acuáticas para el ecosistema del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC). Las macrófitas acuáticas cumplen distintas funciones ecosistémicas, destacando el Luchecillo, *Egeria densa* (Planch.) por rol como alimento para las aves acuáticas herbívoras del humedal como los cisnes de cuello negro y las taguas, así como su aporte al flujo de energía y materia orgánica de la cadena trófica del HRC. Adicionalmente el Luchecillo es un elemento clave del funcionamiento de este humedal. Las plantas estabilizan los sedimentos bentónicos en los cauces del humedal, cumpliendo un rol importante en el flujo de energía y materia, así como en la estructura y dinámica hidrológica de este ecosistema.

A través de distintos estudios realizados en el marco del desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (PDHRC) y posteriormente a través del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (PMHRC), se recopiló una serie de indicadores de distribución y cobertura de las principales plantas acuáticas de interés en el HRC, así como de indicadores de calidad de agua (principalmente reflectancia). La variación espacial y anual de la cobertura de estas plantas acuáticas ha mostrado la recuperación de este importante componente del ecosistema posterior a la pérdida de cobertura de Luchecillo, los que se asocian con los cambios en transparencia del agua en el HRC.

A fines del año 2020, se observó una disminución importante en la distribución y cobertura de Luchecillo en distintos sectores del HRC, observándose sectores del humedal descubiertos de plantas, con la consecuente liberación de plumas de sedimento a través del cauce del HRC. La magnitud y velocidad de los cambios observados en la distribución

del Luchecillo, así como sus efectos sobre las condiciones del humedal, destacan la importancia de cuantificar la variación espacial y temporal de la distribución, cobertura y biomasa de las macrófitas acuáticas en este ecosistema. El estudio del sexto año del Programa de Monitoreo, correspondiente a la temporada estival del periodo 2020-2021 mostró cambios en la distribución espacial de las macrófitas acuáticas dominantes, particularmente para el caso de *Egeria densa* (Luchecillo) y *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce), al igual que una disminución en la biomasa en pie para el Luchecillo y el Huiro de agua, mostrando disminuciones de 95% y 79% respectivamente, mientras que el Huiro verde presento un aumento de 76% en su biomasa en pie. Estos cambios en la distribución se han visto acompañados por variaciones en otras especies presentes en el humedal.

En este contexto, el presente estudio analiza los resultados del séptimo año del Programa de Monitoreo, correspondiente a la temporada estival del periodo 2021-2022. Este trabajo tiene como objetivo continuar el estudio sistemático de la cobertura y distribución de las plantas acuáticas dominantes del humedal mediante el uso de modelos de distribución basados en información obtenida mediante sensores remotos. Para ello se emplea la metodología aplicada en el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (verano 2015) y el Programa de Monitoreo del mismo humedal. Adicionalmente, se evaluó y modeló la variación espacial y temporal en la biomasa de las macrófitas acuáticas más relevantes. De esta forma, se modela y representa cartográficamente la distribución y biomasa de estas especies a lo largo del HRC. Esta contribuye a la toma de decisiones para la conservación y manejo del humedal, caracterizando la variación temporal de descriptores espacialmente explícitos de estos componentes ecosistémicos clave del HRC: la distribución y cobertura de macrófitas acuáticas y biomasa o standing stock de estas plantas lo largo de distintos sectores del HRC.

OBJETIVOS

- Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos y mediciones *in situ*, la variabilidad espacial y temporal en la cobertura de Luchecillo

en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2015 y el año 2022.

•Describir el grado de variabilidad temporal en distintos sectores del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período de estudio

•Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos y mediciones *in situ*, la variabilidad espacial en la cobertura y la biomasa o standing stock de Luchecillo y las macrófitas dominantes en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2021 y el año 2022.

En términos operacionales, se entiende por cobertura de Luchecillo al análisis de los siguientes indicadores estimados mediante sensores remotos:

• Determinación de los pixeles con presencia de Luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

• Descripción de la idoneidad ambiental promedio para el Luchecillo y la variabilidad temporal de los pixeles con presencia de Luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

• Delimitación de la variación temporal de ocurrencia media de Luchecillo en los puntos de muestreo realizados a lo largo del cauce del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, identificando los patrones observados en distintos sectores de interés.

Por biomasa en pie (*standing stock*) de Luchecillo (o de otras macrófitas acuáticas) se entiende el análisis de los siguientes indicadores estimados mediante sensores remotos:

- Estimación de la biomasa de la especie, medida en gramos de peso húmedo por metro cuadrado (en adelante g m^{-2}) en cada uno de los pixeles de 30 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de capas de sensores remotos captados en una imagen de la misión Sentinel 2 que han sido re-escalados a la resolución nativa de una imagen Landsat 8.

- Estimación de la biomasa de la especie (g m^{-2}) en cada uno de los pixeles de 15 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de capas de sensores remotos captados en una imagen de la misión en una imagen de la misión Sentinel 2 que han sido re-escalados a la resolución nativa de una imagen pancromática Landsat 8 (Belfiore *et al.* 2016).
- Estimación de la biomasa de la especie (g m^{-2}) en cada uno de los pixeles de 10 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de imágenes captadas en una imagen de la misión Sentinel 2.

MATERIAL Y METODOS

Obtención de imágenes satelitales

De acuerdo con la metodología empleada durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (verano 2014-2015) y durante el transcurso del Programa de Monitoreo Ambiental del mismo humedal (períodos entre la primavera de 2015-2016 periodo estival 2019-2020), el presente estudio utiliza el análisis de imágenes de sensores remotos para estimar la variación espacial de la cobertura y distribución del Luchecillo y otras macrófitas acuáticas dominantes en él HRC, al igual que de la biomasa de estas especies. Para generar estimaciones cuantitativas y espacialmente explícitas de la cobertura y biomasa en pie de Luchecillo y otras macrófitas acuáticas, durante la temporada estival 2021-2022 se utilizaron imágenes de sensores remotos y datos empíricos georeferenciados para describir estadísticamente la distribución y cobertura de estas especies. Además, se utilizaron muestras georreferenciadas de biomasa para calibrar y validar modelos estadísticos y de aprendizaje de máquinas, con el fin de generar mapas de biomasa estimada a diferentes escalas. Las imágenes satelitales analizadas se obtuvieron desde el archivo histórico de imágenes satelitales del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS; http://earthexplorer.usgs.gov/). En particular, se emplearon imágenes de sensores remotos obtenidos a tres resoluciones espaciales:

- Resolución de 30 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor OLI (sigla inglesa para *Operational Land Imager*), a bordo de la misión satelital Landsat 8. Dado que la disponibilidad de imágenes para el área de estudio resulta en imágenes con un desfase muy alto (Diciembre 2021 *versus* Febrero 2022), se utilizó en su lugar una imagen Sentinel 2 de la fecha de muestreo, la que fue re-escalada a la resolución de 30 m.
- Resolución de 15 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor OLI, la que ha sido previamente interpolada desde 30 metros a 15 metros usando interpolación pancromática o *pansharpening* (Belfiore *et al.,* 2016). Dado que la disponibilidad de imágenes para el área de estudio resulta en imágenes con un desfase muy alto (Diciembre 2021 versus Febrero 2022), se utilizó en su lugar una imagen Sentinel 2 de la fecha de muestreo, la que fue re-escalada a la resolución de 15 m.
- Resolución de 10 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor MSI (sigla inglesa para *Multispectral Imager*), a bordo de la misión satelital Sentinel 2.

Al igual que en estudios previos del humedal, el área de estudio tiene como punto central las coordenadas 40^{o}19'20"S, 72^{o}51'00"W, correspondiente a la región comprendida en la combinación 233/88 del Sistema Mundial de Referencia 2 (WRS-2). Para poder contar con imágenes adecuadas, se examinó el archivo de imágenes buscando seleccionar aquellas fechas para las cuales se contase con una baja cobertura de nubes sobre el humedal. Usualmente, esto corresponde a imágenes satelitales con una cobertura de nubes inferior al 20% del área de barrido satelital en la celda 233/88 del sistema de referencia WRS2 o en su defecto en las celdas 001/87 y 001/88 88 del sistema de referencia WRS2. La búsqueda realizada permitió contar con imágenes adecuadas para los fines del presente análisis. Para el satélite Landsat 8 se obtuvieron dos imágenes del día 21 de diciembre de 2021, correspondientes a las celdas 001/87 y 001/88 88 del sistema de referencia WRS2. Esto refleja la alta cobertura de nubes en el área de estudio, lo que impidió contar con una

imagen Landsat 8 con mayor proximidad temporal a la fecha de toma de muestras en terreno (15 y 16 de febrero de 2022). En el caso del satélite Sentinel 2, se obtuvieron dos imágenes del día 17 de febrero de 2022, correspondientes a las celdas 18HXB y 18GXA del sistema de celdas de esta misión satelital. En la Figura 4.1.1. se muestra una representación de verdadero color (imagen tricromática en base a las bandas de color rojo, verde azul) de la escena captada por el sensor OLI / Landsat 8, para el área de estudio en el día 21 de diciembre de 2021, mientras que la Figura 4.1.2 muestra la representación de verdadero color para la misma imagen y fecha a la resolución de 15 m. A su vez, la Figura 4.1.3 muestra la representación de verdadero color obtenida en el catálogo de imágenes Sentinel 2, correspondiente al 17 de febrero de 2022, con una resolución de 10 m.

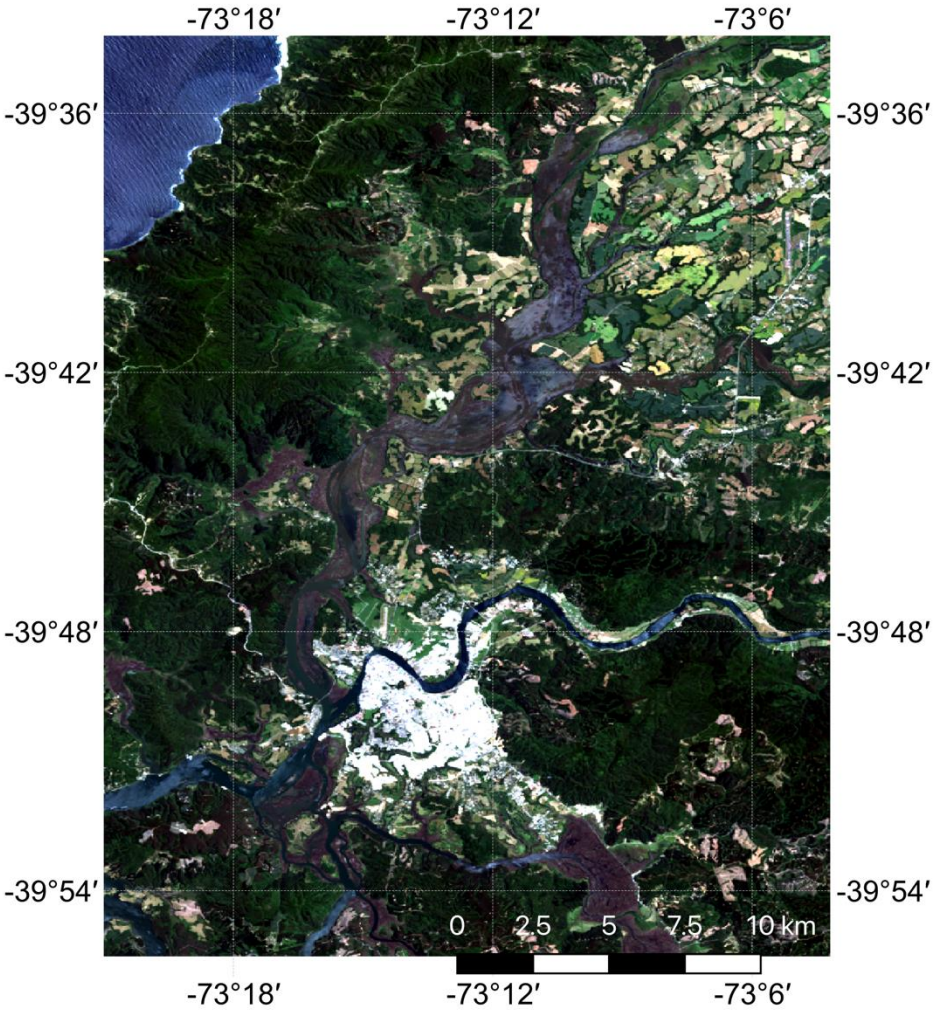


Figura 4.1.1. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 21 de diciembre del año 2021. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 30 metros por pixel.

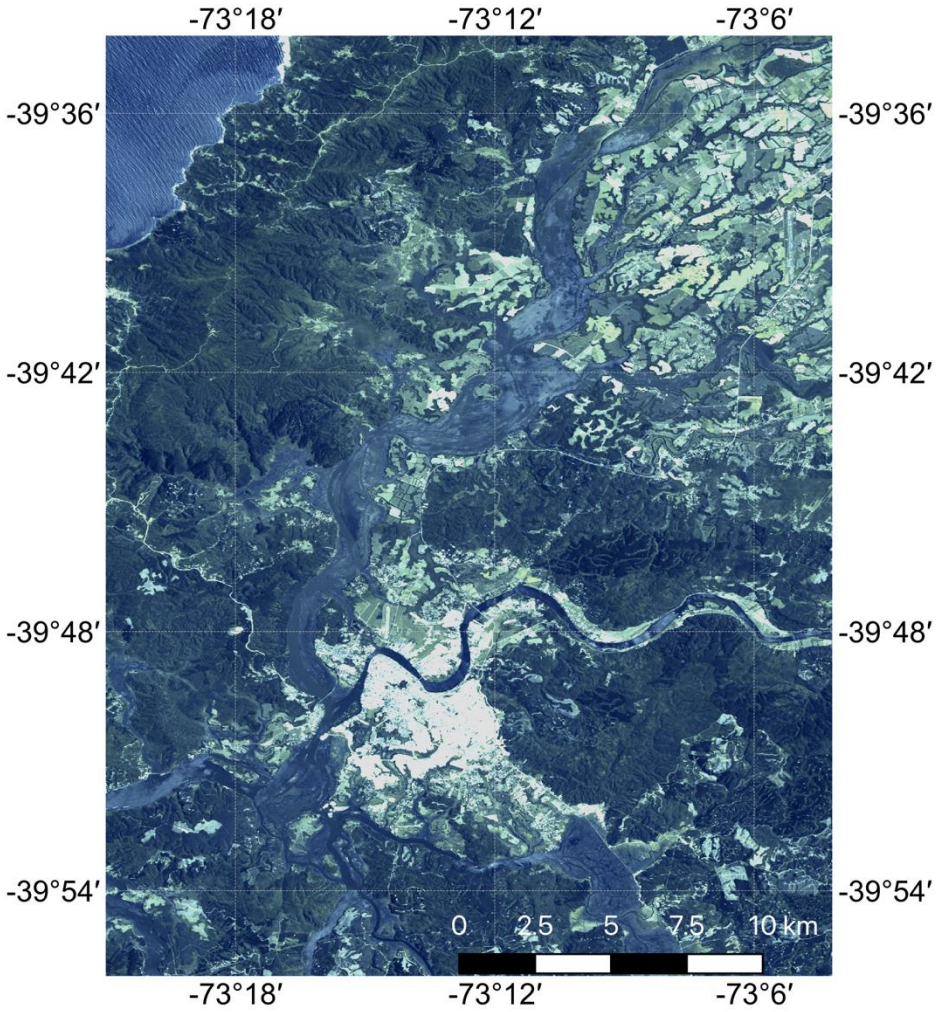


Figura 4.1.2. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 21 de diciembre del año 2021. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 15 metros por pixel.

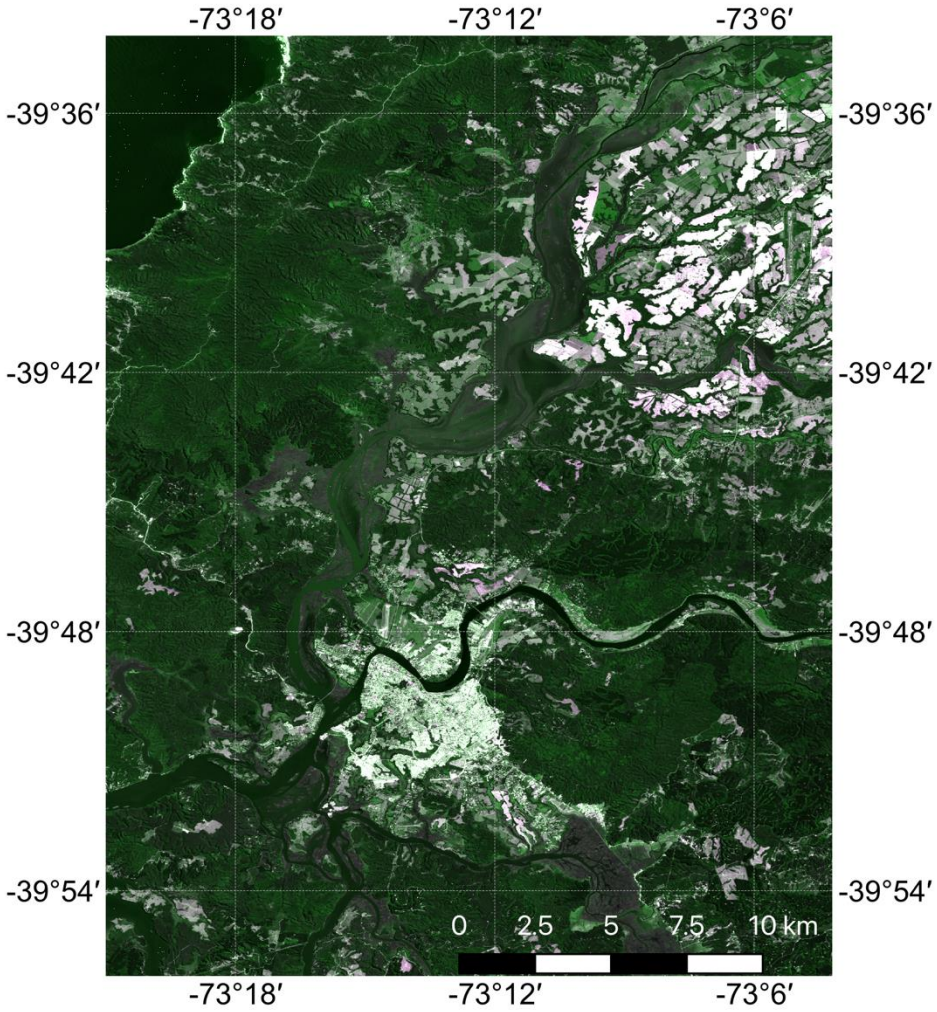


Figura 4.1.3. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Sentinel 2). La imagen corresponde al día 17 de febrero del año 2022. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 10 metros por pixel.

Procesamiento y corrección de imágenes satelitales

De forma similar a lo realizado en estudios anteriores (PDHRC y PMHRC), la imagen satelital obtenida del archivo histórico del sensor OLI de la misión Landsat 8 fue procesada y calibrada radiométricamente, y corregida de acuerdo con lo descrito para aguas turbias (caso-2), mediante las ecuaciones y parámetros descritos en la literatura (Chander & Markham 2003; Hwan-Ahn *et al.*, 2004; Lagos *et al.*, 2008). Estos procedimientos permitieron la transformación de los valores de los números digitales (DN) presentes en las distintas bandas de datos de cada imagen a valores de porcentajes de reflectancia atmosférica superior (RTOA), permitiendo la comparación con imágenes obtenidas en diferentes fechas, o bien con imágenes captadas por diferentes sensores, como por ejemplo los sensores TM, TM+ o ETM, correspondientes a las misiones Landsat anteriores a la misión Landsat 8. Dadas las características del HRC, y conforme a los estudios previos, se aplicó una corrección atmosférica para aguas turbias caso-2, mediante el método de *path extraction* (Lagos *et al.*, 2008; Hwan-Ahn *et al.*, 2004). Esta transformación permite dar cuenta de los efectos de la absorción y dispersión sobre la reflectancia del agua. Estos efectos se deben a la radiación difusiva causada por la dispersión de fotones por las moléculas de aire y aerosoles. Esta se suma a aquella causada por el reflejo en la superficie del agua por efecto de los sólidos suspendidos totales (SST), clorofila y la materia orgánica disuelta opaca (CDOM). La corrección mediante *path extraction* se centra en la substracción de la irradiancia mínima o *path radiance* (r_{Path}) de la banda para toda la imagen. Este método asume que la señal RTOA puede reducirse a los valores r_{Path} en el caso de las aguas azules claras, debido a que estas presentan los valores mínimos de reflectancia (Antoine & Morel, 1999). Además, se asume que el valor de r_{Path} es homogéneo a través de la escena Landsat (ver Hwan-Ahn *et al.,* 2004) para las ecuaciones y parámetros correspondientes. El sensor a bordo del satélite Landsat 8 entrega imágenes con una resolución espacial de entre 15 y 30 m, dependiendo de la banda de radiación a analizar, con la banda pancromática contando con la mayor resolución espacial de 15 metros. Esto permite que sea posible interpolar las bandas de menor resolución, empleando como base la banda pancromática, procedimiento conocido como *pansharpening* (Belfiore *et al.,* 2016). Dado

que en este estudio se utilizaron dos imágenes, correspondientes a las celdas 001/87 y 001/87, se combinaron las dos imágenes una vez procesadas e interpoladas, obteniendo así un único archivo raster para la temporada estival. Por otra parte, las imágenes que entrega el sensor MSI del satélite Sentinel 2 corresponden a valores de reflectancia atmosférica superior, lo que permite su uso sin requerir ningún procesamiento adicional, salvo la combinación y recorte de las imágenes correspondientes a las celdas 18HXB y 18GXA del sistema de celdas de esta misión satelital. Las Tablas 4.1.1 y 4.1.2 indican las longitudes de onda correspondientes a las distintas bandas de los sensores OLI y MSI (Landsat 8 y Sentinel 2 respectivamente), al igual que la resolución espacial correspondiente a cada banda de estos satélites.

Tabla 4.1.1. Bandas del sensor OLI, misión Landsat 8. La Tabla muestra para las distintas bandas del sensor OLI, los atributos o colores que capta cada banda, al igual que la longitud de onda y la resolución espacial o tamaño de pixel de esta.

banda	atributo o color	longitud de onda (µm)	resolución (m)
1	Aerosol costero	0,43 – 0,45	30
2	Azul	0,45 – 0,51	30
3	Verde	0,53 – 0,59	30
4	Rojo	0,64 – 0,67	30
5	Infrarrojo cercano	0,85 – 0,88	30
6	Infrarrojo de onda corta 1	1,57 – 1,65	30
7	Infrarrojo de onda corta 2	2,11 – 2,29	30
8	Imagen Pancromática	0,50 – 0,68	15
9	Cirrus	1,36 – 1,38	30
10	Infrarrojo térmico (TIRS) 1	10,60 – 11,19	100 x (30)
11	Infrarrojo térmico (TIRS) 2	11,50 – 12,51	100 x (30)

Tabla 4.1.2. Bandas del sensor MSI, misión Sentinel 2. La Tabla muestra para las distintas bandas del sensor MSI, los atributos o colores que capta cada banda, al igual que la longitud de onda y la resolución espacial o tamaño de pixel de esta.

banda	atributo o color	longitud de onda (µm)	resolución (m)
1	Aerosol costero	0,42-0,46	60
2	Azul	0,43-0,56	10
3	Verde	0,52-0,6	10
4	Rojo	0,63-0,7	10
5	Infrarrojo cercano 1	0,73-0,94	20
6	Infrarrojo cercano 2	0,73-0,76	20
7	Infrarrojo cercano 3	0,76-0,8	20
8	Infrarrojo cercano	0,73-0,94	10
8a	Infrarrojo cercano 4	0,84-0,89	20
9	Vapor de agua	0,93-0,97	60
10	Cirrus	1,34-1,4	60
11	Infrarrojo onda corta 1	1,52-1,7	20
12	Infrarrojo onda corta 2	2,03-2,38	20

Cabe señalar que al igual que en informes anteriores, el modelamiento de distribución y cobertura de macrófitas acuáticas no consideró las bandas 9, 10 y 11 del satélite Landsat 8. La primera está definida para identificar presencia de nubes tipo cirrus, mientras que las dos últimas difieren en la resolución de origen, siendo re-muestreadas a partir de una escala de 100 m a la resolución final de 30 m. El análisis preliminar de la información obtenida indico que tanto para el modelamiento de distribución como para el modelamiento de biomasa, los modelos ajustados a partir de las imágenes obtenidas a partir de la misión Landsat 8 presentaron una baja bondad de ajuste. Dado el desfase temporal, no se pudo descartar que esto se deba a la variación en color del agua y estructura de los parches de vegetación. Por ello, en este informe se tomó la decisión de trabajar con la información generada a partir de la imagen Sentinel 2, re-escalando la

imagen a las otras dos resoluciones (15 y 30 metros de tamaño de pixel), permitiendo así una comparación directa de los resultados con los obtenidos en estudios previos del programa de monitoreo.

Por otra parte, para el modelamiento de biomasa de macrófitas, en el presente estudio se consideraron las mismas bandas espectrales utilizadas en el modelamiento de distribución para entrenar los modelos de distribución de Luchecillo y las restantes macrófitas acuáticas (ver más adelante), a fin contar con un conjunto común de bandas para las tres resoluciones espaciales analizadas. Como se ha hecho en estudios anteriores, en el caso del modelamiento de distribución de macrófitas, se calcularon tres indicadores espectrales: el índice normalizado de diferencia en vegetación (NDVI), el índice mejorado de vegetación (EVI) y el indicador de clorofila a partir de la razón entre azul y verde (Chl), los que se suman a las bandas espectrales 2 a 7. En el caso del modelamiento de biomasa se calcularon dos indicadores de vegetación: la razón verde/rojo (GRRI) y el indicador de vegetación verde-rojo (GRRI) (Motohka *et al.,* 2010, Ritchie *et al.,* 2010). Toda la información de sensores remotos se almacenó en una base de datos geoespacial, compuesta de capas *raster* o grillas, almacenada para uso en Quantum Gis y R. Una vez consolidada, la base de datos geoespacial fue utilizada para construir modelos cuantitativos que relacionen las variables indicadoras de presencia/ausencia y biomasa con las imágenes de sensores remotos.

Obtención de registros de parches monoespecíficos de macrófitas acuáticas.

Para poder contar con registros de presencia para las macrófitas acuáticas presentes en el HRC, se llevaron a cabo prospecciones en diferentes sectores del área de estudio, seleccionándose aquellos en los que se observó presencia de áreas monoespecíficas o con dominancia de determinadas especies de plantas. Se registraron datos georreferenciados de presencia de parches mono específicos de las siguientes especies: *Egeria densa* (Luchecillo), *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) y *Ludwigia peploides* (Clavito de agua). Cabe destacar que en esta campaña de terreno no

se observaron parches monoespecíficos de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua), manteniéndose la tendencia de los dos periodos anteriores (2019-2020 y 2020-2021). Dadas las restricciones de tiempo que impone el escenario sanitario actual, que se suma a las limitaciones derivadas del ciclo de marea, la georreferenciación de los parches monoespecíficos se realizó mediante muestreos en terreno para *E. densa*, *P. pusillus*, *P. lucens* y *L. peploides*, complementándolas mediante captura de imágenes georreferenciadas desde una aeronave no tripulada o dron (UAV). En el caso de *S. californicus*, los puntos de modelamiento se generaron a partir de captura de imágenes georreferenciadas desde una aeronave no tripulada o dron (UAV). Para este fin, se captaron imágenes de ortomosaico mediante una aeronave *DJI Phantom*, equipada con una cámara *Phantom 3 Vision +*. Se definieron 21 sectores de sobrevuelo, captando imágenes georreferenciadas en cada uno de ellos. Las imágenes obtenidas fueron proyectadas a coordenadas geográficas WSG 84 en el entorno de cómputo R, lo que permitió contar información espacial para corroborar la ubicación y distribución de las plantas estudiadas, además de permitir obtener puntos de control de zonas desprovistas de macrófitas acuáticas, con cauce de agua libre. Para ello, cada una de las 21 imágenes se procesó en la plataforma Quantum Gis (QGIS), marcando puntos georreferenciados de las especies de estudio a partir de inspección visual, así como puntos de control correspondientes a zonas donde el curso de agua se presenta sin cobertura de macrófitas acuáticas. En conjunto con la estimación de la cobertura de Luchecillo, Huiro verde y Huiro de agua, también se obtuvieron estimaciones de biomasa en pie por unidad de superficie, a lo largo del area de estudio, identificando para cada muestra la especie colectada, la biomasa fresca (medida en gramos) y las coordenadas del punto central del parche correspondiente a la colecta de biomasa. La información recolectada fue consolidada en planillas de cálculo Excel (Microsoft Office ©), mientras que las georeferenciaciones se consolidaron en archivos Shapefile de Arcgis. La información recolectada y verificada fue consolidada en una base de datos geoespacial en el programa QGIS. Todas las coordenadas fueron verificadas y almacenadas en archivos con una proyección WSG84/UTM, utilizando el Huso 18 Sur. Las

Figuras 4.1.4 a 4.1.8 muestran la ubicación espacial de los puntos de presencia obtenidos para las especies estudiadas.

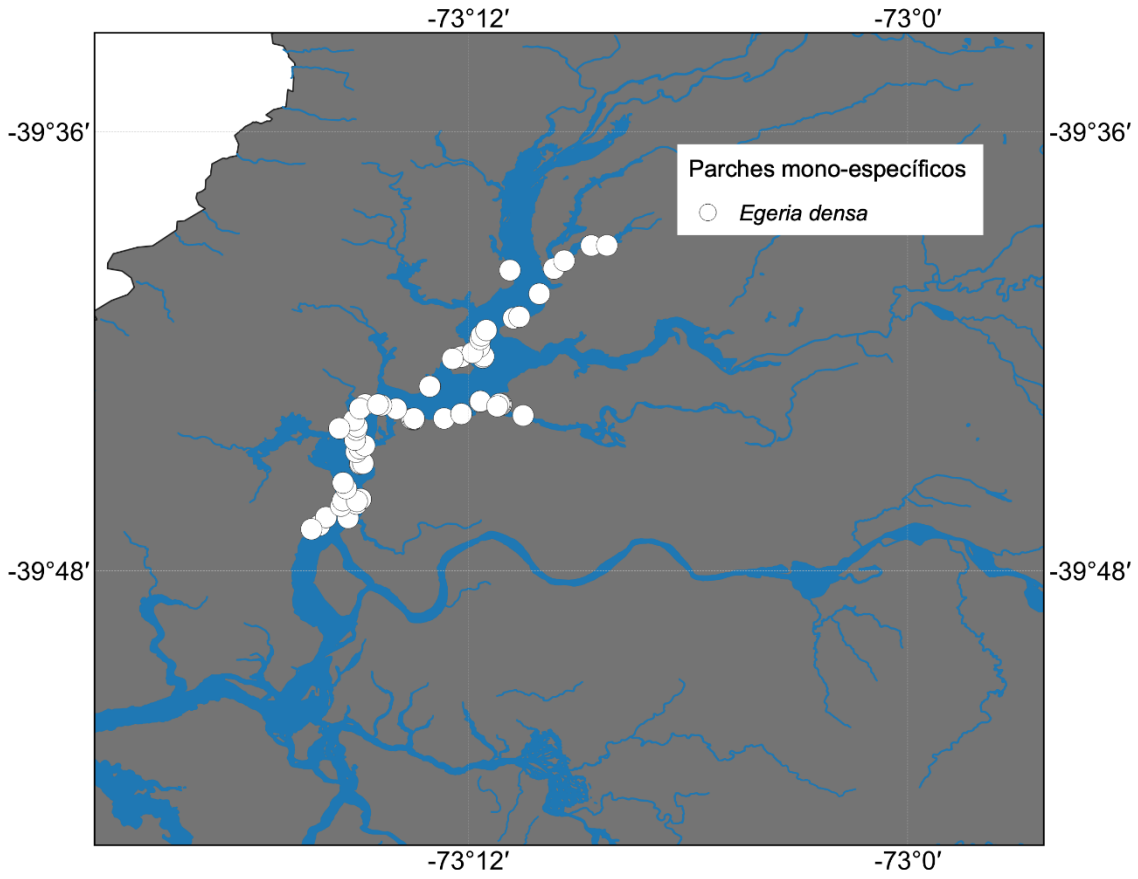


Figura 4.1.4. Puntos de muestro para la distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Luchecillo (círculos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

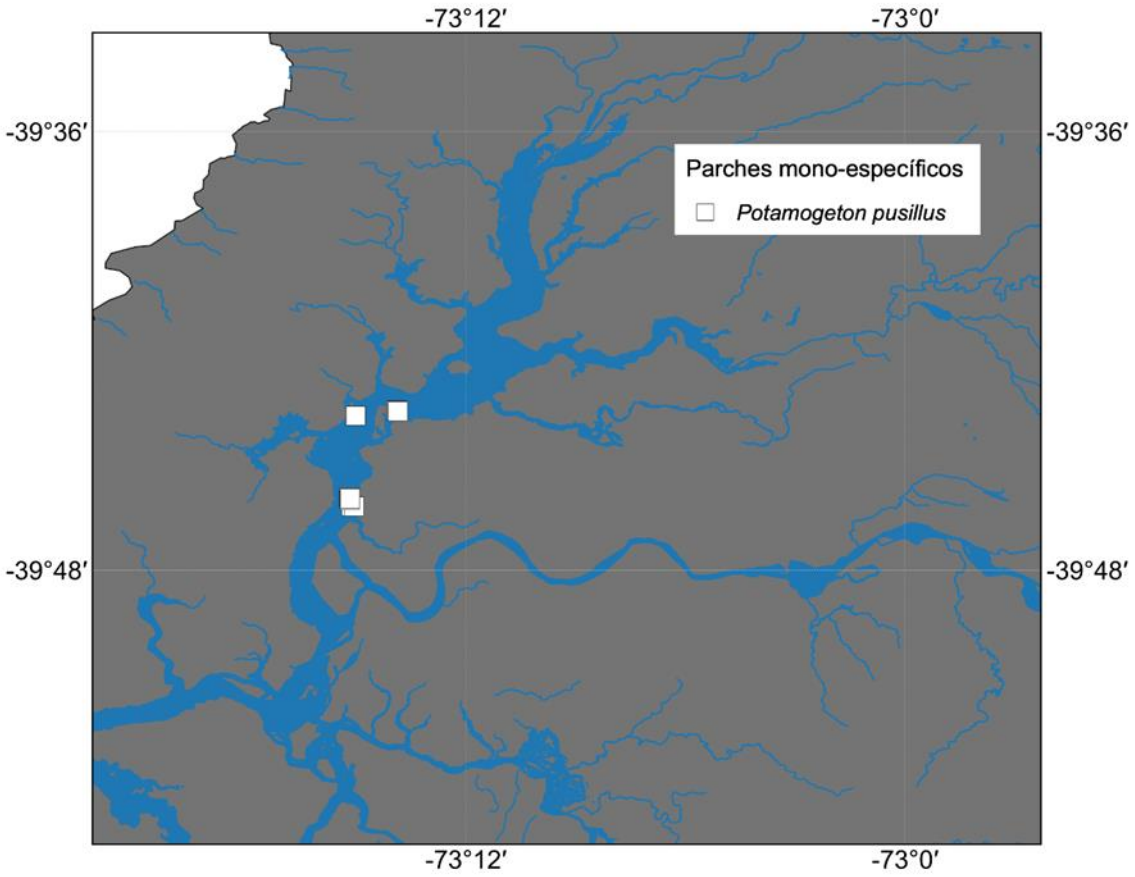


Figura 4.1.5. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro de agua dulce (cuadrados blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

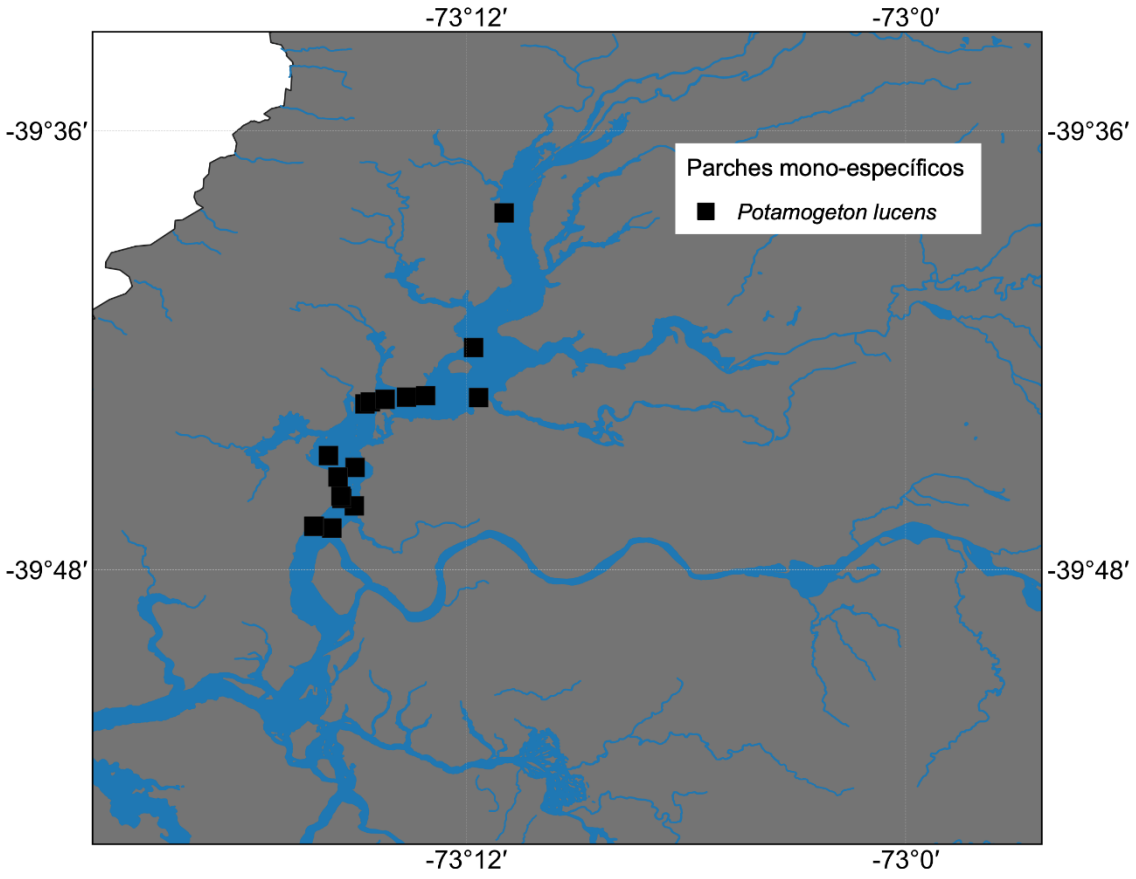


Figura 4.1.6. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro verde (cuadrados negros). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

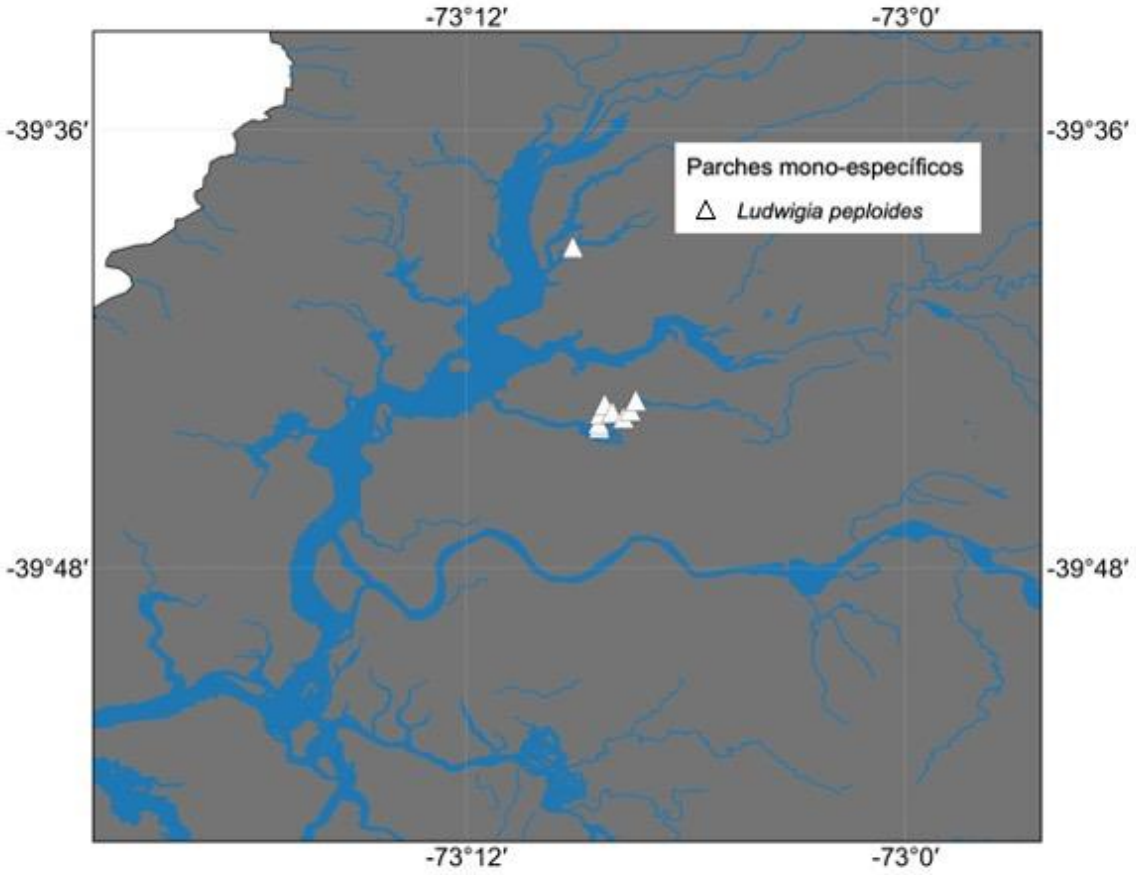


Figura 4.1.7. Puntos de muestro para la distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Clavito de agua (triángulos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

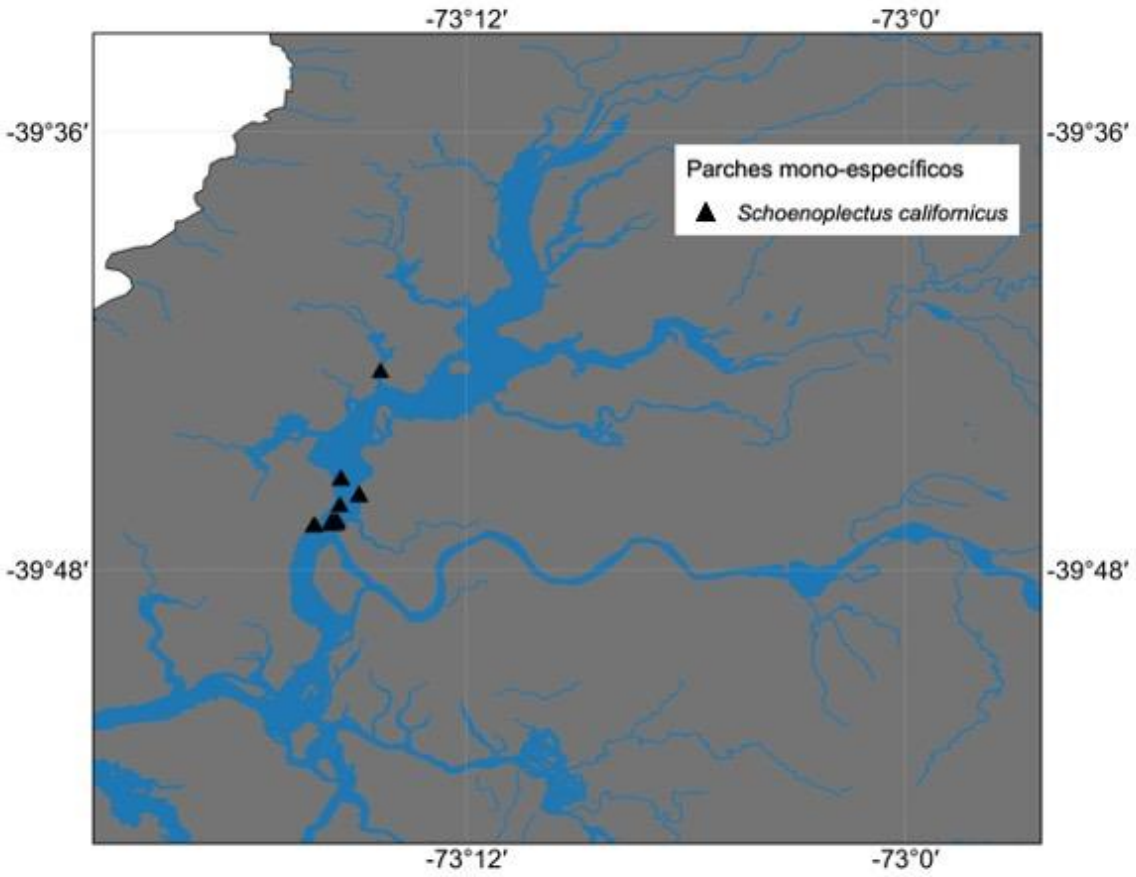


Figura 4.1.8. Puntos de muestro para la distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Totora (triángulos negros). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

Modelamiento de distribución de especies de macrófitas acuáticas

A fin de generar estimaciones espacialmente explícitas de la distribución de las macrófitas acuáticas, se ajustaron modelos de distribución para cada especie de macrófita (Franklin, 2009). Se utilizaron los registros de presencia georreferenciados, en conjunto con imágenes geográficas generadas a partir del satélite Landsat 8. El ajuste de estos modelos se realizó de acuerdo a la metodología aplicada durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, lo que permite realizar comparaciones temporales de la distribución

espacial de las plantas de interés. Conforme a la metodología aplicada durante ese programa y durante el primer año del Programa de Monitoreo del humedal, se seleccionó como algoritmo de modelamiento el ajuste mediante máxima entropía (MaxEnt). De acuerdo a la literatura especializada, esta técnica de aprendizaje de máquina ("machine learning") se caracteriza por ser una de las que presenta mejor desempeño frente a tamaños de muestra con bajos valores de presencia de las especies estudiadas (Elith *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Elith *et al*., 2011).

La comparación de múltiples métodos de modelamiento ha permitido determinar que los modelos de aprendizaje de máquinas permiten la elaboración de modelos más robustos cuando solo se cuenta con datos de presencia para una especie dada (Elith *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Elith *et al*., 2011, Phillips *et al.,* 2017). En particular, la aproximación basada en máxima entropía (MaxEnt) ha sido destacada por su éxito en el ajuste de modelos en base a registros de presencia de especies cuando el tamaño de muestra es bajo (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011, Phillips *et al.*, 2017). Maxent estima la distribución (rango geográfico) de una especie al encontrar la distribución que tiene máxima entropía (es decir, está más cerca de ser geográficamente uniforme), utilizando como restricción los momentos estadísticos de las variables ambientales en aquellas ubicaciones de ocurrencia registradas (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011, Phillips *et al.,* 2017). Estudios recientes han demostrado que el modelo de máxima entropía ajustado por MaxEnt puede reducirse a un proceso de Poisson heterogéneo, permitiendo una inferencia más robusta. En particular, las actualizaciones recientes han sugerido mejoras al proceso de estimación de la probabilidad de presencia de una especie en el paisaje, mediante la implementación de una transformación cloglog (Phillips *et al.,* 2017). De esta forma, MaxEnt entrega no solamente una estimación de los puntos donde la especie se encuentra presente, sino también una medida de la probabilidad de presencia de la especie, representada en una escala numérica acotada entre 0 y 1, que corresponde a una transformación cloglog de la probabilidad de ocurrencia de la especie evaluada en el paisaje (Phillips *et al.*, 2017). Distintos estudios han determinado que este algoritmo presenta un mejor desempeño en relación a métodos

similares de aprendizaje de máquina (ver, por ejemplo, Elith *et al*., 2006; Ortega-Huerta & Peterson, 2008), siendo particularmente eficaz incluso en situaciones en que el tamaño muestral es pequeño (Hernández *et al*., 2006; Pearson *et al*., 2007; Papes & Gaubert, 2007; Wisz *et al*., 2008, Phillips *et al.,* 2017).

La implementación del ajuste de modelos de distribución se realizó utilizando el software MaxEnt versión 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2017). Para ajustar el modelo, se emplearon los datos georreferenciados de presencia para las especies de interés. Se utilizaron las bandas 1 a 7 de la imagen Landsat 8 ilustrada en la Figura 4.1.1, al igual que el índice de vegetación normalizada (NVDI) y el índice de vegetación mejorado (EVI) y la razón entre las bandas azul y verde (bandas 2 y 3) como indicador sustituto del nivel de clorofila en el agua (Parslow & Harris, 1990; Peñuelas *et al.,* 1993). De igual manera, se construyó una máscara correspondiente a sectores cubiertos por agua utilizando el índice normalizado de agua (NDWI; Xu 2006). Esto permitió restringir el dominio de modelación a los cursos de agua principales en el área de estudio. La bondad de ajuste de los modelos, definida como la capacidad del modelo de MaxEnt para discriminar entre los sitios de presencia frente a sitios de pseudo-ausencias, se evaluó usando mediante el estadístico AUC, correspondiente al área bajo la curva ROC (Area under the curve, AUC por sus siglas en inglés).

La curva ROC, corresponde al gráfico de la proporción de falsos positivos (1-especificidad) *versus* la proporción de verdaderos positivos (sensibilidad) (Phillips & Dudik, 2008). Para cada especie, se construyó un modelo de máxima entropía mediante un procedimiento de validación cruzada. En este procedimiento el subconjunto de datos de presencia se dividió al azar en cinco subconjuntos o “folds”. Para cada uno de estos subconjuntos o “folds” de validación cruzada, se ajustó un modelo usándolo como set de prueba y usando a su vez todos los subconjuntos restantes como set de entrenamiento, permitiendo así una mayor robustez en la estimación, particularmente para tamaños muestrales bajos (Elith *et al.,* 2011). Una vez ajustados los modelos para cada uno de los cinco subconjuntos de validación cruzada, estos se promediaron, entregando un modelo promedio. Este modelo entrega una medida de la idoneidad del hábitat, en una escala logística que toma valores entre 0 y 1. A fin de determinar aquellos pixeles en los que cada

especie se encontraba presente, se consideraron como pixeles sin presencia de la especie los que presentaron valores por debajo de un umbral correspondiente a la máxima especificidad y sensibilidad en el subconjunto de validación (Phillips *et al.,* 2006; Phillips & Dudik, 2008). De esta forma, se pudo representar la distribución de cada especie de macrófita, junto con una medida de la idoneidad del hábitat en cada pixel. La superficie de idoneidad obtenida para el periodo 2020-2021 se comparó con las superficies de periodos anteriores. Además de visualizar las proyecciones cartográficas sucesivas en estos 7 intervalos de muestreo, se calculó el coeficiente de variación temporal de la idoneidad promedio de esta especie, definida como $CV= 100 * (\sigma/\mu)$, donde σ corresponde a la desviación estándar muestral de cada pixel en el área de estudio. El coeficiente de variación es una medida de la variación porcentual observada alrededor del valor de μ, que corresponde al valor promedio de cada pixel a través de los 7 periodos de muestreo.

Calibración de modelos predictivos de biomasa

Para caracterizar la relación entre las distintas capas de información geográfica y la biomasa en pie, se construyó una base de datos multivariada, considerando como predictores las distintas capas de datos consideradas en las secciones anteriores. Así, para cada una de las resoluciones espaciales (30, 15 y 10 metros) se extrajeron los valores de las capas de información geográfica para cada uno de los puntos con colecta y estimación de biomasa, al igual que en los puntos geo referenciados con biomasa cero. En estos puntos se extrajo además el valor predicho de idoneidad de hábitat de acuerdo con MaxEnt (MXNT). Para ello, se calibraron y validaron tres nuevos modelos de distribución para cada especie utilizando los registros georreferenciados de presencia, en conjunto con las capas de sensores remotos generados a partir del satélite Landsat 8, la imagen interpolada Landsat 8 y el satélite Sentinel 2. Todas fueron proyectadas a un único sistema de coordenadas geográficas, con el datum WGS 84. Este procedimiento consistió en la extracción de tres bandas correspondientes a la luz visible de color rojo, verde y azul (correspondientes a las bandas 4, 3 y 2 en las imágenes Landsat y Sentinel 2). Estas tres bandas de información se complementaron con dos índices de vegetación. El primer índice,

el *green red ratio index* (GRRI) fue propuesto por Ritchie et al. (2010), y corresponde a la razón entre la banda de luz verde y la banda de luz roja: GRRI = G/R (ecuación 1), donde G corresponde a la reflectancia de la banda de luz verde y R corresponde a la reflectancia de la banda de luz roja. El segundo índice, es el *green-red vegetation index* (GRVI) propuesto por Motohka et al. (2010), emplea una estructura similar al índice normalizado de vegetación, pero utiliza las bandas verde y roja en lugar del infrarrojo cercano y el rojo: GRVI= (G-R)/(G+R) (ecuación 2). Usando estas cinco capas de SIG, junto con los registros de ocurrencia geo referenciada de Luchecillo, Clavito de agua, Huiro vede y Huiro de agua dulce, se construyeron modelos de distribución. La Figura 4.1.9 resalta las principales etapas de la estrategia de análisis empleada para generar estimaciones de biomasa en pie (g m^{-2}) de Luchecillo, Huiro de agua dulce, Huiro verde y Clavito de agua. Esta estrategia emplea tanto datos de terreno como información de sensores remotos, para construir modelos cuantitativos mediante algoritmos estadísticos y de aprendizaje de máquinas (*machine learning* o ML por sus siglas en inglés).

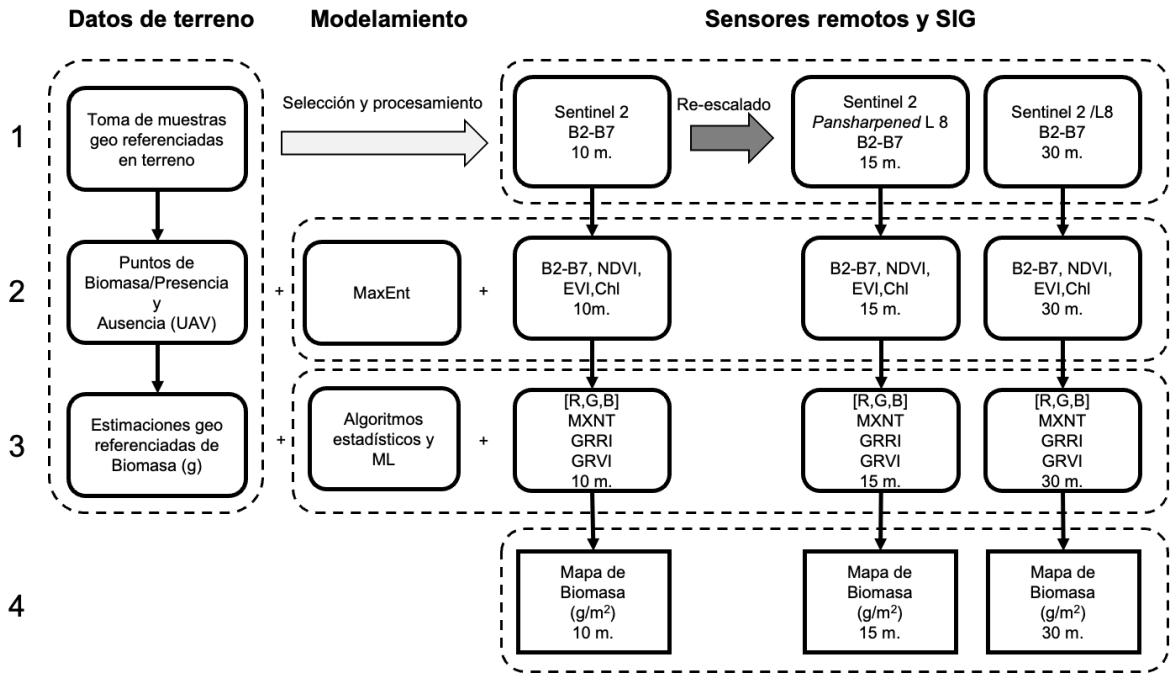


Figura 4.1.9. Esquema metodológico para el análisis y modelamiento de datos. Se ilustran las cuatro etapas de análisis.

Brevemente, las etapas de análisis son las siguientes:

- Adquisición y procesamiento de muestras y datos de sensores remotos. Los datos de sensores remotos últimos se procesan para extraer las bandas de información correspondientes al rojo, verde y azul [R, G, B], al igual que índices de vegetación (NDVI, EVI, proxy de Clorofila a, GRRI y GRVI, ver detalles más adelante). La primera etapa considera la toma de muestras en terreno y sobrevuelos con dron, los que se procesan en los entornos de Sistema de Información Geográfica Quantum Gis y Google Earth Pro, para complementar las coordenadas de parches de vegetación monoespecífica identificados en terreno con puntos consistentes que se identifican en las imágenes de dron. Además, esta etapa contempla la búsqueda de imágenes satelitales, seguida de la descarga y procesamiento a valores de reflectancia atmosférica superior. Dada la alta cobertura de nubes para el área de estudio en las fechas de muestreo y sobrevuelo de la misión Landsat 8, esta etapa consideró además el procesamiento de las imágenes de la misión Sentinel 2 para re-escalarlas a las resoluciones de 30 y 15 metros (correspondientes a imágenes de la misión Landsat 8 e imágenes de la banda pancromática de la misión Landsat 8 respectivamente)
- Ajuste de modelos de distribución mediante el uso de las bandas de luz visible, infrarroja e índices de vegetación (Bandas 2 a 7, e índices NDVIO, EVI y proxy de clorofila). Estas bandas, junto con la información espacialmente explicita de presencia y ausencia de Luchecillo permitieron estimar a cada resolución espacial un modelo de distribución (MXNT), utilizando para ello el algoritmo de aprendizaje de máquinas MaxEnt (Phillips *et al.,* 2004).
- Ajuste de modelos de biomasa. En esta etapa, se utilizaron 5 capas de información multiespectral (bandas 2, 3 y 4, correspondientes a los colores rojo, verde y azul, junto con los índices de vegetación GRRI y GRVI). A estas cinco capas de información se sumó la proyección de probabilidad de ocurrencia de Luchecillo como una sexta capa de información (MXNT). Estas 6 capas se cruzaron con los datos geo-referenciados de biomasa de Luchecillo, para generar una base de datos para el

entrenamiento de modelos de biomasa. Se emplearon cuatro algoritmos: modelos lineales (LM), modelos lineales generales (GLM), modelos aditivos generales (GAM) y bosques aleatorios de árboles de clasificación o Random Forest (RF) (Breiman 2001, Venables & Ripley, 2002; Bühlmann & Hothorn, 2007, Bühlmann & Hothorn, 2007; Wood, Pya & Säfken, 2016).

- Finalmente, se realizó la proyección espacial de biomasa en pie a partir de los mejores modelos, generando estimaciones espacialmente explicitas de la biomasa en pie (g m^{-2}) a tres resoluciones espaciales: 30, 15 y 10 metros.

Así, el procesamiento de la información geoespacial y de terreno nos permitió contar con tres bases de datos, a las tres resoluciones indicadas (30, 15 y 10 metros), donde se contó con valores de R, G, B, GRRI, GRVI y MXNT. Una vez construidas estas bases de datos, para cada una de ellas se ajustaron los siguientes modelos: (i) regresión lineal múltiple, ajustada mediante la función "lm" en el entorno de cómputo R. (ii) regresión no lineal ajustada mediante modelos aditivos generales (GAM), ajustada mediante la librería "caret" (Kuhn & Johnson 2013) en el entorno de cómputo R. (iii) regresión mediante modelos lineales generales (GLM)), ajustada mediante la librería "caret" (Kuhn & Johnson 2013) en el entorno de cómputo R. y (iv) bosque aleatorio de árboles de regresión, ajustada mediante el algoritmo *Random Forest* (RF) en la librería "caret" (Kuhn & Johnson 2013) en el entorno de cómputo R. El ajuste de estos cuatro modelos se repitió usando datos transformados a escala logarítmica, usando la función log1p, que para un valor *x* entrega el logaritmo en base natural de la transformación (*x*+1) (Becker *et al.,* 1988). De esta manera, para cada una de las tres resoluciones espaciales, se ajustaron 8 modelos para la relación entre biomasa y las 6 capas predictoras de SIG. Para los modelos GAM, GLM y RF, el ajuste se realizó usando validación cruzada con 10 subconjuntos o "***folds***" de validación, seleccionando el modelo con mejor ajuste como el modelo final. La excepción fue en el caso de *P. pusillus*, especie en la que por tener muy pocos registros de biomasa, se utilizaron 2 subconjuntos. El ajuste se evaluó utilizando como métrica de desempeño el error cuadrático medio (RMSE). Además, se calculó el coeficiente de determinación para el modelo de regresión lineal y el modelo lineal general (R^2). Para los modelos restantes, se

usó el porcentaje de *deviance* explicado por el modelo (GAM), o la correlación entre las predicciones y los valores originales de biomasa elevado al cuadrado (RF). En base a esto se seleccionaron los mejores modelos y se aplicó a las capas correspondientes para así generar predicciones espacialmente explícitas de la biomasa en pie (g m^{-2} o toneladas métricas de peso seco).

RESULTADOS

4.1.1. ESTIMACION DE DISTRIBUCIÓN MEDIANTE SENSORES REMOTOS

Obtención de imágenes, procesamiento y corrección radiométrica

Como se indicó anteriormente, se logró contar dos imágenes satelitales adecuadas para los fines del presente análisis y correspondientes a las imágenes captadas los días 4 de marzo (Sentinel 2) y 8 de marzo (Landsat 8) del año 2021 (Fig. 4.1.1 a 4.1.3).

Registros de parches monoespecíficos de macrófitas acuáticas

El análisis de las 38 imágenes georreferenciadas obtenidas mediante sobrevuelos de UAV a lo largo del humedal, permitió obtener 623 registros de presencias georreferenciadas. En la Tabla 4.1.3 se detalla el número de observaciones obtenidas para los registros georreferenciados de parches monoespecíficos.

Tabla 4.1.3. Número de observaciones de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. La Tabla muestra para las seis especies de interés, el número de presencias observadas mediante registros georreferenciados en parches monoespecíficos.

especie	registros en parches monoespecíficos
Egeria densa (Luchecillo)	86
Potamogeton pusillus (Huiro de agua dulce)	14
Potamogeton lucens (Huiro verde)	21
Ludwigia peploides (Clavito de agua)	8
Schoenoplectus californicus (Totora)	60

Al igual que en años anteriores, cabe destacar, sin embargo, que la baja cobertura y distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) se evidencia en la baja incidencia a lo largo del HRC, lo que se suma a la ausencia de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua) por tercer año consecutivo.

Modelamiento de distribución de macrófitas acuáticas

Las observaciones de presencias georreferenciadas, en conjunto con las capas de información derivadas de sensores remotos, permitieron generar modelos de distribución para las 5 especies de interés. De manera similar a las campañas anteriores, la bondad de ajuste de los modelos ajustados se evaluó mediante el uso del estadístico correspondiente al área bajo la curva característica operativa del receptor ("*Receiver Operating Characteristic curve*" o ROC). Este estadístico, el área bajo la curva ROC ("*Area under the curve*", o AUC de acuerdo con sus siglas en inglés), corresponde a la estimación del área bajo la curva de Sensitividad (1-Tasa de Omisión) *versus* (1- Especificidad) o la proporción de área predicha por el modelo. En todas las especies, se observaron valores de AUC superiores a 0.8, indicando un muy buen ajuste a la información disponible (Tabla 4.1.4). Si bien todos los modelos ajustados presentan un buen grado de ajuste - con valores de AUC de entrenamiento cercanos o superiores a 0.9 en su mayoría, se observó que los valores de AUC en los subconjuntos de validación fueron levemente menores, observándose diferencias que varían entre 0.004 y 0.04, indicando que clasificación obtenida mediante estos modelos es robusta, pese a las diferencias en estrategia muestral y disponibilidad de datos respecto a años previos.

Tabla 4.1.4. Valores de AUC observados para los modelos de calibración y validación generados a 30 metros de resolución. Se indican los valores de AUC observados para los modelos de distribución elaborados en base a la imagen satelital obtenida por la misión Sentinel 2 y re-escalados a la resolución de una imagen Landsat 8 (30 m). Se ilustran los tamaños de muestra y los valores de AUC medio observados, tanto para el subconjunto de calibración o entrenamiento como para el subconjunto de validación o prueba. De igual forma se entrega el valor del umbral de corte utilizado. Este corresponde al estadístico TSS, calculado como la suma máxima de la sensitividad y especificidad en el subconjunto de evaluación. Se reportan los resultados promedio obtenidos mediante las presencias registradas a través de observaciones de parches monoespecíficos usando 5 validaciones cruzadas.

	calibración		**validación**		
especies	**N**	**AUC**	**N**	**AUC**	**TSS**
parches mono específicos					
Egeria densa (Luchecillo)	69	0.866	17	0.821	0.413
Potamogeton pusillus (Huiro de agua dulce)	11	0.876	3	0.824	0.569
Potamogeton lucens (Huiro verde)	17	0.971	4	0.922	0.494
Ludwigia peploides (Clavito de agua)	6	0.887	2	0.891	0.543
Schoenoplectus californicus (Totora)	48	0.914	12	0.889	0.379

Los resultados obtenidos en las curvas ROC promedio se ilustran través de las Figuras 4.1.10 a 4.1.14. En ellas, así como en la Tabla 4.1.4 se puede apreciar que en general hay un rango de valores de AUC observados altos, los cuales corresponden a modelos con un buen ajuste a los datos empleados para calibrar el modelo. Los valores más bajos se observaron para el Huiro de agua dulce (AUC = 0.824) y el Luchecillo (AUC = 0.821). Para resumir las curvas ajustadas en cada una de las iteraciones de la validación cruzada, la información se resumió usando un ajuste de modelo aditivo generalizado (gam por sus siglas en inglés), permitiendo estimar el intervalo de confianza de 95% para el valor medio de la curva ROC. En todas las especies de macrófitas estudiadas, los valores de AUC se vieron acompañados de curvas ROC muy homogéneas a través de las cinco validaciones cruzadas, indicando una alta consistencia en la clasificación hecha por el modelo a través de todas las réplicas realizadas.

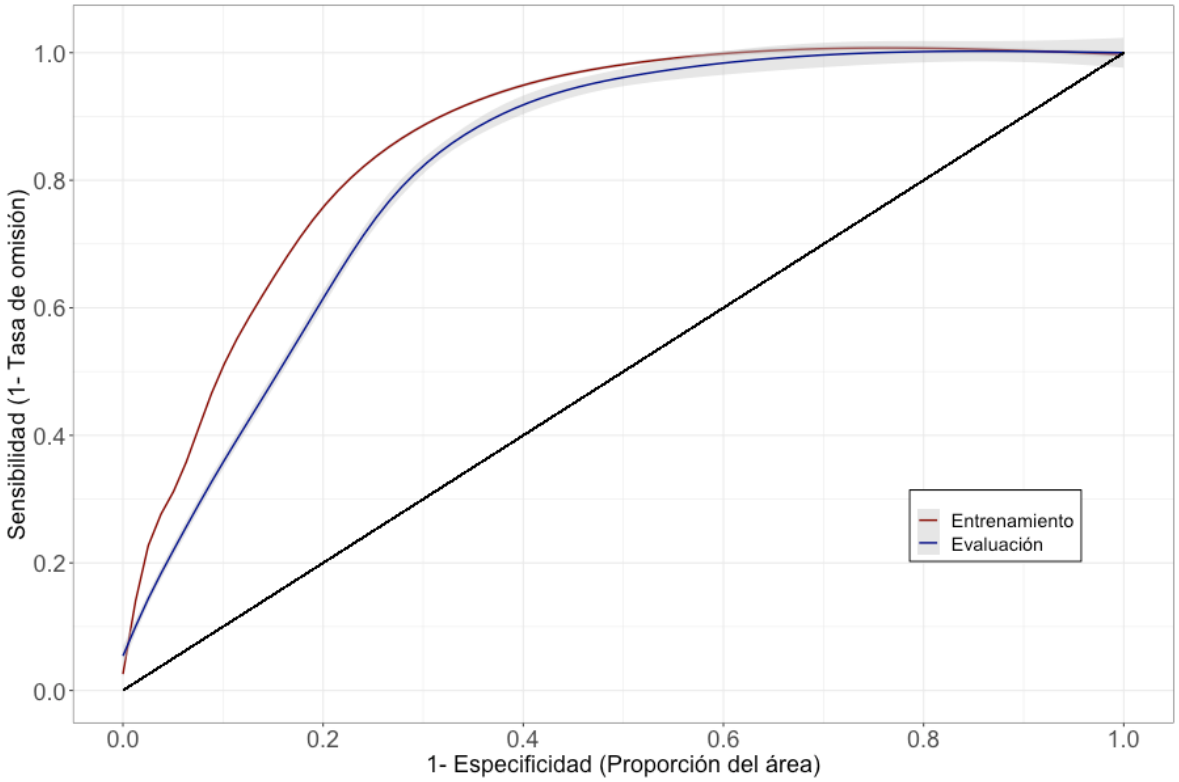


Figura 4.1.10. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

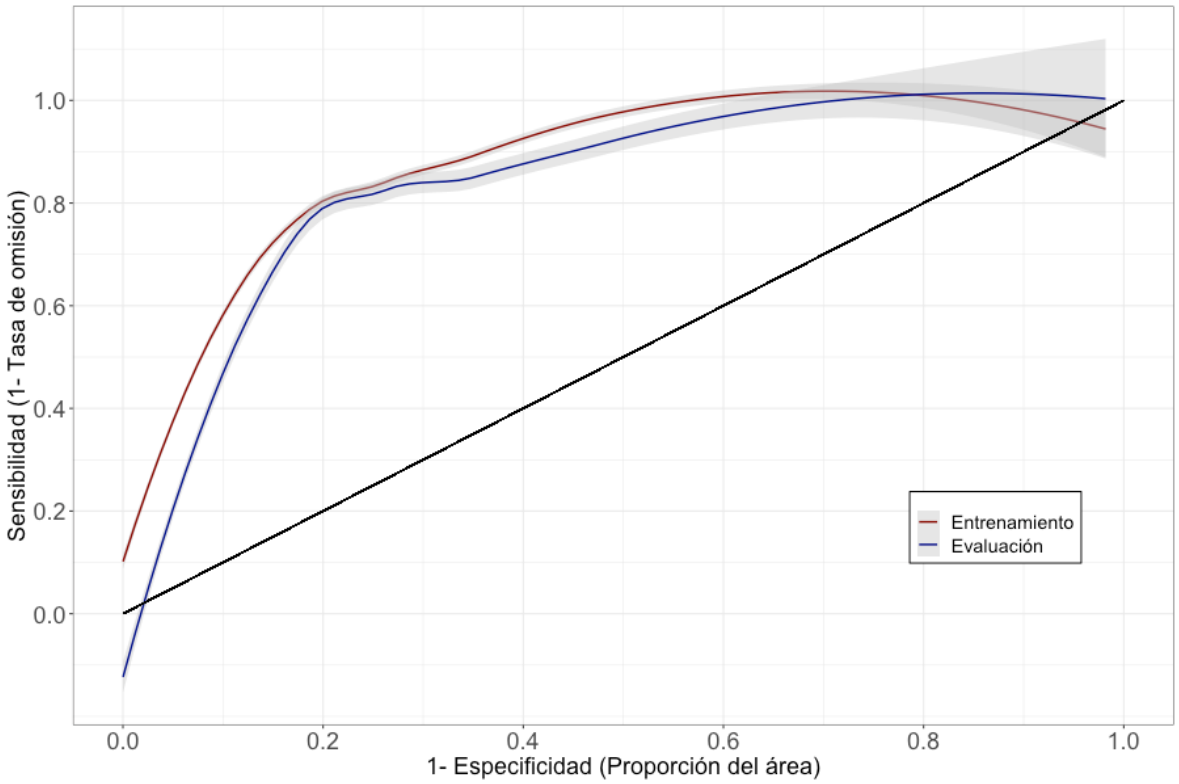


Figura 4.1.11 Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

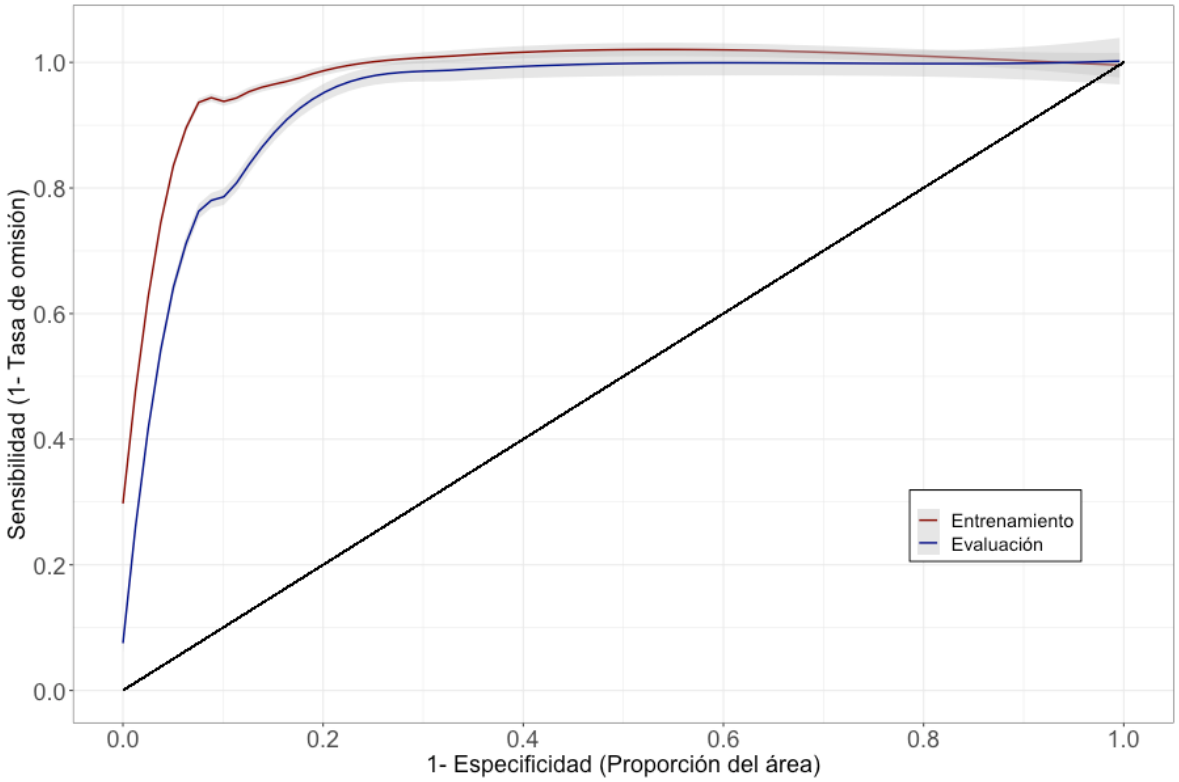


Figura 4.1.12. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

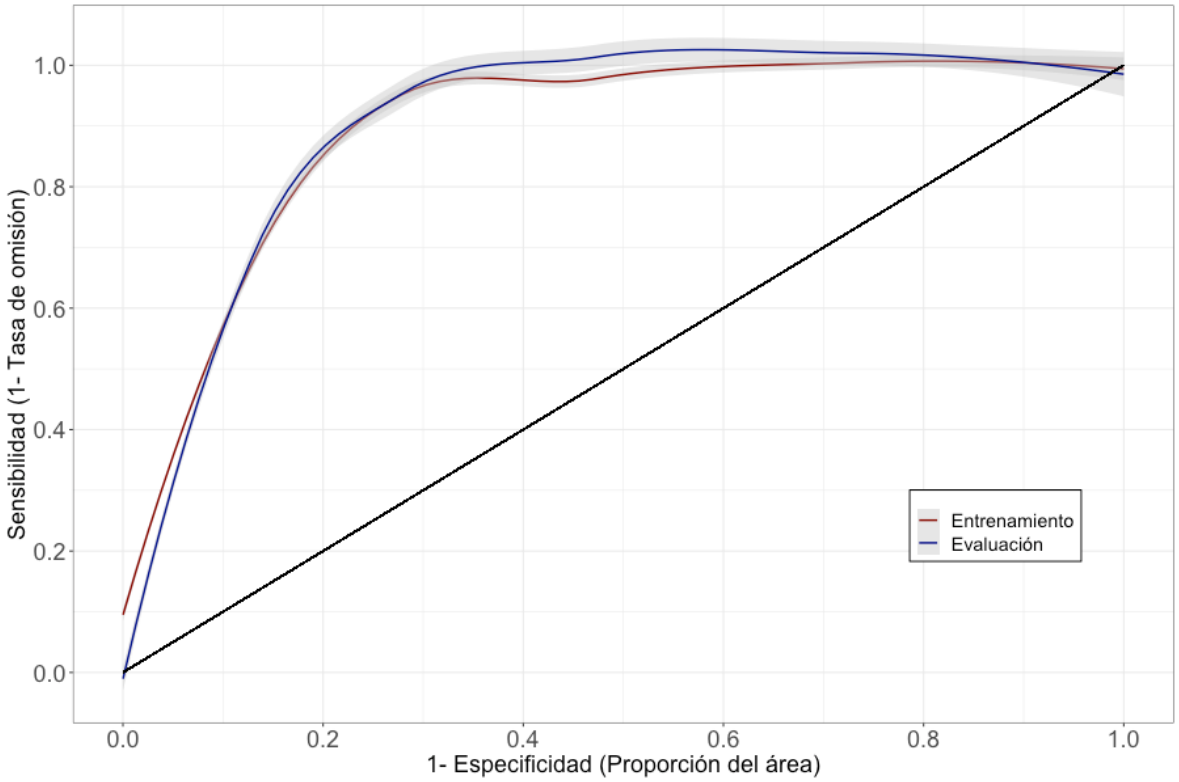


Figura 4.1.13. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

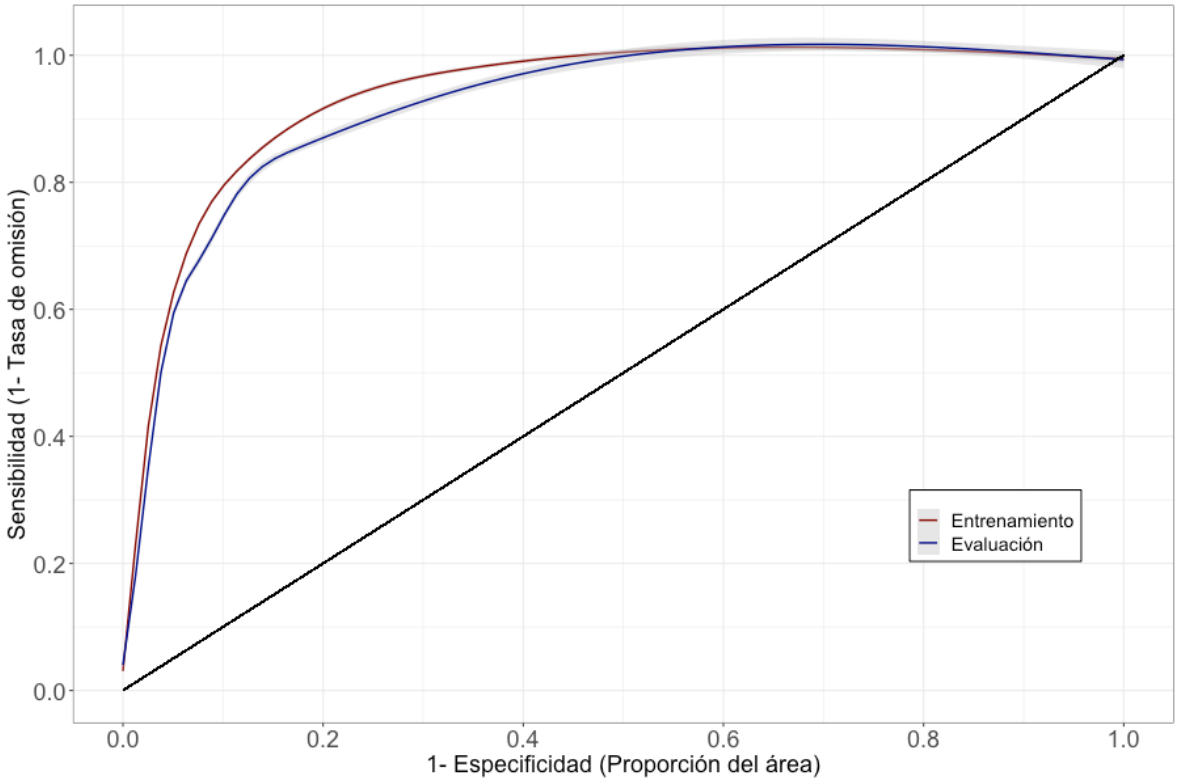


Figura 4.1.14. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

De manera similar a lo observado en el Programa de Diagnóstico y durante el Programa de Monitoreo, los resultados obtenidos indican que la información contenida en las imágenes satelitales permite una buena aproximación al modelamiento de la distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas, siendo un poco menor en el caso del Luchecillo y el Huiro de agua dulce. Las Figuras 4.1.15 a 4.1.19, muestran los mapas de distribución ajustados para todas las especies estudiadas. En general, para todas estas especies se aprecia una distribución heterogénea, con aquellos parches de mayor idoneidad ambiental encontrándose asociados a sectores ribereños o someros. Así, las distribuciones espaciales ajustadas se caracterizaron por presentar una cobertura extensa y parchosa o heterogénea de las áreas idóneas para las diferentes especies a lo largo del

humedal. De esta forma especies como *Egeria densa* (Luchecillo), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) y *Schoenoplectus californicus* (Totora), se caracterizan por presentar una distribución heterogénea de hábitat favorable a lo largo de todo el humedal del río Cruces.

Por otra parte, para *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) (ver Fig. 4.1.16), se observa una cobertura más difusa, observándose hábitat idóneo en zonas del centro y norte del humedal, evidenciándose menores idoneidades en las regiones más profundas de la zona centro-sur del humedal, así como en tributarios aledaños, respecto de resultados anteriores. De esta forma, el modelo ajustado para el Huiro de agua dulce presenta una distribución heterogénea, con presencia particularmente en centro-norte del humedal, lo que contrasta con la distribución muy acotada que se observa para esta especie en terreno. Esta diferencia en el área proyectada refleja también el efecto del bajo número de observaciones disponibles en el presente estudio, donde el tamaño muestral es uno a dos órdenes de magnitud menor que el observado en las otras especies.

En la zona central del humedal, se observa que especies como *Egeria densa* (Luchecillo) (Fig.4.1.15), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) (Fig. 4.1.17), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) (Fig. 4.1.18) y *Schoenoplectus californicus* (Totora) (Fig. 4.1.19), presentan una distribución heterogénea de sectores con mayor idoneidad ambiental, mientras que otros sectores se caracterizan por una mayor idoneidad en sectores ribereños. En el caso del Luchecillo y el Huiro de agua dulce, la distribución predicha en la zona central del humedal refleja la amplia distribución de parches con vegetación rala, y en algunos casos restringidos a zonas como el cantil del humedal, como es el caso del Luchecillo. Para el Huiro de agua dulce, el modelo ajustado muestra sobre-predicción de la distribución de la especie, lo que probablemente refleje la muy baja abundancia y distribución de esta especie. En el caso de *Ludwigia peploides*, la distribución ajustada se encuentra restringida a sectores ribereños o aparentemente de profundidades someras, particularmente de los tributarios en el sector centro y norte del humedal (ver Fig. 4.1.18),

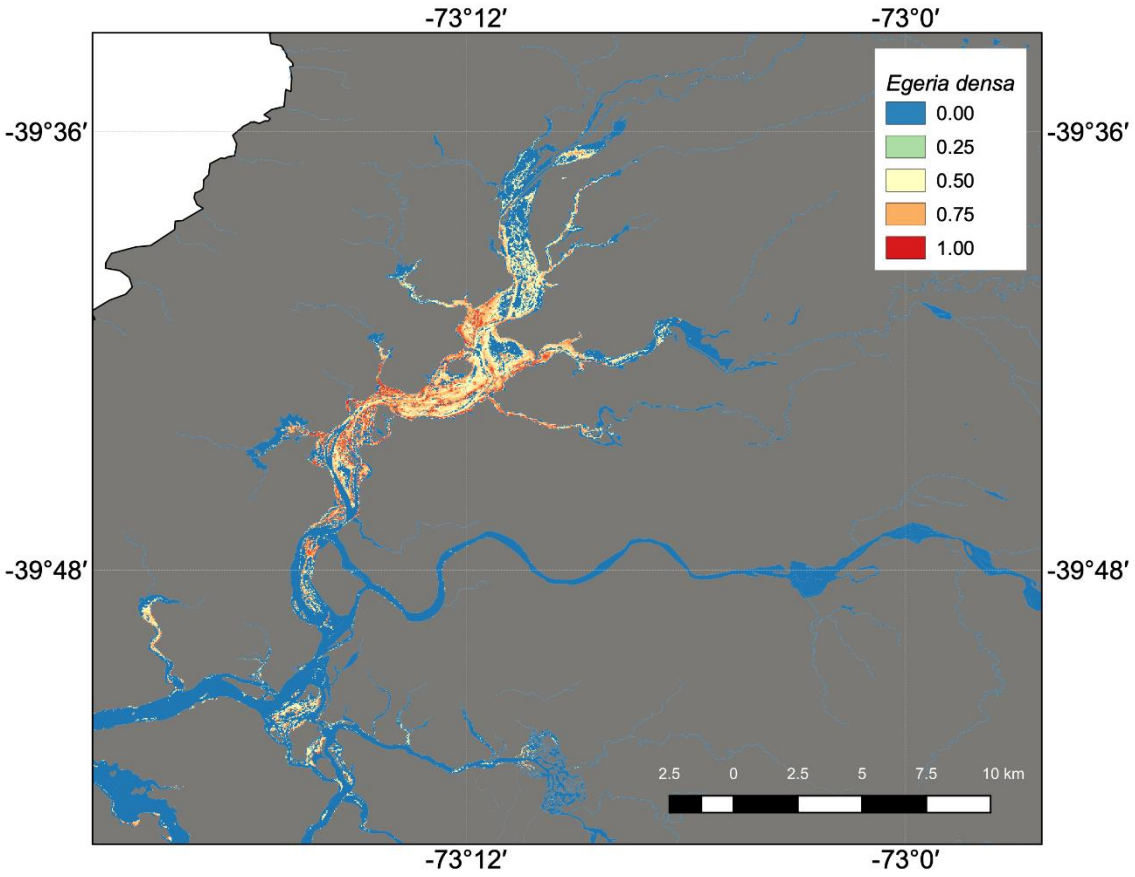


Figura 4.1.15. Distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) (período estival 2021-2022). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes satelitales Sentinel 2 re-escaladas a 30 m.

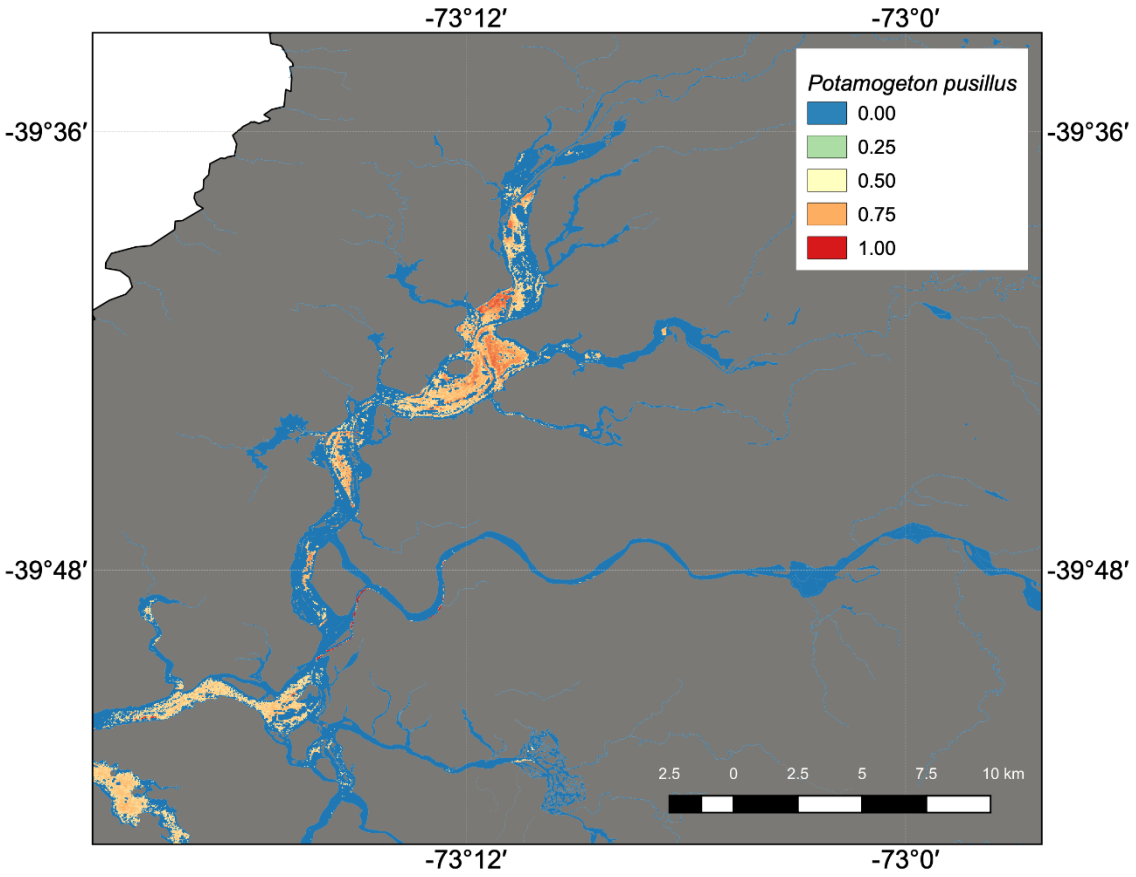


Figura 4.1.16. Distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) (período estival 2021-2022). La Figura ilustra la presencia del Huiro de agua dulce en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes satelitales Sentinel 2 re-escaladas a 30 m.

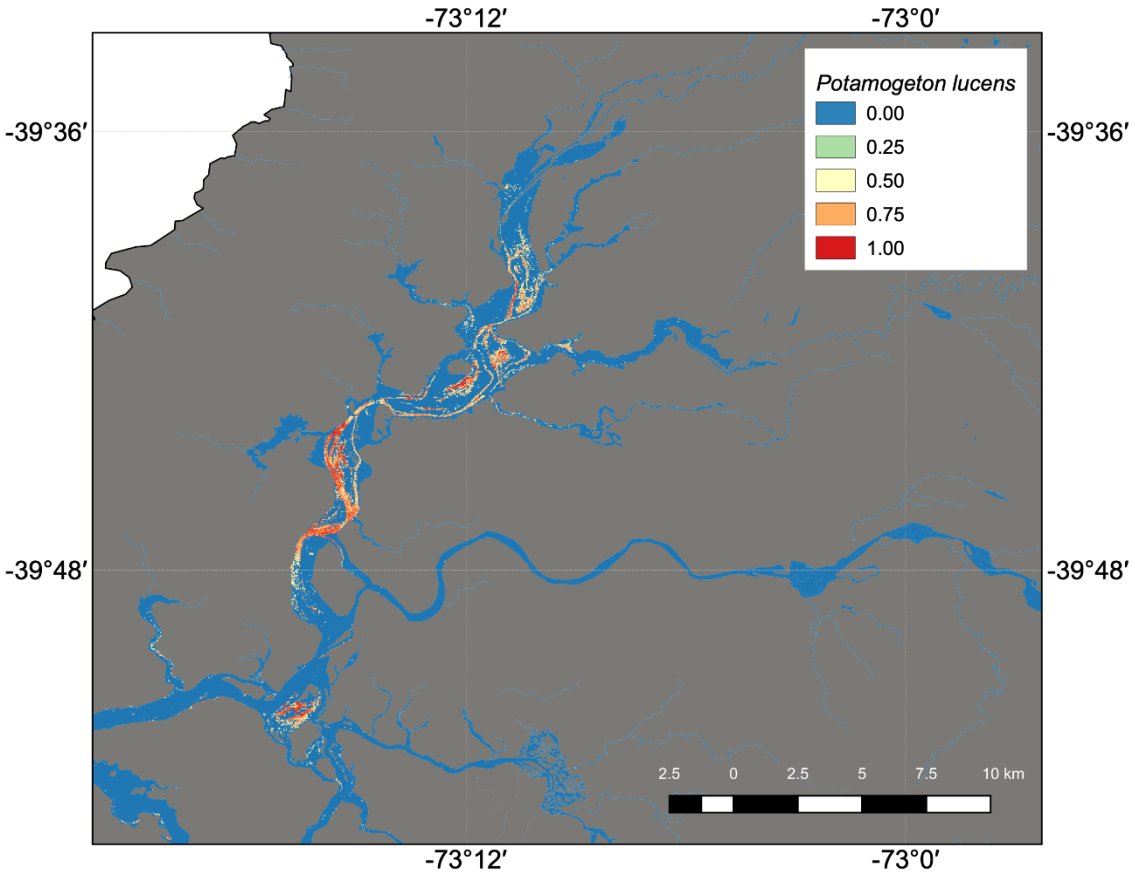


Figura 4.1.17. Distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) (período estival 2021-2022). La Figura ilustra la presencia del Huiro verde en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches multi y monoespecíficos e imágenes satelitales Sentinel 2 re-escaladas a 30 m.

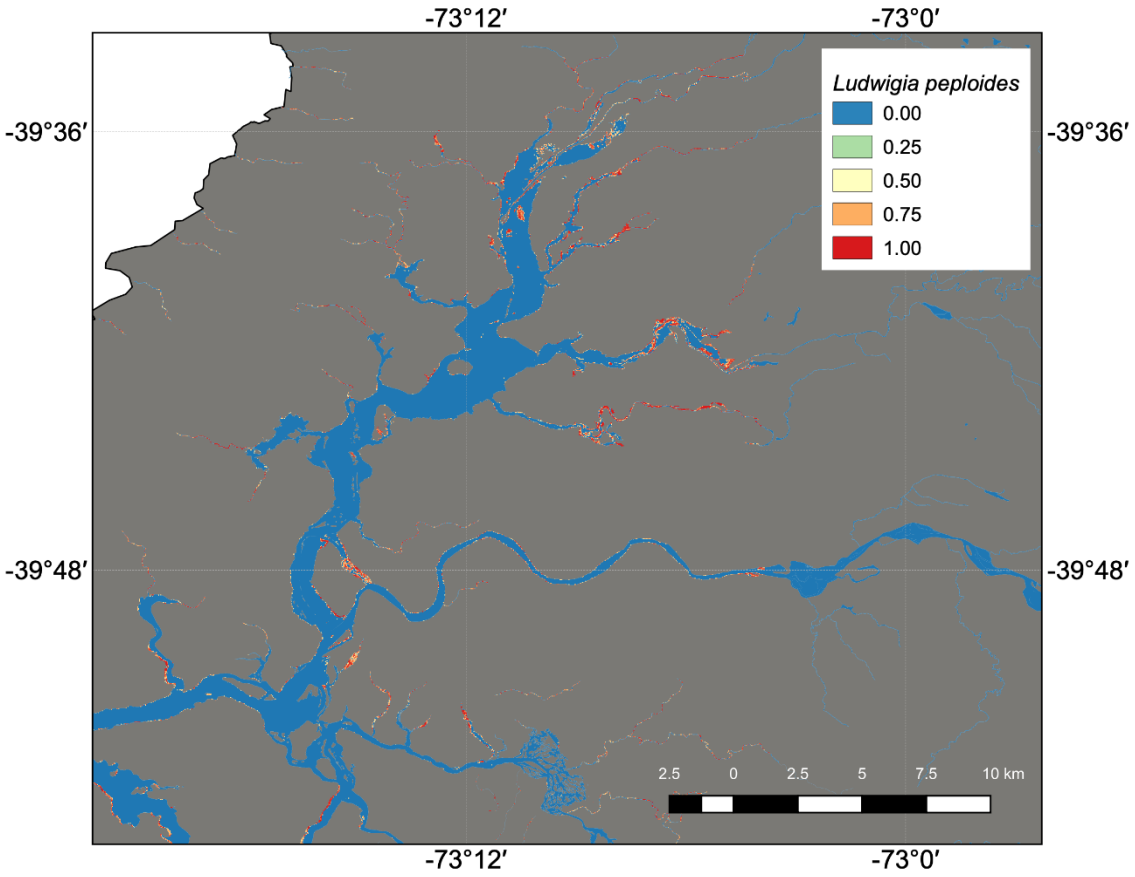


Figura 4.1.18. Distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) (período estival 2021-2022). La Figura ilustra la presencia del Clavito de agua en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes satelitales Sentinel 2 re-escaladas a 30 m.

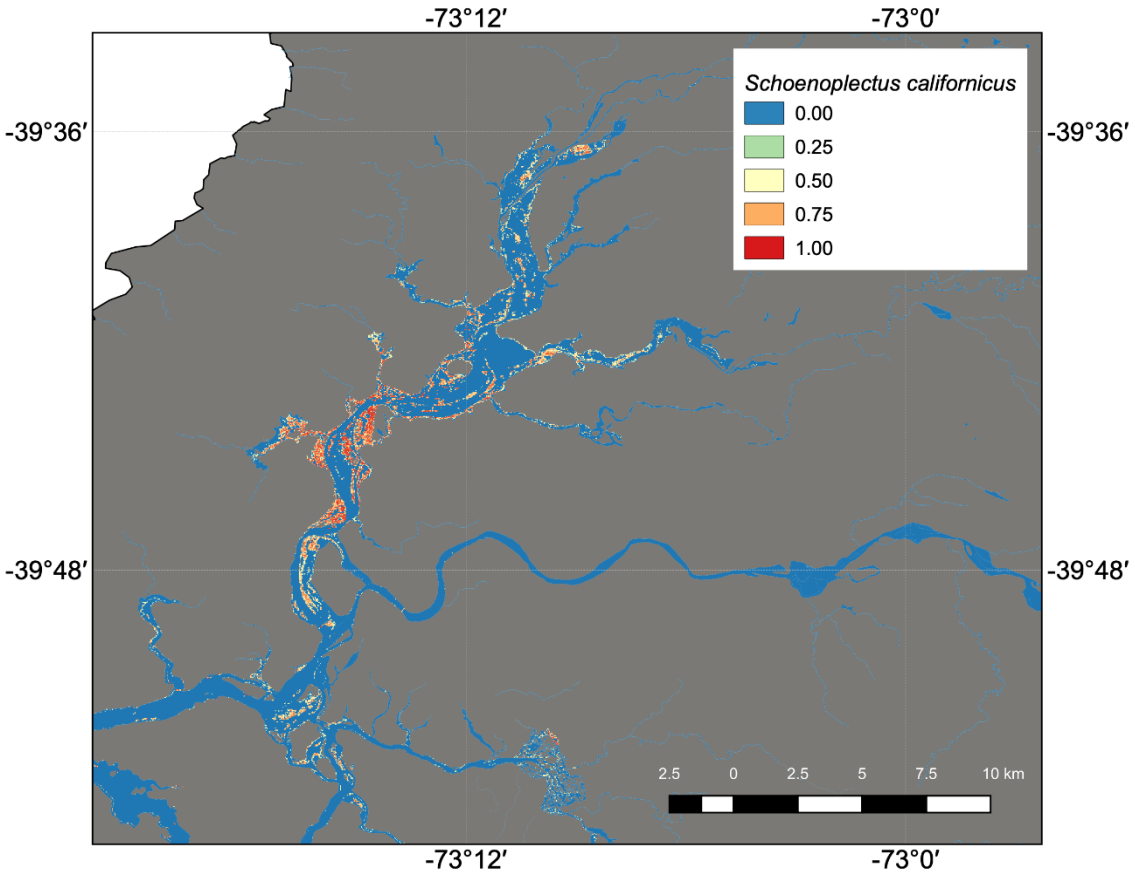


Figura 4.1.19. Distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) (período estival 2021-2022). La Figura ilustra la presencia de la Totora en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes satelitales Sentinel 2 re-escaladas a 30 m.

Análisis de variabilidad temporal en la distribución de especies de macrófitas acuáticas

Para evaluar la presencia de tendencias temporales en la distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas, se analizan los resultados del re-entrenamiento y proyección de los modelos de distribución para las distintas especies en los periodos correspondientes al Programa de Diagnóstico y a los cinco primeros años del Programa de Monitoreo (2015 – 2020). Las Figuras 4.1.20 a 4.1.24 ilustran la variación espacial y temporal observadas para cada una de las macrófitas acuáticas estudiadas en los Programas

de Diagnóstico y Monitoreo y el presente estudio. Estas figuras ilustran las distribuciones espaciales de la idoneidad de hábitat ajustadas mediante la metodología indicada anteriormente. Estas figuras incluyen además la representación cartográfica de los coeficientes de variación temporal para cada uno de los pixeles en el área de estudio. Cabe destacar que, a escala interanual, se evidencian grandes coeficientes de variación, lo que señala que la idoneidad ambiental es altamente dinámica en las especies estudiadas. En el caso particular del Huiro de agua dulce (*Potamogeton pusillus*), el patrón predicho para esta especie muestra una sobre-estimación de la distribución espacial para el año 2022, donde la idoneidad de hábitat ajustado parece reflejar más bien el patrón de coloración del agua en las zonas central y norte del humedal, y no la presencia de parches monoespecíficos de 30 m o más (Fig. 4.1.21). Ello sería causado por la distribución muy acotada y en parches pequeños, con diámetros muy inferiores al tamaño de pixel disponible en las resoluciones empleadas en el presente estudio.

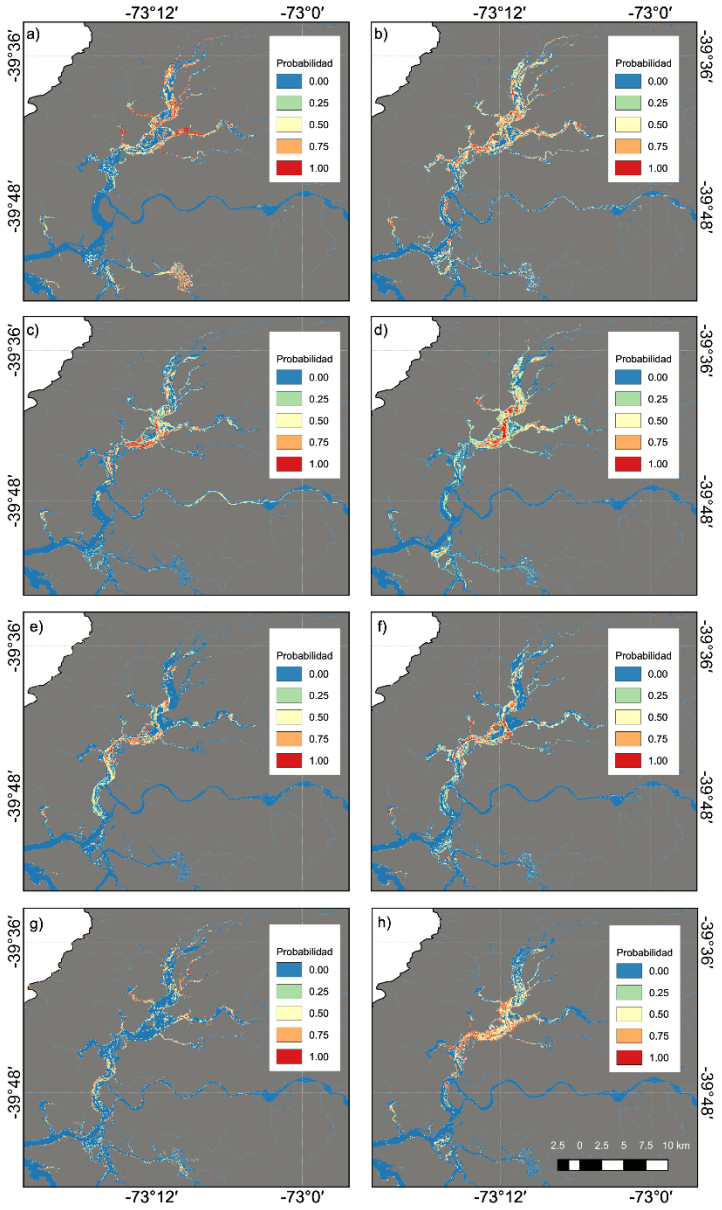


Figura 4.1.20. Serie de tiempo de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). Las figuras a - g ilustran la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La correspondencia entre figuras y años de análisis es: a) 2014-2015, b) 2015-2016, c) 2016-2017, d) 2017-2018, e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) 2021-2022. En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

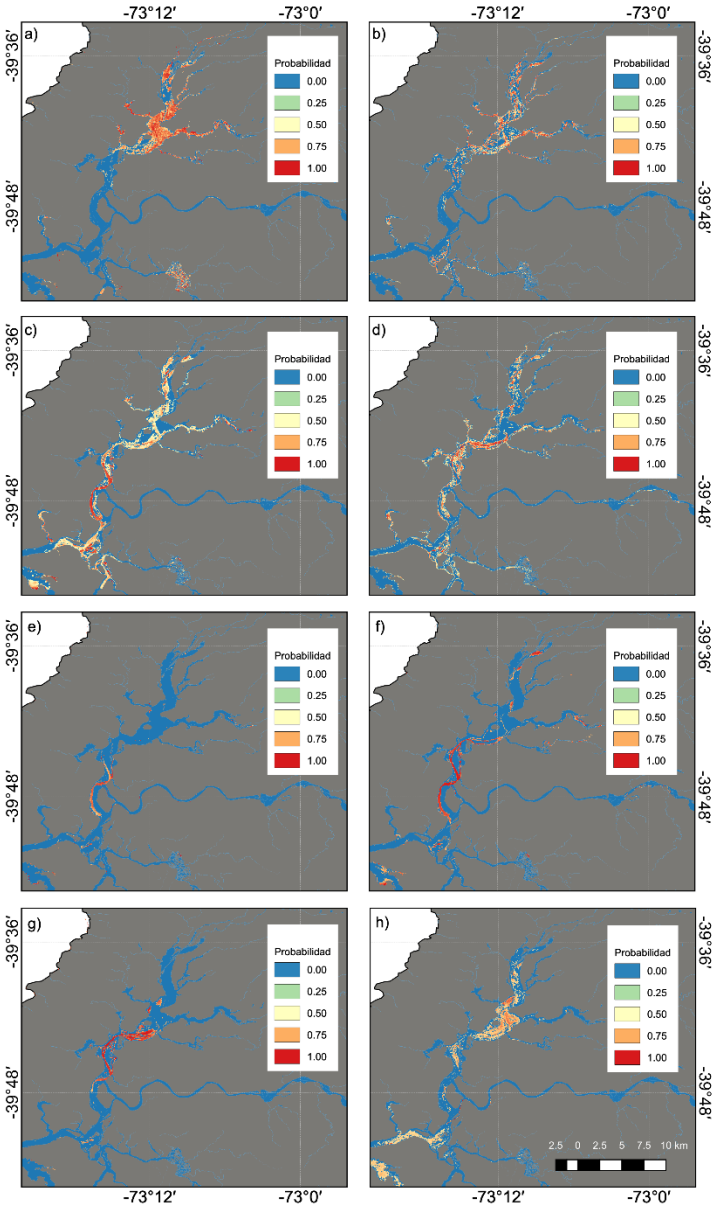


Figura 4.1.21. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce). Las figuras a - g ilustran la presencia del Huiro de agua dulce en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La correspondencia entre figuras y años de análisis es: a) 2014-2015, b) 2015-2016, c) 2016-2017, d) 2017-2018, e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) 2021-2022. En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

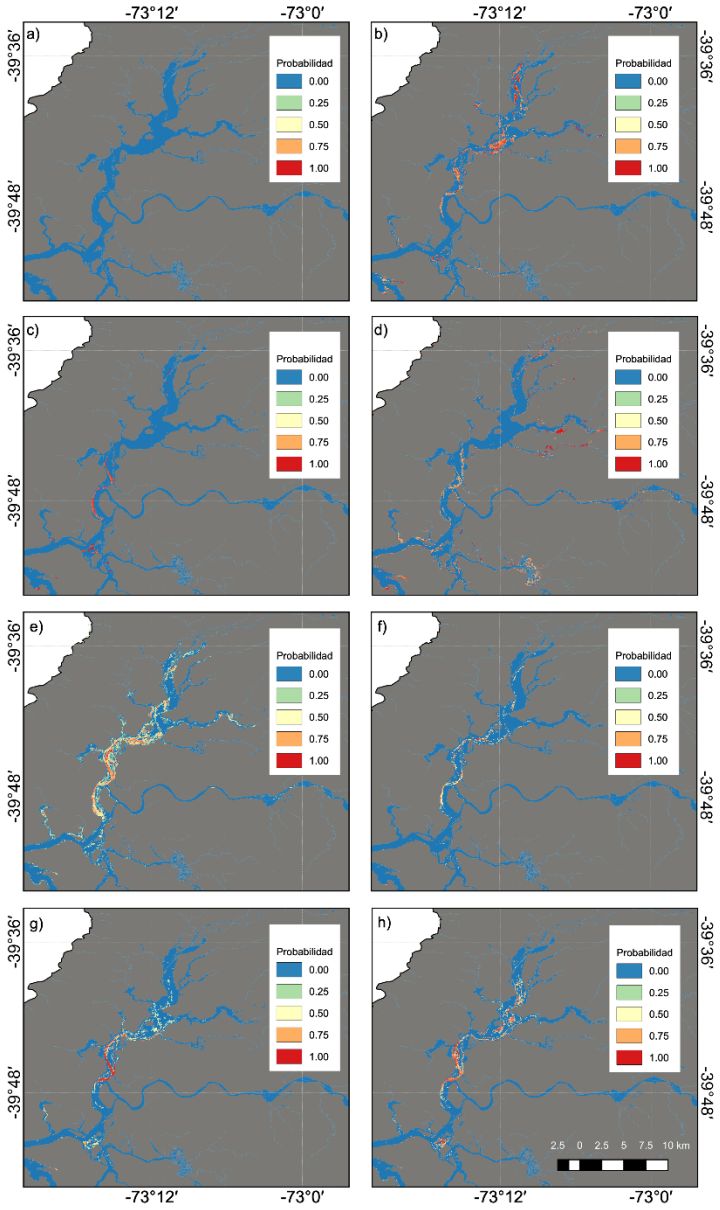


Figura 4.1.22. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). Las figuras a - g ilustran la presencia del Huiro verde en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La correspondencia entre figuras y años de análisis es: a) 2014-2015, b) 2015-2016, c) 2016-2017, d) 2017-2018, e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) 2021-2022. En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

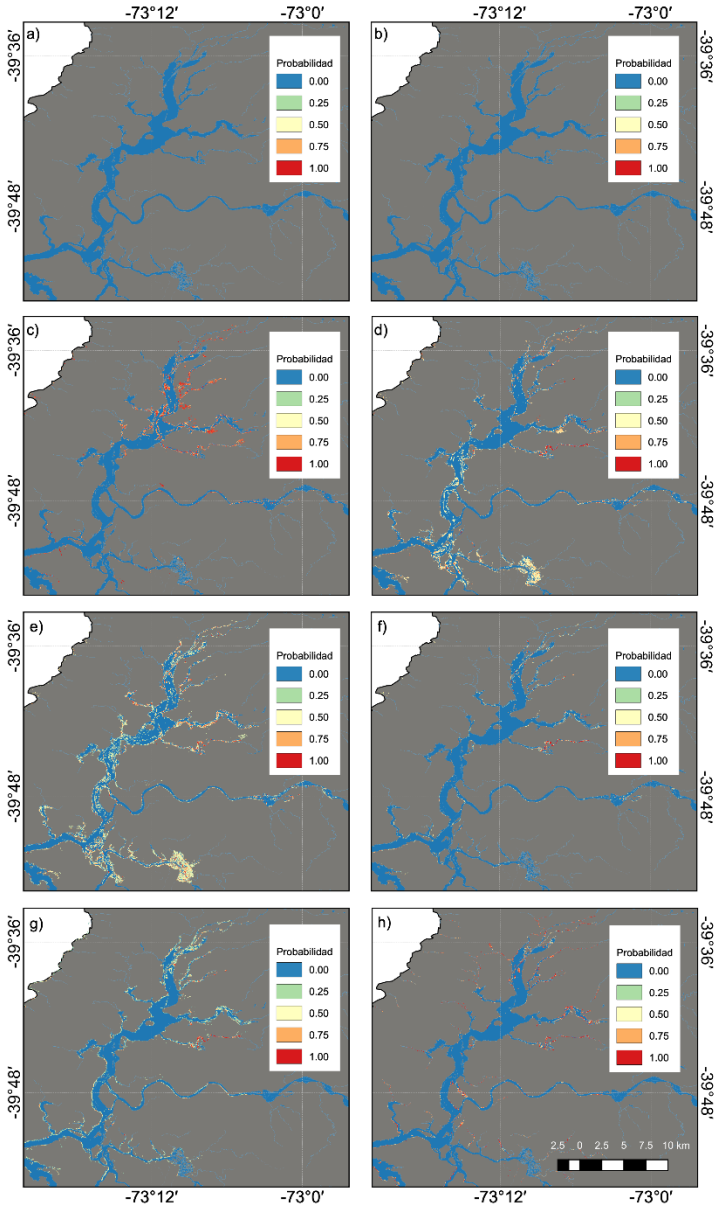


Figura 4.1.23. Serie de tiempo de distribución de *Ludwigia plepoides* (Clavito de agua). Las figuras a - g ilustran la presencia del Clavito de agua en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La correspondencia entre figuras y años de análisis es: a) 2014-2015, b) 2015-2016, c) 2016-2017, d) 2017-2018, e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) 2021-2022. En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

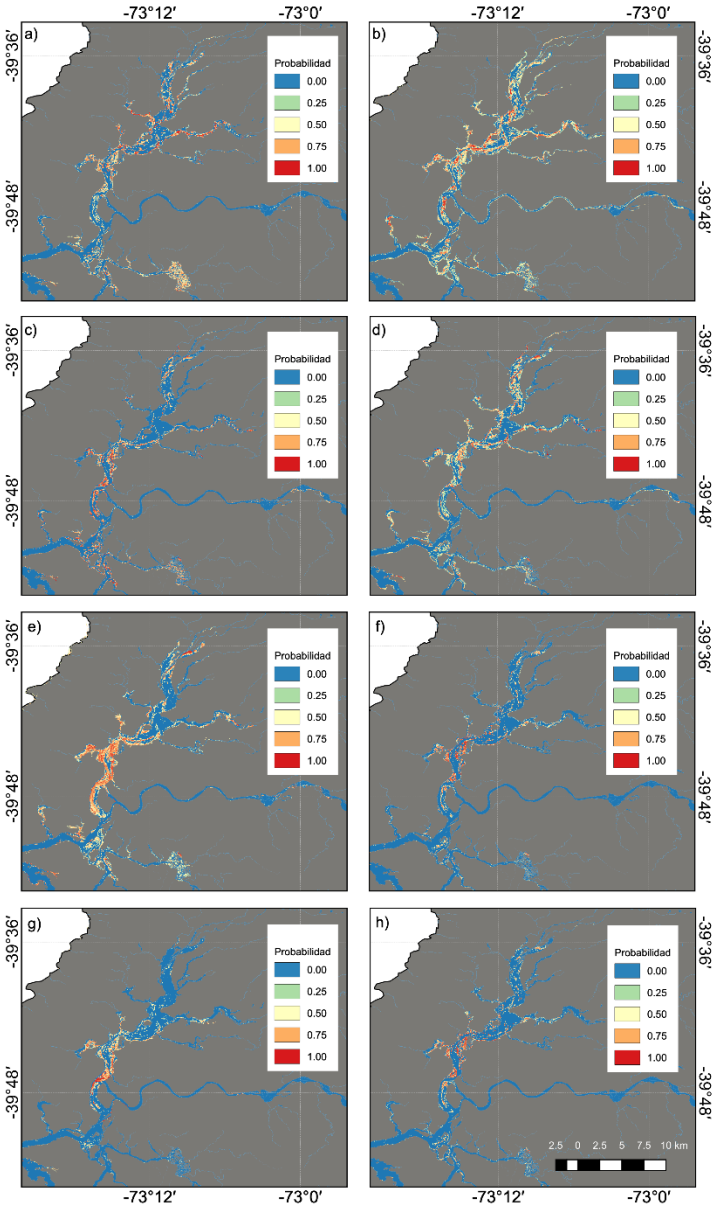


Figura 4.1.24. Serie de tiempo de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). Las figuras a - g ilustran la presencia de la Totora en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La correspondencia entre figuras y años de análisis es: a) 2014-2015, b) 2015-2016, c) 2016-2017, d) 2017-2018, e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) 2021-2022. En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

4.1.2 ESTIMACION DE BIOMASA MEDIANTE SENSORES REMOTOS

Estimación de la biomasa en pie (*Standing Stock*) de Luchecillo y macrófitas acuáticas dominantes mediante análisis de imágenes de sobrevuelos de UAV e imágenes satelitales

Modelos de distribución de Luchecillo y macrófitas acuáticas dominantes

El ajuste de los modelos de distribución en base a las bandas espectrales de luz visible y los dos índices de vegetación derivados fue exitoso para la mayoría de los 12 modelos entrenados, obteniendo en general valores buenos o muy buenos. La excepción fueron los modelos ajustados para el Huiro de agua dulce (*Potamogeton pusillus*), que presenta una menor capacidad de clasificación, reflejando el impacto del bajo tamaño muestral, producto de una reducción en la incidencia de parches de gran tamaño. El aumento de resolución desde imágenes a 30 m a imágenes de mayor resolución solo redundó en un desempeño más pobre para esta especie, que no se distinguen de lo esperado por una clasificación del paisaje al azar. La Tabla 4.1.5 resume las estadísticas de bondad de ajuste para los 9 modelos de distribución ajustados al Luchecillo, el Huiro verde y el Huiro de agua.

A través de los 9 modelos ajustados, se aprecia un buen ajuste en los modelos de distribución de Luchecillo y Huiro verde, con valores entre 0.821 y 0.969, mientras que el Huiro de agua dulce presenta valores más bajos, entre 0.740 y 0.824. Los resultados obtenidos para el Luchecillo y el Huiro verde son consistentes con la experiencia previa tanto en el programa de monitoreo como en estudios previos de modelamiento de distribución de estas especies, corroborando la utilidad del ajuste de modelos de distribución en base a información espectral para elaborar capas de probabilidad de presencia de hábitat de estas especies.

Tabla 4.1.5. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos MaxEnt para las macrófitas acuáticas dominantes. Se ilustra para las 12 bases de datos el tamaño de muestra y AUC obtenidos para los subconjuntos de calibración y validación. Los valores de AUC corresponden al promedio de los 5 modelos ajustados mediante validación cruzada. Se indica la desviación estándar del AUC a través de los 5 modelos de validación (SD).

Especie	Modelo	Calibración		Validación		
		N	AUC	N	AUC	SD
Egeria densa (Luchecillo)	S2 30 m	69	0.866	17	0.821	0.034
	S2 15 m	74	0.856	18	0.822	0.036
	S2	75	0.854	19	0.830	0.010
Potamogeton pusillus (Huiro de agua dulce)	S2 30 m	11	0.876	3	0.824	0.046
	S2 15 m	13	0.844	3	0.759	0.064
	S2	14	0.816	3	0.740	0.072
Potamogeton lucens (Huiro verde)	S2 30 m	17	0.971	4	0.922	0.048
	S2 15 m	18	0.983	4	0.969	0.01
	S2	18	0.978	5	0.954	0.021

Por otra parte, los resultados reflejan el impacto de la baja cobertura de parches de 30 m o más y la distribución acotada del Huiro de agua dulce, indicando que las estimaciones de biomasa para esta especie pueden eventualmente sobreestimar la biomasa en pie.

Calibración de modelos predictivos de biomasa

Una vez ajustados los distintos modelos de cobertura de Luchecillo, Huiro de agua dulce y Huiro verde, se procedió a generar el conjunto de datos de biomasa y las capas predictoras. La bondad de ajuste obtenida para los distintos modelos y métodos de ajuste se ilustra en las Tablas 4.1.6 a 4.1.8. En todos los casos, los modelos ajustados mediante *Random Forest* lograron maximizar el coeficiente de determinación (R^2), y minimizar el valor del error cuadrático medio (RMSE). Por ello, y tomando como base estos resultados, se procedió a proyectar los valores de biomasa utilizando los modelos ajustados mediante el algoritmo *Random Forest*. De manera similar a lo realizado en informes anteriores, se

compararon los resultados obtenidos para los modelos ajustados con datos en escala aritmética con las proyecciones de los modelos ajustados con datos en escala logarítmica, a través de las tres resoluciones espaciales estudiadas (30, 15 y 10 metros para S2 respectivamente) para los modelos ajustados mediante las capas SIG Landsat 8. En las Figuras 4.1.25 a 4.1.27 se ilustran los resultados correspondientes al Luchecillo, Huiro verde, y Huiro de agua, respectivamente.

Tabla 4.1.6. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Luchecillo (*Egeria densa*). La Tabla muestra la bondad de ajuste para las tres bases de datos de SIG correspondientes a la imagen Landsat 8 a 30 m (L 8), la imagen Landsat 8 a 15 m (L 8 15 m) y a la imagen Sentinel 2 a 10 m (S2). Para cada base de datos se muestran los resultados obtenidos en base a los datos crudos (escala aritmética) o a los datos transformados mediante log10(x+1) (escala logarítmica). Se reportan los resultados del ajuste de regresión mediante regresión lineal (LM), modelo general aditivo (GAM), modelo lineal general (GLM) y *Random Forest* (RF). Se entregan las variables usadas para construir el mejor modelo para cada método, y los valores del coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE). Los asteriscos y texto en negrita destacan los modelos con mejor ajuste (menor RMSE y mayor R^2).

Predictor	Resolución (m)	Escala	Modelo	Variables	R^2	RMSE	
S2	30	Aritmética	LM	Todas	0.038	770.34	
S2	30	Aritmética	GLM	Todas	0.095	770.34	
S2	30	Aritmética	GAM	B4+MXNT	0.091	753.6	
S2	**30**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.864**	**415.71**	*
S2	30	Logarítmica	LM	Todas	0.032	2.59	
S2	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.089	2.59	
S2	30	Logarítmica	GAM	B4+MXNT	0.214	2.3	
S2	**30**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.888**	**1.23**	*
S2	15	Aritmética	LM	Todas	0.022	776.73	
S2	15	Aritmética	GLM	Todas	0.079	776.73	
S2	15	Aritmética	GAM	B2+B3	0.194	694.37	
S2	**15**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.903**	**385.17**	*
S2	15	Logarítmica	LM	Todas	0.059	2.55	
S2	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.114	2.55	
S2	15	Logarítmica	GAM	B4+GRVI	0.313	2.11	
S2	**15**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.897**	**1.17**	*
S2	10	Aritmética	LM	Todas	0.008	785.28	
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.067	785.28	
S2	10	Aritmética	GAM	B2+B3	0.177	705.41	
S2	**10**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.889**	**393.52**	*
S2	10	Logarítmica	LM	Todas	-0.013	2.65	
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.047	2.65	
S2	10	Logarítmica	GAM	B4+GRRI	0.237	2.23	
S2	**10**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.904**	**1.22**	*

Tabla 4.1.7. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Huiro verde (*Potamogeton lucens*). La Tabla muestra la bondad de ajuste para las tres bases de datos de SIG correspondientes a la imagen Landsat 8 a 30 m (L 8), la imagen Landsat 8 a 15 m (L 8 15 m) y a la imagen Sentinel 2 a 10 m (S2). Para cada base de datos se muestran los resultados obtenidos en base a los datos crudos (escala aritmética) o a los datos transformados mediante log10(x+1) (escala logarítmica). Se reportan los resultados del ajuste de regresión mediante regresión lineal (LM), modelo general aditivo (GAM), modelo lineal general (GLM) y *Random Forest* (RF). Se entregan las variables usadas para construir el mejor modelo para cada método, y los valores del coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE). Los asteriscos y texto en negrita destacan los modelos con mejor ajuste (menor RMSE y mayor R^2).

Predictor	Resolución (m)	Escala	Modelo	Variables	R^2	RMSE	
S2	30	Aritmética	LM	Todas	0.195	713.99	
S2	30	Aritmética	GLM	Todas	0.284	713.99	
S2	30	Aritmética	GAM	B3+B4	0.605	454.93	
S2	**30**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.925**	**286.3**	*
S2	30	Logarítmica	LM	Todas	0.348	2.46	
S2	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.421	2.46	
S2	30	Logarítmica	GAM	GRRI+MXNT	0.574	1.89	
S2	**30**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.924**	**1.02**	*
S2	15	Aritmética	LM	Todas	0.297	667.39	
S2	15	Aritmética	GLM	Todas	0.375	667.39	
S2	15	Aritmética	GAM	B4+GRVI	0.548	486.81	
S2	**15**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.918**	**308.5**	*
S2	15	Logarítmica	LM	Todas	0.481	2.2	
S2	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.539	2.2	
S2	15	Logarítmica	GAM	B4+MXNT	0.533	2.16	
S2	**15**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.876**	**1.22**	*
S2	10	Aritmética	LM	Todas	0.254	691.03	
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.339	691.03	
S2	10	Aritmética	GAM	B4+GRRI	0.355	612.29	
S2	**10**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.884**	**371.13**	*
S2	10	Logarítmica	LM	Todas	0.417	2.34	
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.483	2.34	
S2	10	Logarítmica	GAM	B2+B4	0.466	2.08	
S2	**10**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.863**	**1.35**	*

Tabla 4.1.8. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Huiro de agua dulce (*Potamogeton pusillus*). La Tabla muestra la bondad de ajuste para las tres bases de datos de SIG correspondientes a la imagen Landsat 8 a 30 m (L 8), la imagen Landsat 8 a 15 m (L 8 15 m) y a la imagen Sentinel 2 a 10 m (S2). Para cada base de datos se muestran los resultados obtenidos en base a los datos crudos (escala aritmética) o a los datos transformados mediante log10(x+1) (escala logarítmica). Se reportan los resultados del ajuste de regresión mediante regresión lineal (LM), modelo general aditivo (GAM), modelo lineal general (GLM) y Random Forest (RF). Se entregan las variables usadas para construir el mejor modelo para cada método, y los valores del coeficiente de determinación (R^2) y el error cuadrático medio (RMSE). Los asteriscos y texto en negrita destacan los modelos con mejor ajuste (menor RMSE y mayor R^2).

Predictor	Resolución (m)	Escala	Modelo	Variables	R^2	RMSE	
S2	30	Aritmética	LM	Todas	0.073	545.04	
S2	30	Aritmética	GLM	Todas	0.212	545.04	
S2	30	Aritmética	GAM	GRRI+MXNT	0.502	383.72	
S2	**30**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.888**	**264.43**	
S2	30	Logarítmica	LM	Todas	0.076	1.98	*
S2	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.215	1.98	
S2	30	Logarítmica	GAM	B4+MXNT	0.5	1.34	
S2	**30**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.955**	**0.77**	*
S2	15	Aritmética	LM	Todas	0.148	522.58	
S2	15	Aritmética	GLM	Todas	0.276	522.58	
S2	15	Aritmética	GAM	B4+GRRI	0.42	416.12	
S2	**15**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.905**	**290.48**	*
S2	15	Logarítmica	LM	Todas	0.154	1.9	
S2	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.281	1.9	
S2	15	Logarítmica	GAM	B3+B4	0.56	1.23	
S2	**15**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.905**	**1.06**	*
S2	10	Aritmética	LM	Todas	0.169	520.67	
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.297	520.67	
S2	10	Aritmética	GAM	B2+B3	0.464	388.49	
S2	**10**	**Aritmética**	**RF**	**Todas**	**0.863**	**305.23**	*
S2	10	Logarítmica	LM	Todas	0.158	1.91	
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.287	1.91	
S2	10	Logarítmica	GAM	B2+B3	0.528	1.32	
S2	**10**	**Logarítmica**	**RF**	**Todas**	**0.857**	**1.06**	*

Los resultados obtenidos permitieron estimar la variación espacial en la biomasa en pie del Luchecillo a lo largo del humedal del río Cruces. Se aprecia que las estimaciones en base a datos transformados a escala logarítmica presentan un ajuste similar o mayor que el ajuste en base a datos en escala aritmética (Tablas 4.1.5. a 4.1.8), a la vez que tienden a proporcionar estimaciones de menor magnitud de biomasa (Fig. 4.1.25 a 4.1.27).

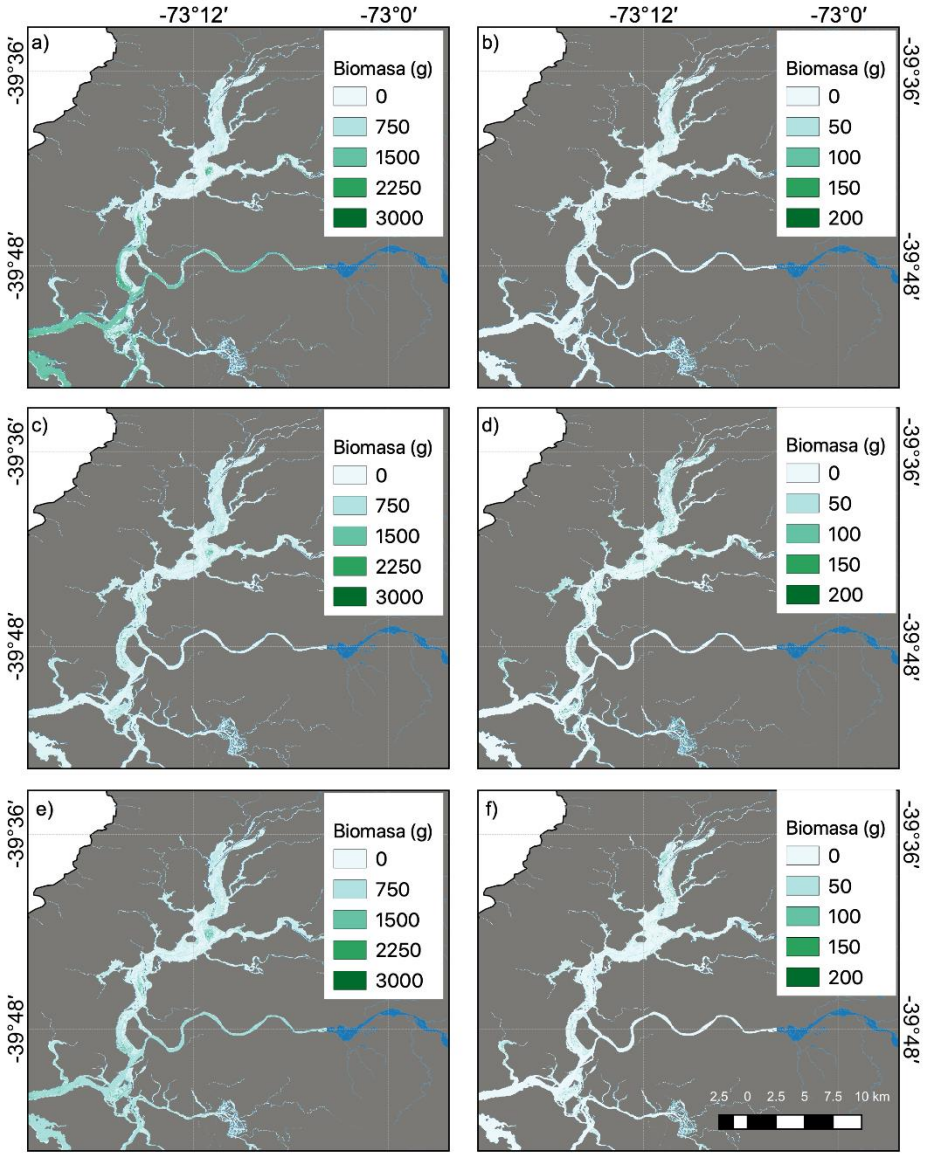


Figura 4.1.25. Distribución de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante *Random Forest* y las capas SIG a distintas resoluciones entre 10 y 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Sentinel 2 re-escalados a 30 m (a y b), Sentinel 2 re-escalados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 en su resolución nativa de 10 m (e y f).

En el caso del Luchecillo, se aprecia la variación en el patrón espacial de las proyecciones de biomasa, particularmente entre las resoluciones más gruesas y finas para

los datos en escala aritmética, mientras que los modelos basados en datos en escala logarítmica presentan menos variabilidad entre resoluciones espaciales.

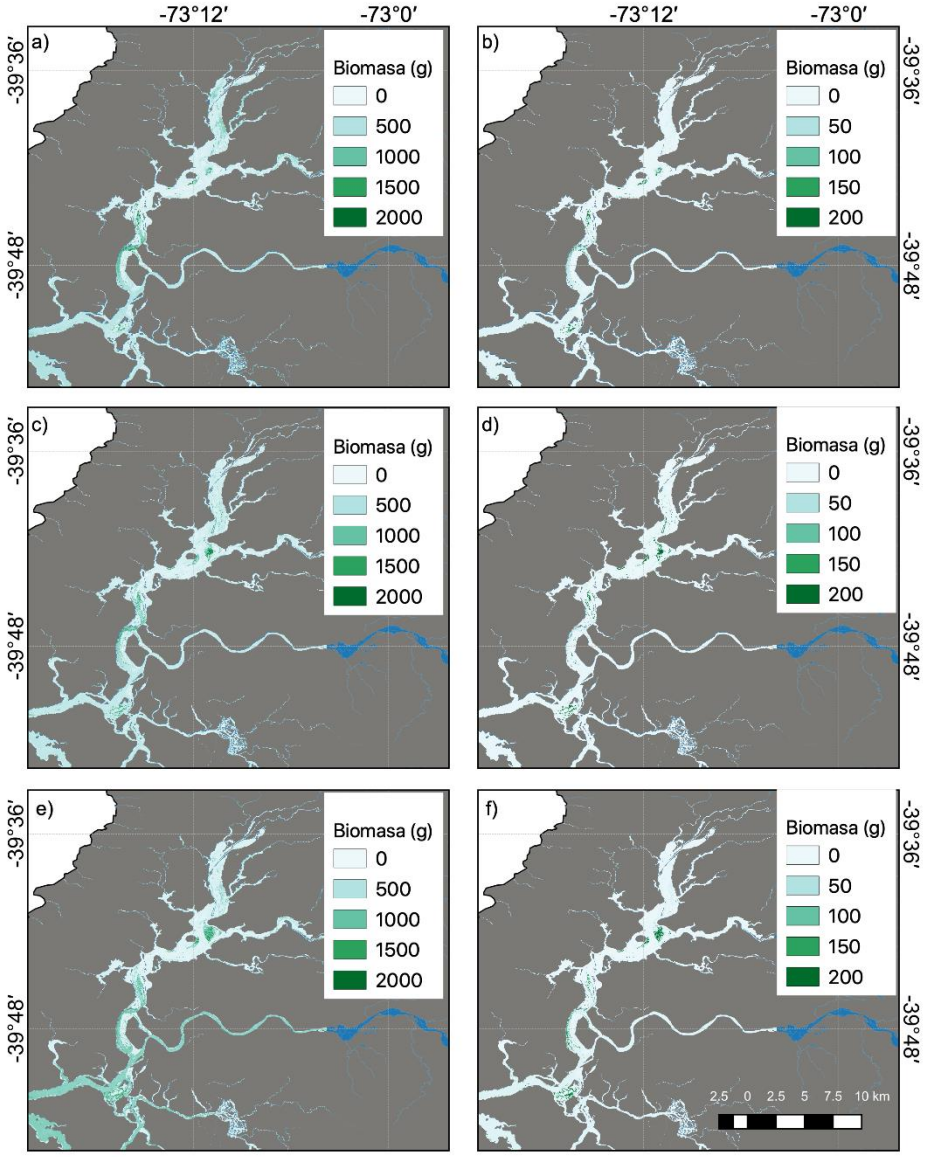


Figura 4.1.26. Distribución de biomasa de *Potamogeton lucens* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante *Random Forest* y las capas SIG a distintas resoluciones entre 10 y 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Huiro verde en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Sentinel 2 re-escalados a 30 m (a y b), Sentinel 2 re-escalados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 en su resolución nativa de 10 m (e y f).

Para el huiro verde, se aprecia la consistencia en las estimaciones que entregan los distintos sensores con diferentes resoluciones espaciales, observándose en todos los casos magnitudes de biomasa mucho menores a lo estimado para el Luchecillo.

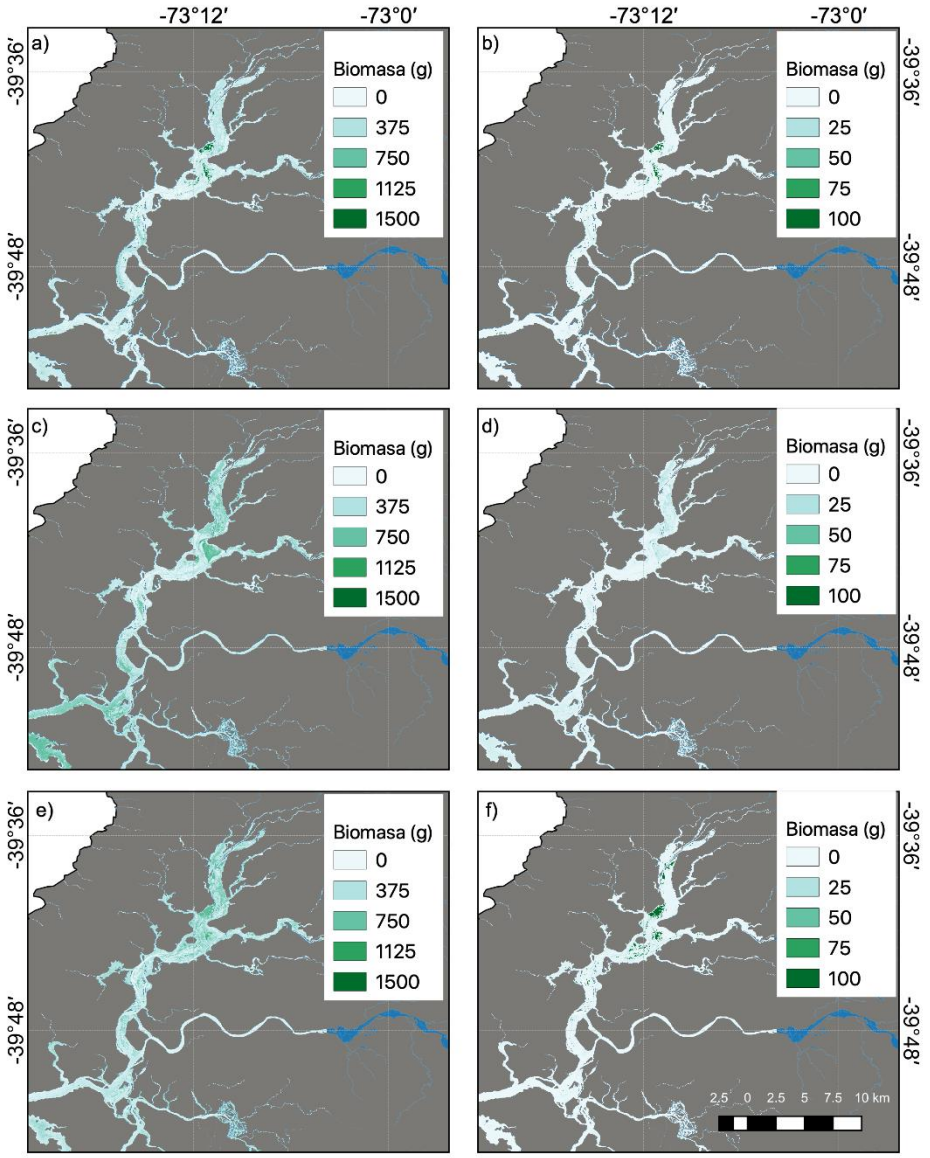


Figura 4.1.27. Distribución de biomasa de *Potamogeton pusillus* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante *Random Forest* y las capas SIG a distintas resoluciones entre 10 y 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Huiro de agua en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Sentinel 2 re-escalados a 30 m (a y b), Sentinel 2 re-escalados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 en su resolución nativa de 10 m (e y f).

En el caso del Huiro de agua dulce, esta especie presentó valores de biomasa mucho más bajos, con los modelos basados en información en escala aritmética entregando una distribución más extensa y homogénea, mientras que los modelos basados en información transformada a escala logarítmica presentan una distribución mucho más acotada. En particular estos últimos modelos muestran una predicción de distribución muy restringida de esta macrófita acuática hacia la sección central y norte del humedal. De manera similar a lo observado en los modelos de distribución de especies ajustado a las tres resoluciones espaciales, los modelos realizados en escala aritmética parecen sobre-estimar la extensión espacial de la distribución de esta especie, mientras que los modelos ajustados en escala logarítmica presentan un patrón espacial que presenta similitudes cualitativas con el patrón de distribución observado en terreno. Finalmente, las Figuras 4.1.28 a 4.1.30 ilustran la bondad de ajuste para las cuatro especies estudiadas, considerando las tres resoluciones de imágenes satelitales analizadas (30, 15 y 10 metros) y las dos transformaciones empleadas: aritmética (X=x) y logarítmica (X=log(x+1)). Al examinar la bondad de ajuste para el Luchecillo, se evidencia que el mejor ajuste corresponde a aquel obtenido en base a la imagen de Sentinel 2, usando datos en escala aritmética. A su vez, en el caso del Huiro verde, *Potamogeton lucens*, las estimaciones generadas a partir de los datos en escala aritmética presentan ajustes comparables para todas las tres resoluciones espaciales estudiadas (Figura 4.1.29). Por otra parte, los datos en escala logarítmica presentan menores bondades de ajuste, observándose una tendencia a subestimar la biomasa, particularmente en el rango de valores intermedios a altos de biomasa, lo que podría reflejar una respuesta no linear del estimador obtenido. En el caso del Huiro de agua dulce, los ajustes observados para los datos en ambas escalas tienden a subestimar la biomasa, tendencia que nuevamente es más acentuada para la escala logarítmica, lo cual podría eventualmente abordarse en caso de poder contar un mayor tamaño muestral para obtener un mejor modelo para biomasa, ya que se cuenta con solo 4 observaciones de biomasa en terreno.

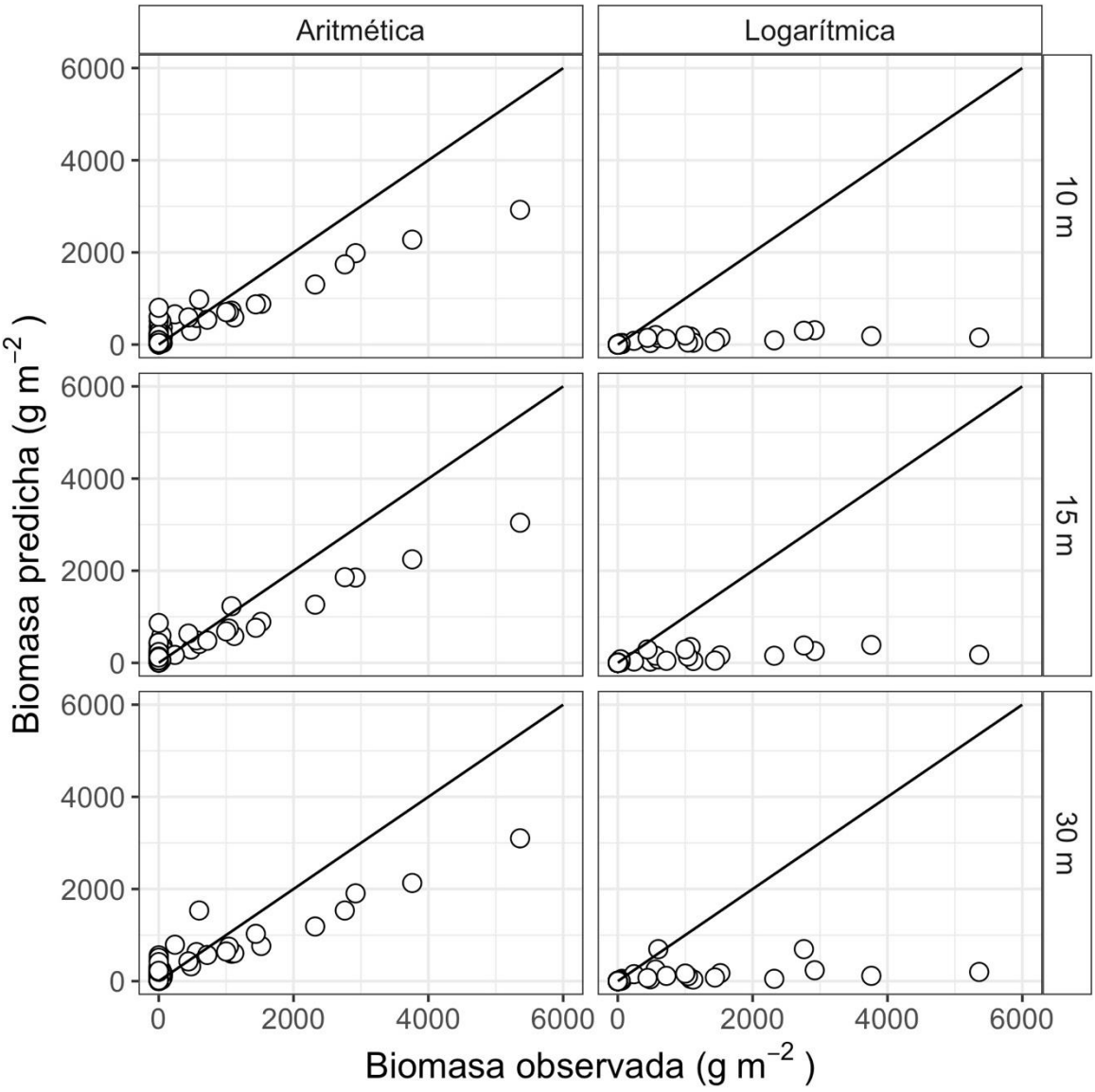


Figura 4.1.28. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Sentinel 2 re-escaladas a 30 y 15 m y las capas SIG Sentinel 2 en su resolución nativa De 10 m de resolución espacial (círculos blancos). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning Random Forest*. Se ilustran los modelos elaborados en base a los datos en escala Aritmética en la columna izquierda, y los modelos elaborados en base a datos en escala logarítmica en la columna derecha. La línea continua ilustra la relación de igualdad (pendiente = 1, intercepto =0). Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada.

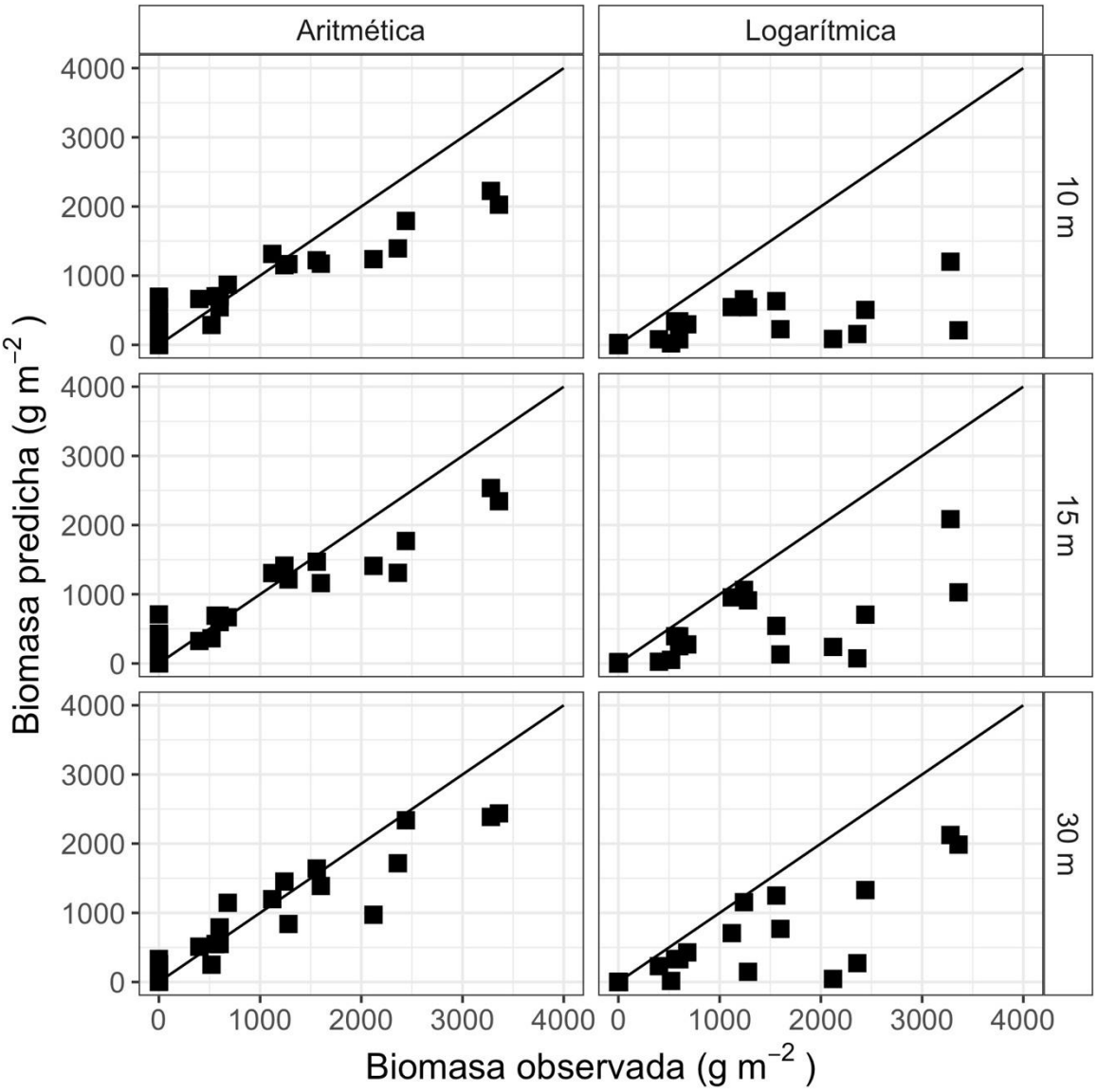


Figura 4.1.29. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Potamogeton lucens* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Sentinel 2 re-escaladas a 30 y 15 m y las capas SIG Sentinel 2 en su resolución nativa De 10 m de resolución espacial (cuadrados negros). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning Random Forest*. Se ilustran los modelos elaborados en base a los datos en escala Aritmética en la columna izquierda, y los modelos elaborados en base a datos en escala logarítmica en la columna derecha. La línea continua ilustra la relación de igualdad (pendiente = 1, intercepto =0). Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada. Esto se repite para el Huiro verde, donde también el mejor ajuste corresponde a aquel obtenido en base a la imagen de Sentinel 2, usando datos en escala aritmética.

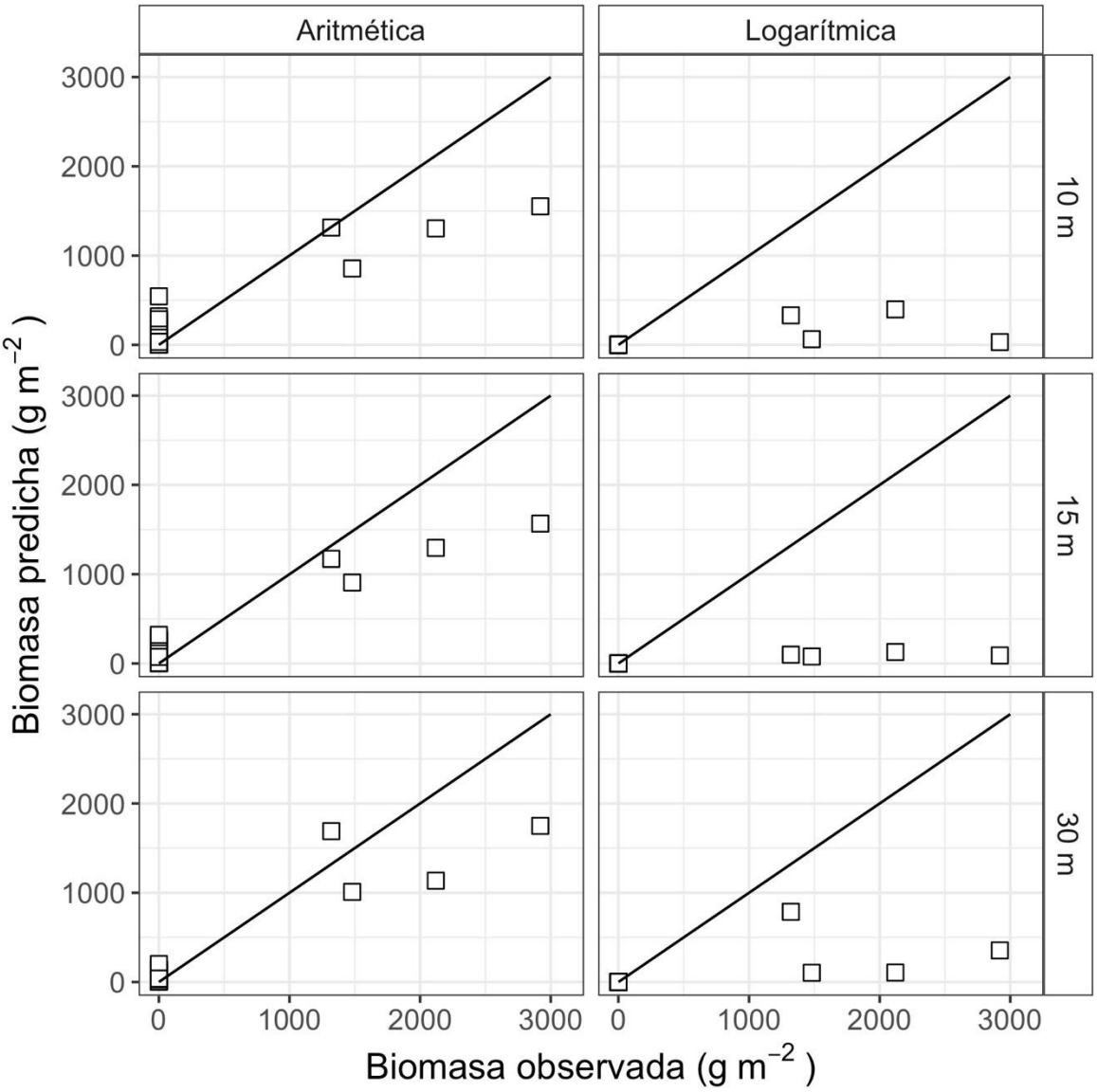


Figura 4.1.30. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Potamogeton pusillus* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Sentinel 2 re-escaladas a 30 y 15 m y las capas SIG Sentinel 2 en su resolución nativa De 10 m de resolución espacial (cuadrados blancos). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning Random Forest*. Se ilustran los modelos elaborados en base a los datos en escala Aritmética en la columna izquierda, y los modelos elaborados en base a datos en escala logarítmica en la columna derecha. La línea continua ilustra la relación de igualdad (pendiente = 1, intercepto =0). Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada.

Una vez ajustados los modelos y proyectados en el espacio geográfico, se estimaron los valores medios, mínimos y máximos de biomasa fresca para cada combinación de resolución espacial (30, 15 y 10 metros) y transformación de la biomasa (aritmética *vs.* logarítmica). En la Tabla 4.1.10 se entregan como referencia las estimaciones disponibles en la literatura de la biomasa de Luchecillo en una diversidad de localidades, los que ilustran la amplia variabilidad geográfica de la biomasa en pie de Luchecillo.

Tabla 4.1.10. Variabilidad geográfica en la Biomasa en pie de Luchecillo. Se muestran los datos registrados en literatura y estudios previos para la biomasa en pie promedio de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis.

Localidad	Biomasa (g m^{-2})	Referencia
Río Valdivia, Chile	374[15;721]	Hauenstein & Ramírez 1986
Las Flores, Luján, Argentina	7[0;34]	Feijoo *et al.,* 1996
New South Wales, Australia	650 [180; 3000]	Roberts *et al.,* 1999
Lake Blanca, Uruguay	170[-;-]	Mazzeo *et al.*, 2003
Rio San Francisco, Brasil	497 [- ; -]	Oliveira *et al.,* 2005
Lago altoandino, Colombia	522 [83;1155]	Carrillo *et al.,* 2006
Valdivia, Chile	477 [189:841]	Boettcher 2007
Río Kurohashi, Japón (verano)	621[32;1338]	Takahashi & Asaeda 2014
Río Kurohashi, Japón (otoño)	372[142;716]	
Río Alun, Mongolia interior, China	279[72;619]	Yu *et al*., 2018
Río Eno, Japón	166[33;398]	Asaeda *et al.,* 2020
Río Saba, Japón	122[53;274]	

Por otra parte, en la Tabla 4.1.11 se reporta la variación documentada en los monitoreos recientes de biomasa en pie de Luchecillo (informes anteriores del programa de monitoreo), así como los valores obtenidos en el presente estudio. Los valores estimados para las tres bases de datos indican que los modelos logarítmicos presentan mayor variabilidad, con una tendencia a subestimar los valores observados de biomasa para las muestras de Luchecillo. Como se aprecia en la Tabla 4.1.11, los resultados obtenidos en el presente estudio abarcan un rango de biomasas menor a lo estimado en los dos muestreos previos. Además, los valores medios observados se acercan al rango de

valores descrito en la literatura. Esto refleja no solo el cambio en el valor medio observado para el Luchecillo, sino también la disminución en la cobertura estimada. Respecto a otras posibles causas de esta variabilidad, se puede descartar la influencia de los algoritmos utilizados para la estimación de biomasa, ya que el protocolo de muestreo empleado se ha mantenido constante en las últimas cuatro estimaciones de biomasa.

De igual manera, todos los resultados obtenidos han apuntado de manera sistemática al mejor desempeño del algoritmo *Random Forest*, que presenta los valores mínimos de error cuadrático medio (RMSE) unido a los coeficientes de correlación más altos entre las biomasas observadas y las predichas. En este respecto, la disminución en el valor medio de biomasa probablemente refleje la menor densidad de plantas en los parches estudiados, factor que probablemente es sinérgico el efecto del menor tamaño muestral y el ámbito geográfico más acotado de los parches examinados, pues la cobertura de Luchecillo en el humedal se caracteriza por corresponder a parches raleados, o bien sectores con cobertura del Luchecillo restringida a zonas del cantil del cauce del humedal. Por ello, es muy posible que los resultados observados reflejen la disminución en la cobertura de Luchecillo en sectores centrales y norte del HRC, los que aún presentan predominancia de parches raleados de Luchecillo. Cabe destacar que el presente diseño de estudio utiliza la cobertura como una variable intermedia para la estimación de la biomasa en pie de las macrófitas acuáticas estudiadas. No obstante, la correlación entre cobertura y biomasa podría realizarse mediante un muestreo ad hoc, donde para cada uno de los sectores donde se estime presencia de macrófitas a lo largo de las riberas, se extraigan muestras aleatorias de la biomasa, permitiendo estimar así ambas variables de manera independiente a lo largo del humedal. Sin embargo, la importante disminución en distribución y abundancia (o cobertura) del Luchecillo, plantea desafíos importantes para la implementación de este diseño de muestreo.

Tabla 4.1.11. Variación temporal en la Biomasa en pie de Luchecillo en el Humedal del río Cruces. Se muestran los valores promedio estimado de peso seco por metro cuadrado de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis. Para los resultados del presente estudio se reportan los valores medios para los mapas de biomasa en pie calculados para imágenes Sentinel re-escaladas a 30 m y 15 m, y en su resolución original de 10 m.

Monitoreo	Biomasa (g m^{-2})	Sensor, Resolución y Escala
Humedal río Cruces, Chile PMHRC Otoño 2017	**1067[101;1517]**	**L8 30 m, aritmético**
Humedal río Cruces, Chile PMHRC Verano 2018-2019	**1656[0;14213]**	**L8 30 m, aritmético**
	549[0;13459]	L8 30 m, logarítmico
	665[0;11484]	L8 15 m, aritmético
	1681[0;13347]	L8 15 m, logarítmico
	3211[0;13240]	UAV 0.05 m, aritmético
	2495[0;12795]	UAV 0.05 m, aritmético
	1844[0;14213]	**Promedio, aritmético**
	1575[0;13459]	Promedio, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile Verano 2019-2020	**1698[0;5212]**	**L8 30 m, aritmético**
	471[0;4496]	L8 30 m, logarítmico
	1710[5;5160]	L8 15 m, aritmético
	456[0;4372]	L8 15 m, logarítmico
	971[341;2830]	**S2 10 m, aritmético**
	36[2;707]	S2 10 m, logarítmico
	1460[115;4401]	**Promedio, aritmético**
	321[1;3192]	Promedio, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile Verano 2020-2021	**828[0;3978]**	**L8 30 m, aritmético**
	8[0;410]	L8 30 m, logarítmico
	968[0;3477]	**L8 15 m, aritmético**
	11[0;355]	L8 15 m, logarítmico
	562[0;4958]	**S2 10 m, aritmético**
	26[0;2666]	S2 10 m, logarítmico
	786[0;4958]	**Promedio, aritmético**
	15[0;2666]	Promedio, logarítmico

Continuación Tabla 4.1.11. Variación temporal en la Biomasa en pie de Luchecillo en el Humedal del río Cruces. Se muestran los valores promedio estimado de peso seco por metro cuadrado de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis. Para los resultados del presente estudio se reportan los valores medios para los mapas de biomasa en pie calculados para imágenes Sentinel re-escaladas a 30 m y 15 m, y en su resolución original de 10 m.

Monitoreo	Biomasa (g m-2)	Sensor, Resolución y Escala
	583[1;2955]	**S2 30 m, aritmético**
	10[0;619]	S2 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**293[2;3041]**	**S2 15 m, aritmético**
Verano	15[0;526]	S2 15 m, logarítmico
2021-2022	**490[0;2924]**	**S2 10 m, aritmético**
(Este estudio)	11[0;322]	S2 10 m, logarítmico
	458[4;2974]	**Promedio, aritmético**
	12[0;368]	Promedio, logarítmico

Por otra parte, el presente estudio permitió repetir la estimación de la biomasa de otras dos especies de macrófitas acuáticas: el Huiro verde y el Huiro de agua dulce. La Tabla 4.1.12 entrega las estimaciones obtenidas para la biomasa en pie de estas macrófitas acuáticas, contrastando estos valores con las estimaciones obtenidas en los periodos previos estudiados. Se omite en esta tabla la información correspondiente al Clavito de agua, especie que ha presentado coberturas muy localizadas en la presente temporada de muestreo. Para las dos especies estudiadas, se observaron leves aumentos o mantención en el rango de valores de biomasas observadas, lo que sugiere un aumento leve en la disponibilidad de estas especies. Sin embargo, no se puede descartar el impacto sobre la estimación realizada de la menor cantidad de réplicas de biomasa disponibles en este muestreo, así como a la menor cobertura de estas especies.

Tabla 4.1.12. Variación en biomasa en pie para macrófitas acuáticas en el Humedal del río Cruces. Se muestran los datos registrados en literatura y estudios previos para la biomasa en pie promedio de cada especie [mínimo; máximo]. Para los resultados del presente estudio se reportan los valores medios para los mapas de biomasa en pie calculados para Landsat 8 y Landsat 8 interpolados, además de los obtenidos mediante Sentinel 2. También se reporta la gran media para las tres escalas de resolución espacial.

	Biomasa (g m^{-2})			
Especie	**2020**	**2021**	**2022**	**Resolución, escala**
Potamogeton lucens				
	489[11;3205]	235[0;1957]	316[1;2428]	30 m, aritmético
	17[0;2152]	2[0;133]	12[0;2200]	30 m, logarítmico
	524[2;2985]	235[0;1295]	292[0;2536]	15 m, aritmético
	13[0;1455]	2[0;58]	11[0;2086]	15 m, logarítmico
	549[54;2763]	379[0;2154]	387[0;2225]	10 m, aritmético
	6[0;84]	9[0;877]	12[0;1512]	10 m, logarítmico
	520[22;2984]	283[0;2154]	333[1;2392]	Promedio, aritmético
	12[0;1230]	4[0;877]	12[0;1803]	Promedio, logarítmico
Potamogeton pusillus				
	760[2;2796]	84[0;3496]	185[0;1965]	30 m, aritmético
	22[0;1316]	1[0;55]	5[0;784]	30 m, logarítmico
	822[0;3005]	78[0;1950]	328[0;1567]	15 m, aritmético
	20[0;1573]	1[0;17]	5[0;132]	15 m, logarítmico
	1011[21;2035]	92[0;3633]	289[0;1552]	10 m, aritmético
	12[0;52]	1[0;119]	10[0;674]	10 m, logarítmico
	864[8;1680]	85[0;3633]	270[0;1447]	Promedio, aritmético
	18[0;980]	1[0;119]	7[0;485]	Promedio, logarítmico

Finalmente, usando los valores medios obtenidos en las Tablas 4.1.11 y 4.1.12, es posible estimar la biomasa total contenida para las distintas especies de macrófitas acuáticas en el humedal del río cruces, delimitándolo en base a los límites del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. La Figura 4.1.31 resume las estimaciones de biomasa seca

total en pie para las cuatro especies, considerando los pixeles ubicados dentro del Santuario de la Naturaleza y que cuentan con valores de biomasa mayores a cero, contrastando los valores obtenidos en el verano de 2022 (Fig. 4.1.31) con los observados en el verano de 2020 (Fig. 4.1.32 a) y el verano de 2021 (Fig. 4.1.32 b).

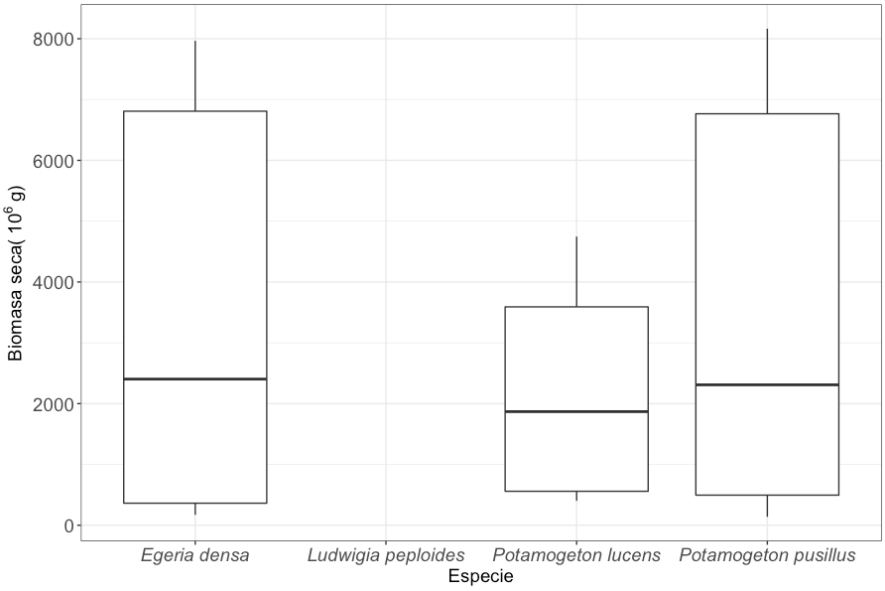
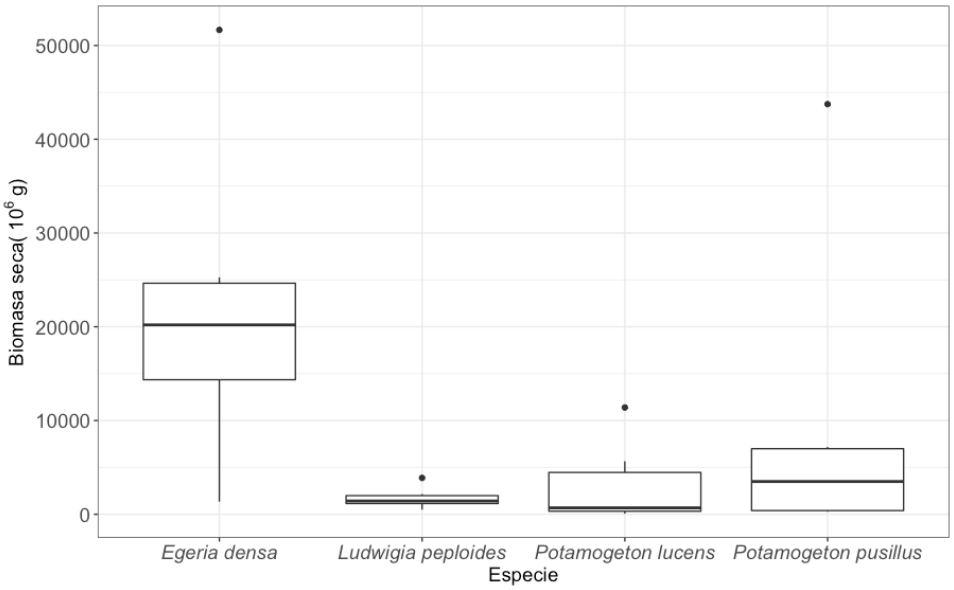


Figura 4.1.31. Variación entre especies en las estimaciones observadas de standing stock para Luchecillo, Huiro verde y Huiro de Agua dulce considerando las distintas bases de datos (S2 a 30, 15 y 10 metros de resolución) y las distintas transformaciones (aritmética y logarítmica). Para las tres especies se ilustra un diagrama de caja y bigotes, que representa en una caja los valores observados de los Percentiles 25 y 75, junto con el valor de la mediana, que se indica por una línea central.

Para facilitar las comparaciones con los resultados previos y de literatura, se entregan los valores para el peso seco ex situ, tomando como factor de conversión el hecho que el Luchecillo tiene en promedio un 90% de agua, transformando los valores a toneladas métricas (10^6g) de peso seco. Se asume un factor de conversión equivalente para las especies restantes. En esta Figura se aprecia que la distribución de biomasa presenta menos valores extremos, aunque las estimaciones aun muestran cierta asimetría con respecto a los años anteriores (Fig. 4.1.31 y 4.1.32).

a)



b)

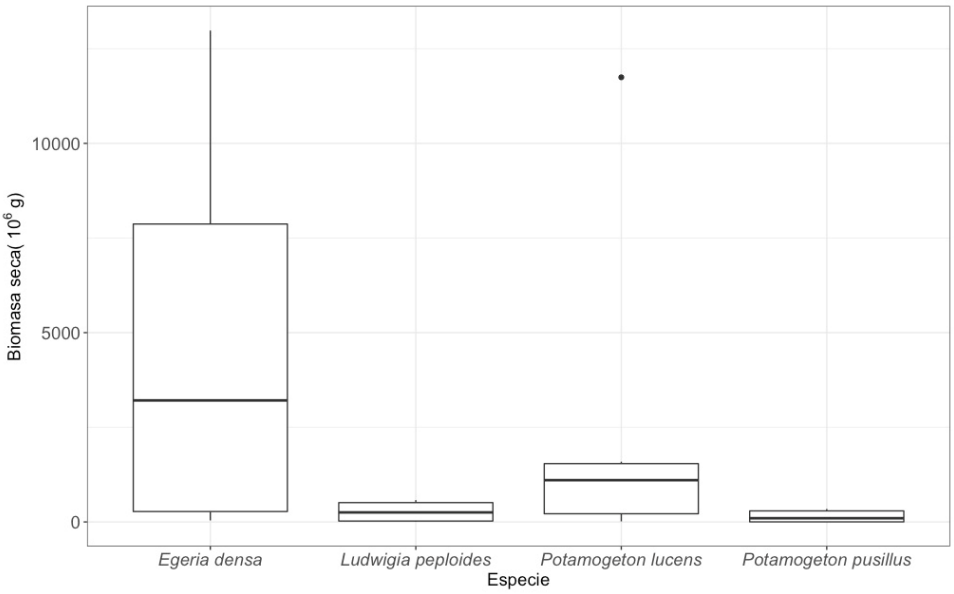


Figura 4.1.32. Variación entre especies en las estimaciones observadas de standing stock para Luchecillo, Clavito de agua, Huiro verde y Huiro de Agua dulce considerando las distintas bases de datos (L8, L8 a 15 m y S2) y las distintas transformaciones (aritmética y logarítmica). Para las cuatro especies se ilustra un diagrama de caja y bigotes, que representa en una caja los valores observados de los Percentiles 25 y 75, junto con el valor de la mediana, que se indica por una línea central. Se reportan los valores estimados para el verano de 2020 (a) y los valores estimados para el verano de 2021 (b). Las líneas verticales indican el rango abarcado por el mínimo y máximo. Se señalan los valores extremos u *outliers* con puntos negros.

Los valores observados para el Luchecillo en el verano de 2022 son un orden de magnitud menor que los valores observados en el 2020, y aproximadamente un 25% menos que lo observado en el año 2021 (Fig. 4.1.32). De manera similar a estudios previos, para obtener una estimación global de la biomasa en pie presente para cada una de las cuatro especies en el humedal del río Cruces, se excluyeron los valores extremos, calculando los valores medios como indicador del valor esperado. Estos valores se resumen en la Tabla 4.1.13, que entrega para las tres macrófitas acuáticas estudiadas, el valor medio a través de las distintas estimaciones, al igual que los intervalos de confianza de 95 % y los valores mínimo y máximo obtenidos a través de todas las estimaciones.

Al considerar las distintas estimaciones obtenidas (Tabla 4.1.13) se aprecia que el valor estimado de biomasa seca para el Luchecillo en el Santuario disminuyó desde 16052 a 4693 toneladas métricas de peso seco de Luchecillo en el 2021, disminuyendo a 3484 toneladas métricas de peso seco de Luchecillo en el 2022. Estos resultados subrayan los efectos de la alteración reciente en la cobertura de Luchecillo sobre la biomasa en pie de Luchecillo en el Santuario de la Naturaleza, mostrando una tendencia de declinación menos severa que en el periodo inicial. El monitoreo continuo del humedal permitirá determinar si este valor estimado se estabiliza, declina o aumenta durante el ciclo anual de la presente temporada 2022-2023.

Tabla 4.1.13. Estimación de la biomasa total de macrófitas acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Se reporta el valor promedio estimado, así como el intervalo de confianza de 95% y los valores mínimo y máximo obtenidos para cada una de las especies dentro del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Los valores de peso seco en toneladas métricas (10^6g) se obtuvieron sumando las estimaciones obtenidas para todos los pixeles con estimación de biomasa. Se detallan los valores promedios $\pm$ un error estándar para las dos estimaciones (Suma y Promedio) y para el total de las estimaciones.

Especie	**Biomasa seca (10^6g)**		
	media	**IC (95%)**	**[min;max]**
Verano de 2020			
Egeria densa	16052.82	[3724; 24768]	[1342;25271]
Potamogeton lucens	1472.08	[109;4700]	[1077;5649]
Potamogeton pusillus	2955.64	[285;7030]	[273;7185]
Ludwigia peploides	1310.92	[1130;2023]	[490;2159]
Verano de 2021			
Egeria densa	4693	[0;8968]	[39;12981]
Potamogeton lucens	2595	[0;6221]	[14;11745]
Potamogeton pusillus	144	[0;276]	[1;343]
Ludwigia peploides	271	[0;490]	[5;577]
Verano de 2021			
Egeria densa	3484	[531;6437]	[171;7965]
Potamogeton lucens	2195	[678;3712]	[402;4747]
Potamogeton pusillus[†]	3511 503[†]	[560;6462] [109;897][†]	[139;8166] [139;1063][†]
Ludwigia peploides[*]	–	–	–

[†]Dada la sobre estimación de la cobertura que se observa para los modelos de distribución, particularmente en escala aritmética, se presentan las estimaciones de biomasa en pie basado en los modelos construidos con datos en escala logarítmica. [*]Dado que en la campaña del 2022 no se tomaron muestras de biomasa para el Clavito de agua, no se entregan valores para esta especie.

CONCLUSIONES

• Durante el periodo estival 2021-2022 se observaron cambios en la distribución espacial de todas las macrófitas acuáticas dominantes, particularmente para el caso de *Egeria densa* (Luchecillo).

• Pese a la disminución en la cantidad de presencias utilizadas para calibrar y entrenar el modelo, se observó un buen desempeño en la calidad de ajuste de los datos. Sin embargo, dos excepciones importantes las constituyen *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) y *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua). La primera de estas presenta parches muy acotados de distribución, lo que lleva a una sobre-estimación de su distribución. Para el caso de la Flecha de agua, se mantiene por un tercer año la ausencia de esta especie en el HRC. De manera similar a lo señalado en estudios anteriores, la reducción del *P. pusillus* (Huiro de agua dulce) podría ser el reflejo de interacciones competitivas o bien la presencia de barreras a su distribución espacial en el humedal.

• Actualmente, *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presenta una mayor distribución y abundancia, mientras que el Huiro de agua dulce presenta menores abundancias. Dada la importancia de ambas especies como potencial elemento de la dieta de los cisnes de cuello negro, es importante continuar el estudio de la variación en distribución y biomasa en pie de ambas especies, así como evaluar potenciales estrategias de manejo que permitan su establecimiento como alternativa a la distribución más reducida del Luchecillo.

• Se ha observado que la Flecha de Agua ha disminuido su distribución espacial en el área hasta estar prácticamente ausente del humedal; también se ha constatado que *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) ha aumentado de forma paulatina su distribución espacial en el área, pero se presenta restringida a cursos de agua específicos en los ríos tributarios. Ello refuerza la conclusión de que la composición de las macrófitas acuáticas no se encuentra en equilibrio en el humedal, y que existe potencial para que las interacciones bióticas como competencia intra e

interespecíficas resulten en variaciones estocásticas en la distribución y abundancia de estas especies. Sin embargo, el estudio de la variación interanual, así como la estimación en estudio previo de la variación intra anual, indica que la distribución y cobertura de las especies de macrófitas acuáticas es un atributo dinámico, sujeto a cambios que pueden ser de escala estacional. Por ello, el estudio acabado de las interacciones entre especies y su forzamiento por cambios ambientales requiere diseños y estudios de campo que complementen la información recabada mediante sensores remotos.

• *Schoenoplectus californicus* (Totora), ha pasado de presentar una amplia distribución espacial en el humedal - heterogénea y parchosa - a presentar importantes sectores con cambios en la calidad de las plantas. Estos cambios pueden reflejar tanto variaciones ambientales en el curso de agua, como un eventual forzamiento asociado al ciclo sísmico y mareal en el humedal. Esto es particularmente relevante, dado el patrón de distribución más parchoso y ribereño de la Totora, lo que puede reflejar con mayor rapidez los efectos de cambios ambientales sobre sectores asociados a las riberas o sectores de profundidades someras. Este patrón de variación y las hipótesis propuestas serán abordadas en estudios paralelos financiados por ANID, que se espera se inicien en el segundo semestre del año en curso

• Respecto a la biomasa en pie o “Standing stock”, el presente estudio corrobora que el Luchecillo ha pasado de ser la especie dominante, con mayor distribución y cantidad de biomasa disponible, a presentar coberturas comparables con el Huiro verde. En particular, se observa una disminución de cerca de un 25% para el Luchecillo con respecto a estimaciones previas. Para el caso del Huiro verde se observa una disminución de 15% en su biomasa en pie. Por otra parte, el Huiro de agua dulce muestra un aumento de su biomasa en pie, la que puede oscilar entre 23 veces (utilizando las estimaciones en datos en escala aritmética) y 2.4 veces (utilizando las estimaciones más conservadoras, basadas en datos en escala logarítmica).

• El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios se caracteriza por una variación dinámica de la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas, contrastando con escenarios de años anteriores donde se observó una importante cubierta de macrófitas acuáticas en el área, particularmente de Luchecillo. En este contexto, el hecho más notable de los resultados obtenidos es la drástica disminución en la cobertura y biomasa de Luchecillo en periodos previos a los del período estival 2021 - 2022, situación que persiste, pero en menor intensidad. Podría argumentarse que el patrón multianual de disminución sostenida, junto con la disminución en la tasa de cambio de la biomasa en pie son consistentes con un efecto de variación producto de una presión de sobre forrajeo pastoreo excesivo y con superación de la capacidad de renovación de la planta. Una hipótesis alternativa es que la variación observada reflejaría cambios en condiciones ambientales abióticas que resulten en una pérdida de la idoneidad de hábitat en el HRC.

• Estudios recientes proveen evidencia que sugiere que el control de factores abióticos puede dar cuenta de la variación como la observada en el Humedal. Se ha sugerido que el desempeño morfológico del Luchecillo responde principalmente al control por parte de múltiples factores abióticos, más que a la presión de pastoreo por parte de herbívoros (Silveira *et al*., 2018). Es así, como los resultados de evaluaciones realizadas en ecosistemas dulceacuícolas nativos (Francia), así como en el rango introducido (Brasil) muestra que la variación en rasgos morfológicos como la longitud total de la planta, el número de tallos laterales, el área foliar, el número de raíces y el peso seco entre otras, se asocia principalmente a la variación en gradientes ambientales, y no con la presión de herbivoría, caracterizada mediante el porcentaje de plantas ramoneadas por herbívoros. Estos resultados apoyan la hipótesis alternativa de que la variación observada en el HRC obedece a cambios ambientales.

• De igual forma, un estudio sobre la preferencia de hábitat del Luchecillo en ecosistemas dulceacuícolas de Japón demuestra que la distribución y desempeño fisiológico de *Egeria densa* responden a la interacción de múltiples estresores

abióticos (Asaeda *et al.,* 2020). Así, factores como la profundidad del lecho fluvial, la temperatura y velocidad de flujo del agua, y la disponibilidad de radiación solar son determinantes para el éxito de plantas individuales (Asaeda *et al*., 2020). Por ende, cabe esperar que cualquier alteración en la dinámica del cauce fluvial que altere dichos factores tiene el potencial de alterar significativamente la disponibilidad de hábitat para el Luchecillo.

• Los resultados del presente estudio, así como los análisis realizados a raíz de la variación en cobertura de Luchecillo, indican que la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas del HRC presentan escalas de variación tanto estacionales como interanuales. Consecuentemente, el monitoreo de este ecosistema es un insumo clave para su manejo y conservación, y debe considerar a futuro estudios detallados de la influencia de múltiples forzantes (régimen hidrológico, ciclo mareal, dinámica tectónica, calidad del agua y la variación climática) sobre la distribución, abundancia y biomasa del Luchecillo y otras especies de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

REFERENCIAS

Ahn, Y. H., P. Shanmugam, J. Hyung-Ryu (2004) Atmospheric correction of the Landsat satellite imagery for turbid waters. Gayana 68:1-8.

Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). Journal of Applied Ecology, 43(6), 1223-1232.

Antoine, D., A. Morel (1999) A multiple scattering algorithm for atmospheric correction of remotely sensed ocean color (MERIS instrument): principle and implementation for atmospheres carrying various aerosols including absorbing ones. International Journal of Remote Sensing 20:1875-1916.

Asaeda, T., Senavirathna, M. D. H., & Vamsi Krishna, L (2020) Evaluation of habitat preferences of invasive Macrophyte *Egeria dens*a in different channel slopes using Hydrogen Peroxide as an Indicator. Frontiers in Plant Science, 11, 422.

Becker, R. A., Chambers, J. M. and Wilks, A. R (1988) The New S Language. Wadsworth & Brooks/Cole. (for log, log10 and exp.)

Belfiore, O. R., D'Allestro, P., Meneghini, C., & Parente, C. 2016. QGIS use for IHS PAN-Sharpening Application to Landsat 8 OLI images. Advanced Science Letters, 22(10), 2773-2776.

Boettcher C. 2007. Variación comparativa de biomasa estacional en dos macrófitos de la Región de Valdivia, Chile. Ciencia & Trabajo (Chile) 9: 191199.

Breiman, L. 2001. Random Forest s. Machine learning, 45(1), 5-32.

Bühlmann, P., & Hothorn, T. 2007. Boosting algorithms: Regularization, prediction and model fitting. Statistical Science, 22(4), 477-505.

Carrillo Y., A. Guarín, y G Guillot. 2006. Biomass distribution, growth and decay of Egeria densa in a tropical high-mountain reservoir (NEUSA, Colombia). Aquatic Botany 85: 7-15.

Chander, G., B. Markham. 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and post calibration dynamic ranges. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 41: 2674-77.

Elith, J., CH. Graham, R.P. Anderson, M. Dudik, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberon, S. Williams, M.S. Wisz, N.E. Zimmermann.

2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29: 129-151.

Elith, J., J.R. Leathwick. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 40: 677-697.

Elith, J., S.J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, E. Chee. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Diversity and Distributions 11: 43-57.

Feijoó, C. S., Momo, F. R., Bonetto, C. A., & Tur, N. M. (1996). Factors influencing biomass and nutrient content of the submersed macrophyte Egeria densa Planch. in a pampasic stream. Hydrobiologia, 341(1), 21-26.

Franklin, J. 2009. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press, Cambridge.

Hauenstein, B. E., & Ramírez, C. (1986). The influence of salinity on the distribution of Egeria densa in the Valdivia River basin, Chile. Archiv fur Hydrobiologie. Stuttgart, 107(4), 511-519.

Hernández, P.A., C.H. Graham, L.L. Master, D.L. Albert (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. Ecography 29: 773-785.

Jamoneau, A., Jan, G., Petitcollin, T., & Ribaudo, C (2017) Biomass as a proxy for available surface area in freshwater macrophytes: Influence of seasonality. Aquatic Botany, 142, 91-95.

Jaramillo, E., Lagos, N. A., Labra, F. A., Paredes, E., Acuña, E., Melnick, D., ... & Duarte, C (2018) Recovery of black-necked swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. Science of the Total Environment, 628: 291-301.

Jaramillo, E., Duarte, C., Labra, F. A., Lagos, N. A., Peruzzo, B., Silva, R., ... & Melnick, D. 2019. Resilience of an aquatic macrophyte to an anthropogenically induced environmental stressor in a Ramsar wetland of southern Chile. Ambio, 48: 304-312.

Lagos, N.A., P, Paolini, E. Jaramillo, Ch. Lovengreen, C. Duarte, H. Contreras. 2008. Environmental processes, water quality degradation, and decline of water bird populations in the Rio Cruces wetland, Chile. Wetlands 28:938-950.

Kuhn, M., & Johnson, K. 2013. Applied predictive modeling (Vol. 810). New York: Springer.

Mazzeo, N., Rodríguez-Gallego, L., Kruk, C., Meerhoff, M., Gorga, J., Lacerot, G., QUintans F., Loureiro M., Larrea D., & García-Rodríguez, F. (2003). Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. Hydrobiologia, 506(1), 591-602.

Motohka, T., Nasahara, K. N., Oguma, H., & Tsuchida, S. 2010. Applicability of green-red vegetation index for remote sensing of vegetation phenology. Remote Sensing, 2: 2369-2387.

Mulsow, S., M. Grandjean. 2006. Incompatibility of sulphate compounds and soluble bicarbonate salts in the Río Cruces waters: an answer to the disappearance of Egeria densa and black-necked swans in a Ramsar sanctuary. Ethics in Science and Environmental Politics 5-11.

Oliveira N., E. Sampaio, S. Pereira & A. Moura Junior. 2005. Regeneration capacity of Egeria densa in Reservoirs in Paulo Afonso, Bahia. Planta Daninha 23: 363-369.

Ortega-Huerta, M.A., A.T. Peterson. 2008. Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. Revista Mexicana De Biodiversidad 79: 205-216.

Papes, M., P. Gaubert. 2007. Modelling ecological niches from low num-bers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. Diversity and Distributions 13: 890-902.

Parslow, J.S., G. Harris. 1990. Remote sensing of marine photosynthesis. p. 269-90. IN: R. J. Hobbs and H. A. Mooney (eds.) Remote Sensing of Biosphere Functioning Springer Verlag. New York, NY, USA.

Penuelas, J., J.A. Gamon, K.L. Griffin, C.B. Field. 1993. Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. Remote Sensing of Environment, 46: 110-118.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190: 231-259.

Phillips, S.J., M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31: 161-175.

Phillips, S. J., R. P. Anderson, M. Dudík, R.E. Schapire, & M.E. Blair (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. Ecography, 40: 887-893.

Ritchie, G. L., Sullivan, D. G., Vencill, W. K., Bednarz, C. W., & Hook, J. E. 2010. Sensitivities of normalized difference vegetation index and a green/red ratio index to cotton ground cover fraction. Crop science, 50(3), 1000-1010.

Roberts D., A. Church y S. Cummins. 1999. Invasion of Egeria into the Hawkesbury-Nepean River, Australia. Journal of Aquatic Plant Management 37: 31-34.

Silveira, M. J., Chollet, S., Thiébaut, G., & Thomaz, S. M. (2018). Abiotic factors, not herbivorous pressure, are primarily responsible for the performance of an invasive aquatic plant. In Annales de Limnologie-International Journal of Limnology (Vol. 54, p. 12). EDP Sciences.

Takahashi, K., & Asaeda, T. (2014). The effect of spring water on the growth of a submerged macrophyte Egeria densa. Landscape and ecological engineering, 10(1), 99-107.

Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). Random and mixed effects. In Modern applied statistics with S (pp. 271-300). Springer, New York, NY.

Wisz, M.S., R.J. Hijmans, J, Li A.T. Peterson, C.H. Graham, A. Guisan. NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity and Distributions 14: 763-773.

Wood, S. N., Pya, N., & Säfken, B. (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models. Journal of the American Statistical Association, 111(516), 1548-1563.

Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. International Journal of Remote Sensing 27: 3025-3033.

Yarrow, M., V.H. Marin, M. Finlayson, A. Tironi, L.E. Delgado, and F. Fischer. 2009. The ecology of Egeria densa Planchon (Liliopsida: Alismatales): A wetland ecosystem engineer. Revista Chilena de Historia Natural 82: 299-313.

Yu, H., Shen, N., Yu, S., Yu, D., & Liu, C. (2018). Responses of the native species Sparganium angustifolium and the invasive species Egeria densa to warming and interspecific competition. PloS one, 13(6), e0199478.

4.2. ICTIOFAUNA DE RIBERAS

ANTECEDENTES

La ictiofauna chilena se caracteriza por estar constituida de una riqueza moderada de especies en relación a otras áreas de Sudamérica y por un alto grado de endemismo (Vila *et al.,* 1999; Dyer, 2000; Habit *et al*., 2006), mostrando los peces de aguas continentales un claro patrón de incremento en el número de especies presentes desde los extremos norte y sur hacia la zona centro sur (Vila *et al*., 1999). De acuerdo a la fauna de peces de agua dulce que habita en Chile, Dyer (2000) definió tres provincias biogeográficas: Atacameña, Chilena y Patagónica, siendo la segunda la que contiene mayor diversidad, de manera que las cuencas hidrográficas con mayor número de especies nativas son aquellas ubicadas entre los ríos Itata (Región del Bío Bío) y Bueno (Región de los Ríos), tramo en el que se ubica el área de estudio incluida en este Programa de Monitoreo Ambiental.

El humedal del río Cruces (HRC) y sus ríos tributarios, posee un número importante de especies de peces nativas e introducidas (Arismendi & Penaluna, 2009; Habit *et al.,* 2006; http://ceachile.cl/Cruces/Fauna.htm#peces). Estas especies requieren de hábitats como los presentes en este humedal para su desarrollo temprano, dado que allí encuentran abundante material orgánico particulado el cual es arrastrado por el río y termina por depositarse en los fondos del mismo. Los juveniles de esas especies encuentran en ese material, el alimento imprescindible para su desarrollo pues éste contiene proteínas, grasas, minerales, hidratos de carbono y otras sustancias básicas para la nutrición, crecimiento y desarrollo de los mismos. Alguno de estos peces son habitantes permanentes del HRC, mientras que otros son transitorios; debido a lo mismo, estos vertebrados acuáticos constituyen bioindicadores apropiados para evaluar el estado ambiental de este tipo de ambiente acuático, ya que interactúan con todos los elementos abióticos y bióticos del ecosistema.

Los peces han sido utilizados como indicadores de la calidad del agua en diversos países (Aguilar, 2005; Velázquez-Velázquez & Vega-Candejas, 2004) y han sido

considerados como un vector de comunicación útil para sensibilizar al público y a las autoridades sobre la necesidad de preservar la calidad de ríos y lagos (Cowx & Collares Pereira, 2002). Debido a lo anterior, la caracterización de la ictiofauna de cualquier cuerpo acuático es importante, porque la misma es una buena herramienta de ayuda para la toma de decisiones en materia ambiental (Boulton, 1999) y puede ser utilizada en la confección de índices de la calidad del medio acuático (*e.g.*, Soto Galera *et al.*, 1998; Kestemont *et al.*, 2000; McDowall & Taylor, 2000; Oberdorff *et al.*, 2002), para identificar diversos niveles de degradación ambiental (Faush *et al.*, 1990; Scott & Hall, 1997; Wichert & Rapport, 1998), así como para definir el éxito de restauración de los ecosistemas acuáticos (Paller *et al.*, 2000).

La ventaja de utilizar a los peces para evaluar la calidad ambiental de un cuerpo acuático, radica en el hecho de que estos vertebrados acuáticos son organismos relativamente fáciles de identificar y manipular (Aguilar, 2005); más aún, la respuesta societaria a conceptos como integridad biótica o estado ambiental de un ecosistema, es más rápida o fluida cuando se mencionan los peces como sujetos de estudio que cuando se utilizan por ejemplo, organismos del plancton o invertebrados acuáticos (Davis, 1995).

Una forma de evaluar cómo los cambios en la calidad de agua, afectan la estructura comunitaria de la ictiofanua, es a través de estudios de índices que entregan información sobre la riqueza de especies, diversidad y abundancias poblacionales de la misma. Esto permite conocer el comportamiento de una comunidad íctica (qué especies están presentes y en qué abundancias) y la "calidad" de un hábitat; asimismo, el efecto de diversos fenómenos ambientales (*e.g.,* sequías, inundaciones) pueden explicarse a través de la evaluación de la presencia o ausencia de especies indicadoras de peces (Chediack, 2009). Por consiguiente, un monitoreo espacio - temporal de la ictiofauna es una aproximación adecuada para analizar la dinámica de los ecosistemas, ya que, por ejemplo, el efecto de las fluctuaciones de los componentes abióticos de los mismos, resulta en disminución en las abundancias de especies sensibles a cambios en calidad de agua (Wang *et al.,* 2000; Vila-Gispert *et al.*, 2002).

Algunos productos exógenos pueden ser transportados a grandes distancias por las corrientes atmosféricas y el agua, afectando la calidad de los ambientes acuáticos impactados. Tales productos tienden a acumularse en los tejidos grasos de los animales, ya que por lo general son sustancias lipofílicas (Spacie *et al*., 1979). Esto resulta particularmente importante en los organismos bentónicos de los ecosistemas acuáticos, los que pueden absorber las partículas en suspensión de la columna del agua, bio-acumulando ese tipo de productos. Posteriormente, depredadores como peces bentófagos podrían bio-magnificar las concentraciones de estos compuestos. Tal es así, que los análisis de concentraciones de metales en especies de peces especialmente seleccionadas, compuestos orgánicos persistentes y evaluación de la eventual presencia de Dioxinas y Furanos, son relevantes, ya que permiten evaluar la eventual bio-magnificación de tales elementos y compuestos en los mismos.

Con el objetivo de analizar la variabilidad espacio temporal de la ictiofauna de las riberas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), se realizaron muestreos estacionales de la misma durante el período 2014-2021, con el objetivo de estimar su diversidad y abundancia y analizar la variabilidad en abundancias, tamaños corporales, presencia y concentración de elementos y compuestos orgánicos persistentes y estado sanitario de *Galaxias maculatus* (Puye), el pez más representativo de esa ictiofauna en el HRC.

OBJETIVOS

Estimar la variabilidad espacial e interanual de:

- Riqueza específica y abundancia de la ictiofauna de las riberas del HRC.
- Tamaños corporales del Puye.
- Concentraciones de metales pesados (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio y Mercurio) en tejidos corporales de puyes.

• Concentraciones de compuestos orgánicos persistentes (Ácidos grasos, Ácidos resínicos, AOX, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos) en tejidos corporales de puyes.

METODOLOGÍAS

Obtención de las muestras de ictiofauna

Durante los meses de abril – mayo, campaña de otoño y octubre – noviembre campaña de primavera del período comprendido entre los años 2014 y 2021, se realizaron los muestreos destinados a recolectar especímenes de peces correspondientes a los Programas de Diagnóstico (2014), Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2019) y el Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del HRC (2020-2023). Durante este último Programa los muestreos fueron realizados en cinco estaciones: Ciruelos, Rucaco y Punucapa (eje central del río Cruces), río Pichoy (río tributario del HRC) y río Calle Calle (estación no considerada en la propuesta final) (Fig. 4.2.1).

Para la recolección de los peces, se realizaron transectos de muestreo de 15 m de largo en cuatro secciones de las riberas seleccionadas aleatoriamente; el tiempo de trabajo en cada sección fue de 10 minutos aproximadamente y a una profundidad inferior a un metro. Las capturas se realizaron con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500. Inmediatamente posterior a la captura, los peces recolectados fueron depositados en baldes con agua para ser medidos, identificados y liberados en el mismo lugar de captura. Durante la primavera del año 2018 y otoño del año 2019, no se pudo utilizar el equipo de pesca eléctrica en las estaciones de Cayumapu y Punucapa, debido a que los valores de conductividad del agua en las mismas fueron muy altos para su uso. A su vez, durante el otoño del año 2020 no se realizaron los muestreos correspondientes a las estaciones Punucapa y Pichoy debido a problemas logísticos, producto de la pandemia.

Análisis taxonómicos

La identificación taxonómica de los peces capturados se realizó en base a su morfología externa, considerando los estudios de Arratia (1981, 1987), Campos (1982, 1984), Campos & Gavilán (1996), Campos *et al*., (1993), Dyer (1997), Pequeño (1981), Ruiz & Marchant (2004).

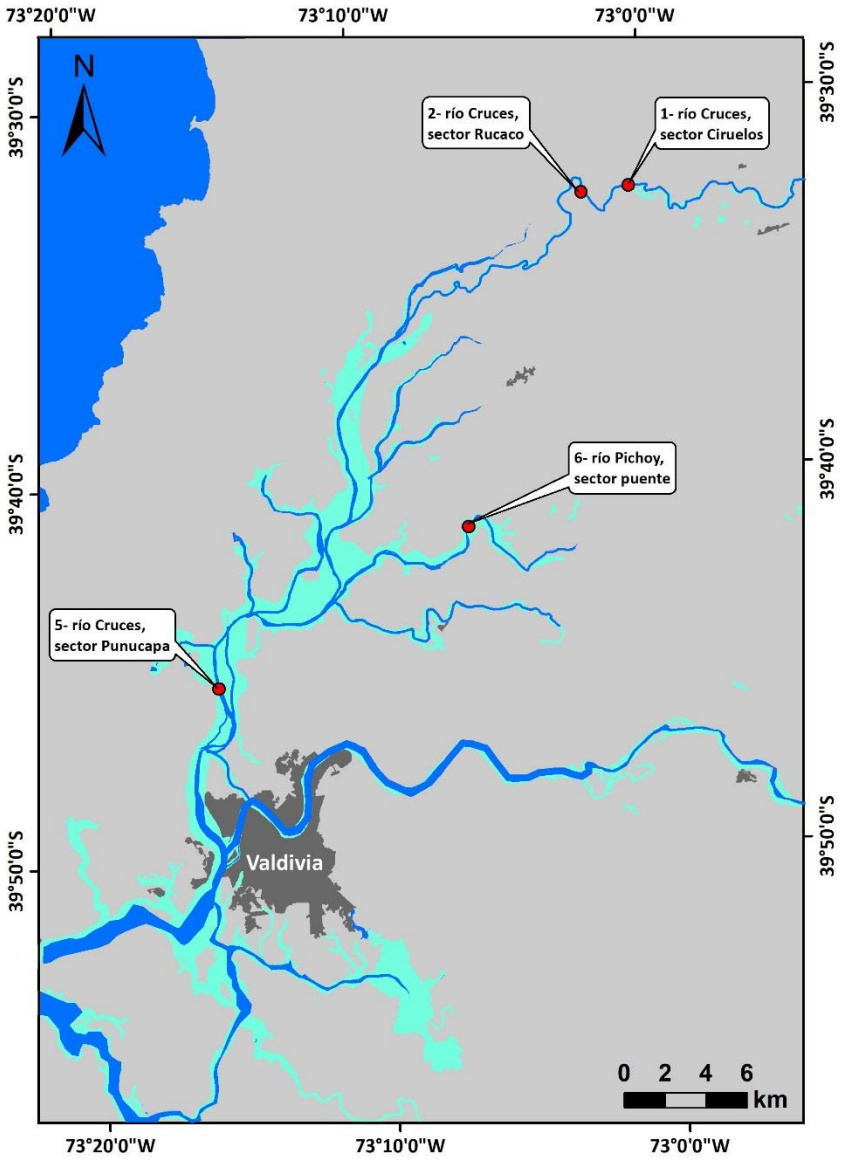


Figura 4.2.1. Ubicación de las estaciones de muestreo seleccionadas para los estudios de la ictiofauna ribereña del área de estudio.

Estimaciones de abundancias

Los datos de abundancia total fueron promediados para realizar análisis de estructura comunitaria de la ictiofauna y se evaluaron las abundancias de 5 especies nativas (Puye, Carmelita, Pocha del sur, Perca trucha y Bagrecito) y 2 introducidas (Gambusia y Trucha arcoíris) más representativas de las riberas del área de estudio.

Estimaciones de tamaños corporales de *Galaxias maculatus* (Puye)

Se analizaron especímenes de la especie numéricamente dominante *Galaxias maculatus*, donde se les midió la longitud total (distancia entre el extremo del hocico y el extremo distal de la aleta caudal) (Fig. 4.2.2).

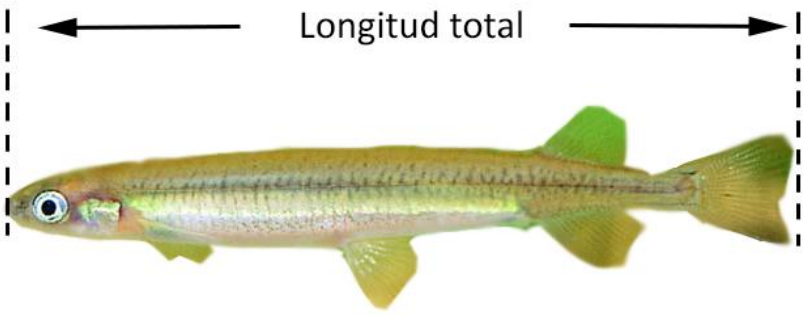


Figura 4.2.2. Mediciones de longitud total realizadas en los especímenes de peces recolectados en este estudio. Estas se indican sobre el esquema del Puye (*Galaxias maculatus*).

Análisis de metales pesados y compuestos orgánicos en *Galaxias maculatus* (Puye)

Debido a la necesidad de contar con una biomasa adecuada para realizar los análisis químicos, se trabajó con ejemplares completos de Puye (200 g por sector) de 3 estaciones seleccionadas por convenio Arauco-UACh, Ciruelos, Rucaco y Punucapa. Estos fueron lavados con abundante agua des-ionizada, luego sonicados a fin de eliminar los restos de

sedimento que pudieran haber quedado adheridos a los Puyes. Los especímenes así tratados se secaron por liofilización y pulverizaron. Las muestras preparadas para análisis de metales pesados (*i.e.,* Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc, Cadmio y Mercurio) se atacaron mediante digestión ácida en microondas y posteriormente se analizaron por Espectroscopia de Absorción Atómica de Llama. Debido a su baja concentración en esta matriz, el Plomo se analizó por ICP-MS y/o Espectroscopía de Absorción Atómica con horno de grafito.

Las muestras para análisis de AOX se analizaron mediante titulación micro-coulombimétrica (Norma Europea EN ISO 9562 y EN 1485, respectivamente), luego de la adsorción de los compuestos halogenados en carbón activado y extracción con un solvente, respectivamente.

Las muestras para análisis de Dioxinas y Furanos recolectadas durante los años 2014 y 2015, fueron analizadas en los laboratorios Marschwood Scientific Service (Inglaterra) y LOQ (Universidad de Concepción), mediante Cromatografía Gaseosa de Alta Resolución-Espectrometría de Masa de Alta Resolución (HRGC-HRMS), de acuerdo al método EPA 1613. Las muestras de los años 2016 a 2021 fueron analizadas en el Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ) siguiendo el mismo método EPA 1613.

Se realizaron dos tipos de análisis comparativos en relación a la concentración de elementos y compuestos químicos persistentes en Puyes: i) comparación de datos recolectados durante las campañas otoñales del período 2014-2021 en Ciruelos y Rucaco; y ii) comparación de datos recolectados durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020 y 2021 en Punucapa (eje central del río Cruces). Los análisis comparativos se realizaron mediante uso de Regresiones para observar tendencias en el tiempo.

RESULTADOS

4.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES

Composición taxonómica de la ictiofauna de las riberas

La Tabla 4.2.1 muestra el número de especies de peces recolectados durante las campañas de otoño y primavera del período 2014-2021, correspondiente a los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

En total se han recolectado doce especies de peces (siete nativas y cinco introducidas) durante todo el período de estudio. El Puye fue la especie con la mayor frecuencia de aparición en los muestreos (n=16), seguido de la Gambusia, la Pocha, la Lamprea de bolsa y el Bagrecito (n=15), a la vez que la Tenca y la Carpa fueron los peces con menor representación en estos muestreos (n=1) (Tabla 4.2.1). En general, se observó mayor riqueza de especies durante las campañas de otoño: 7 *vs.* 5, 10 *vs.* 7, 10 *vs.* 8, 8 *vs.* 7 y 8 *vs*. 6 especies durante los otoños y primaveras de los años 2014, 2015, 2016, 2018 y 2020, respectivamente (Tabla 4.2.1). Se observó también que, durante el año 2019 el número de especies fue similar entre ambas temporadas. Durante el actual periodo de estudio (2021), se observó un aumento en el número de especies con respecto al año anterior, en ambas temporadas (10 y 9 especies, respectivamente) (Tabla 4.2.1). Sin embargo, tal tendencia no tiene significancia estadística ($p>0,05$).

Tabla 4.2.1. Nombre científico, nombre común y origen (**N**=especie nativa; **I**=especie introducida) de las especies recolectadas en las riberas de los sitios de muestreo, durante las campañas de otoño y primavera del período 2014-2021. O =otoño, P =primavera, X =presencia.

nombre científico	nombre común	origen	campañas															
			O14	P14	O15	P15	O16	P16	O17	P17	O18	P18	O19	P19	O20	P20	O21	P21
Galaxias maculatus (Jenyns, 1842)	Puye, Puye chico	**N**	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Gambusia affinis (Baird & Girard,1853)	Gambusia, Pez mosquito	**I**	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X
Percichthys trucha (Valenciennes, 1833)	Perca trucha	**N**		X	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X
Percilia gillissi (Girard, 1855)	Carmelita, Carmelia común, Coloradita	**N**		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X
Cheirodon sp.	Pocha, Pocha del sur	**N**	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Geotria australis (Gray, 1851)	Lamprea de bolsa, Anguila blanca,	**N**	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
Trichomycterus areolatus (Valenciennes, 1833)	Bagre de agua dulce	**N**	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792)	Trucha arcoíris	**I**	X		X		X			X	X	X	X	X	X	X	X	X
Basilichthys australis (Eigenmann, 1928)	Pejerrey, Pejerrey Chileno	**N**	X		X		X		X	X			X		X		X	
Tinca sp	Tenca	**I**			X													
Salmo trutta	Trucha café	**I**				X		X	X	X	X			X			X	X
Cyprinus carpio	Carpa	**I**					X											

Abundancia de la ictiofauna de las riberas

La Tabla 4.2.2 y Figura 4.2.3 muestran la abundancia total de los peces recolectados en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021. Además, se presentan las abundancias de 7 especies de peces (5 nativas y 2 introducidas) más comunes en las riberas del área de estudio. Antes de cualquier comparación, se hace hincapié en la gran variabilidad (*i.e*., desviación estándar) en los valores de abundancia intra-sitios *i.e.,* entre muestras o secciones de muestro.

Durante el período de estudio (2014-2021), los valores más altos y más bajos de abundancias totales promedio de peces, se registraron en Ciruelos (43,9 ± 20,8 especímenes) y Calle Calle (11,2 ± 6,8 especímenes), respectivamente (*cf.* Tabla 4.2.2 y Fig. 4.2.3). Por otra parte, se observó que en general, las abundancias de los peces fueron más altas durante los muestreos de otoño (*cf.* Tabla 4.2.2 y Fig. 4.2.3).

Tabla 4.2.2. Abundancia total de la ictiofauna, abundancia de *Galaxias maculatus* (Puye) y *Gambusia affinis* (Gambusia) en el área de estudio, durante el período 2014-2021. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis. SD= sin datos (ver Material y Métodos).

río Cruces	fecha	abundancia total	*G. maculatus*	*G. affinis*
Eje central del río Cruces	otoño 2014	22,3 (12,7)	9,7 (4,9)	7,7 (0,6)
(sector límnico)	primavera 2014	71,0 (56,2)	61,3 (50,5)	0,0 (0,0)
sector Ciruelos	otoño 2015	55,5 (27,1)	48,5 (21,0)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	28,3 (14,1)	22,0 (15,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2016	75,8 (21,8)	63,8 (22,2)	0,0 (0,0)
	primavera 2016	29,8 (19,4)	21,3 (16,4)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	42,5 (17,2)	30,3 (20,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2017	19,5 (5,2)	12,5 (7,8)	0,0 (0,0)
	otoño 2018	67,0 (46,8)	55,3 (41,7)	0,0 (0,0)
	primavera 2018	29,3 (16,6)	14,5 (12,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2019	68,3 (54,1)	57,8 (54,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2019	35,5 (30,9)	24,5 (27,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2020	23,5 (9,8)	18,8 (5,1)	0,0 (0,0)
	primavera 2020	43,5 (46,5)	22,8 (24,0)	0,0 (0,0)

Continuación Tabla 4.2.2	fecha	abundancia total	*G. maculatus*	*G. affinis*
	otoño 2021	70,8 (30,8)	47,8 (31,3)	0,0 (0,0)
	primavera 2021	20,3 (14,3)	4,8 (4,6)	0,0 (0,0)
sector Rucaco	otoño 2014	18,0 (8,9)	14,3 (8,1)	2,7 (0,6)
	primavera 2014	10,0 (4,4)	9,0 (4,4)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	24,3 (10,1)	17,3 (11,9)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	28,0 (18,1)	19,3 (14,5)	0,0 (0,0)
	otoño 2016	45,5 (13,0)	32,5 (11,0)	0,0 (0,0)
	primavera 2016	19,8 (19,6)	16,5 (20,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	31,0 (5,6)	16,0 (14,3)	0,0 (0,0)
	primavera 2017	21,5 (14,8)	13,3 (8,1)	1,8 (2,9)
	otoño 2018	77,8 (22,8)	62,3 (17,3)	0,0 (0,0)
	primavera 2018	33,3 (8,2)	16,5 (8,9)	0,0 (0,0)
	otoño 2019	51,8 (17,5)	27,8 (6,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2019	33,5 (15,3)	26,0 (16,1)	0,0 (0,0)
	otoño 2020	41,5 (15,1)	37,5 (11,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2020	24,0 (17,6)	6,5 (4,4)	0,0 (0,0)
	otoño 2021	24,3 (7,4)	8,0 (4,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2021	22,5 (4,0)	7,0 (8,1)	0,0 (0,0)
Eje central del río Cruces	otoño 2014	21,7 (2,5)	20,7 (2,3)	0,3 (0,6)
(sector estuarial)	primavera 2014	21,7 (6,4)	17,0 (10,5)	2,0 (3,5)
sector Punucapa	otoño 2015	4,0 (3,6)	3,0 (2,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	8,5 (6,0)	4,8 (3,9)	2,8 (4,9)
	otoño 2016	13,5 (10,5)	5,5 (3,3)	7,3 (11,4)
	primavera 2016	35,3 (40,9)	12,8 (5,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	3,3 (3,3)	0,5 (0,6)	2,3 (3,3)
	primavera 2017	11,8 (5,6)	10,3 (4,5)	0,8 (1,5)
	otoño 2018	55,3 (31,4)	55,0(30,9)	0,3 (0,5)
	primavera 2018	SD	SD	SD
	otoño 2019	SD	SD	SD
	primavera 2019	7,0 (8,2)	5,0 (4,3)	0,0,(0,0)
	otoño 2020	SD	SD	SD
	primavera 2020	16,8 (17,9)	16,0 (17,8)	0,0 (0,0)
	otoño 2021	5,5 (1,7)	1,8 (2,4)	0,3 (0,5)
	primavera 2021	3,8 (3,3)	3,8 (3,3)	0,0 (0,0)
río tributario del HRC	otoño 2014	31,0 (4,0)	11,3 (3,8)	19,0 (2,0)
río Pichoy	primavera 2014	10,0 (6,1)	10,0 (6,1)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	28,3 (24,9)	5,8 (4,1)	17,8 (26,3)
	primavera 2015	11,8 (6,8)	2,5 (5,0)	2,0 (4,0)
	otoño 2016	32,5 (16,8)	3,5 (7,0)	24,8 (13,3)
	primavera 2016	13,8 (23,6)	0,0 (0,0)	2,5 (4,4)

Continuación Tabla 4.2.2	fecha	abundancia total	*G. maculatus*	*G. affinis*
	otoño 2017	43,5 (9,7)	7,3 (5,3)	33,5 (12,7)
	primavera 2017	18,8 (14,7)	4,0 (4,2)	8,0 (12,7)
	otoño 2018	22,3 (8,3)	4,0 (1,2)	14,0 (3,5)
	primavera 2018	18,8 (15,7)	7,5 (12,4)	4,0 (5,4)
	otoño 2019	17,5 (10,4)	6,8 (1,3)	10,3 (9,5)
	primavera 2019	37,5 (23,2)	24,3 (20,4)	3,5 (2,6)
	otoño 2020	SD	SD	SD
	primavera 2020	12,0 (6,0)	6,0 (3,9)	4,5 (3,4)
	otoño 2021	41,5 (30,4)	14,5 (10,6)	27,0 (19,8)
	primavera 2021	22,3 (9,7)	3,8 (4,1)	18,0 (9,1)
Fuera del HRC	otoño 2014	7,0 (7,9)	4,7 (4,7)	0,3 (0,6)
y sus ríos tributarios	primavera 2014	22,0 (9,2)	22,0 (6,1)	0,0 (0,0)
rio Calle Calle	otoño 2015	17,0 (9,8)	12,5 (7,6)	2,0 (3,4)
	primavera 2015	8,3 (4,1)	7,5 (4,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2016	19,0 (12,6)	13,8 (8,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2016	15,8 (6,9)	9,5 (6,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	3,3 (1,7)	1,3 (1,3)	0,8 (1,0)
	primavera 2017	6,5 (6,9)	2,8 (4,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2018	13,0 (1,4)	10,0 (3,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2018	2,5 (2,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2019	18,0 (11,4)	16,3 (11,5)	0,0 (0,0)
	primavera 2019	10,0 (4,7)	5,3 (4,8)	0,0 (0,0)
	otoño 2020	13,0 (15,5)	11,0 (16,2)	0,0 (0,0)
	primavera 2020	1,5 (1,7)	1,5 (1,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2021	19,5 (25,5)	5,8 (11,5)	0,3 (0,5)
	primavera 2021	3,3 (1,3)	1,8 (1,5)	0,0 (0,0)

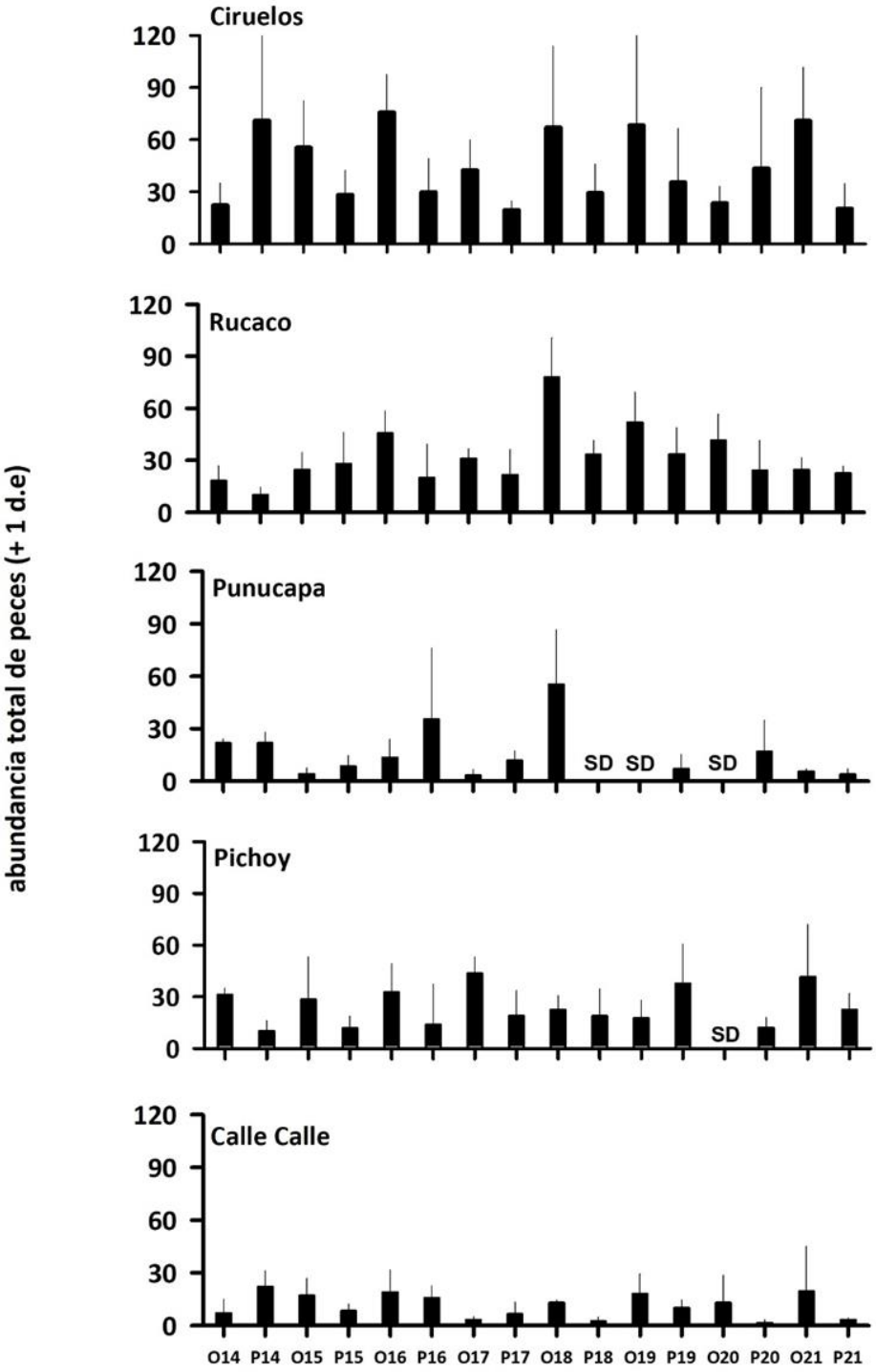


Figura 4.2.3. Abundancia promedio total de peces durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Galaxias maculatus* (Puye)

La Tabla 4.2.2 y Figura 4.2.4, muestran la abundancia promedio del Puye en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

Las abundancias promedio más altas de puyes se registraron en Ciruelos (*circa* 33 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en los ríos Calle Calle y Pichoy (*circa* 8 y 7 especímenes, respectivamente) (*cf.* Tabla 4.2.2 y Fig. 4.2.4). Durante el período 2014-2021, la abundancia promedio de puyes se mantuvo estable con variabilidad estacional e interanual en todas las estaciones de muestreo.

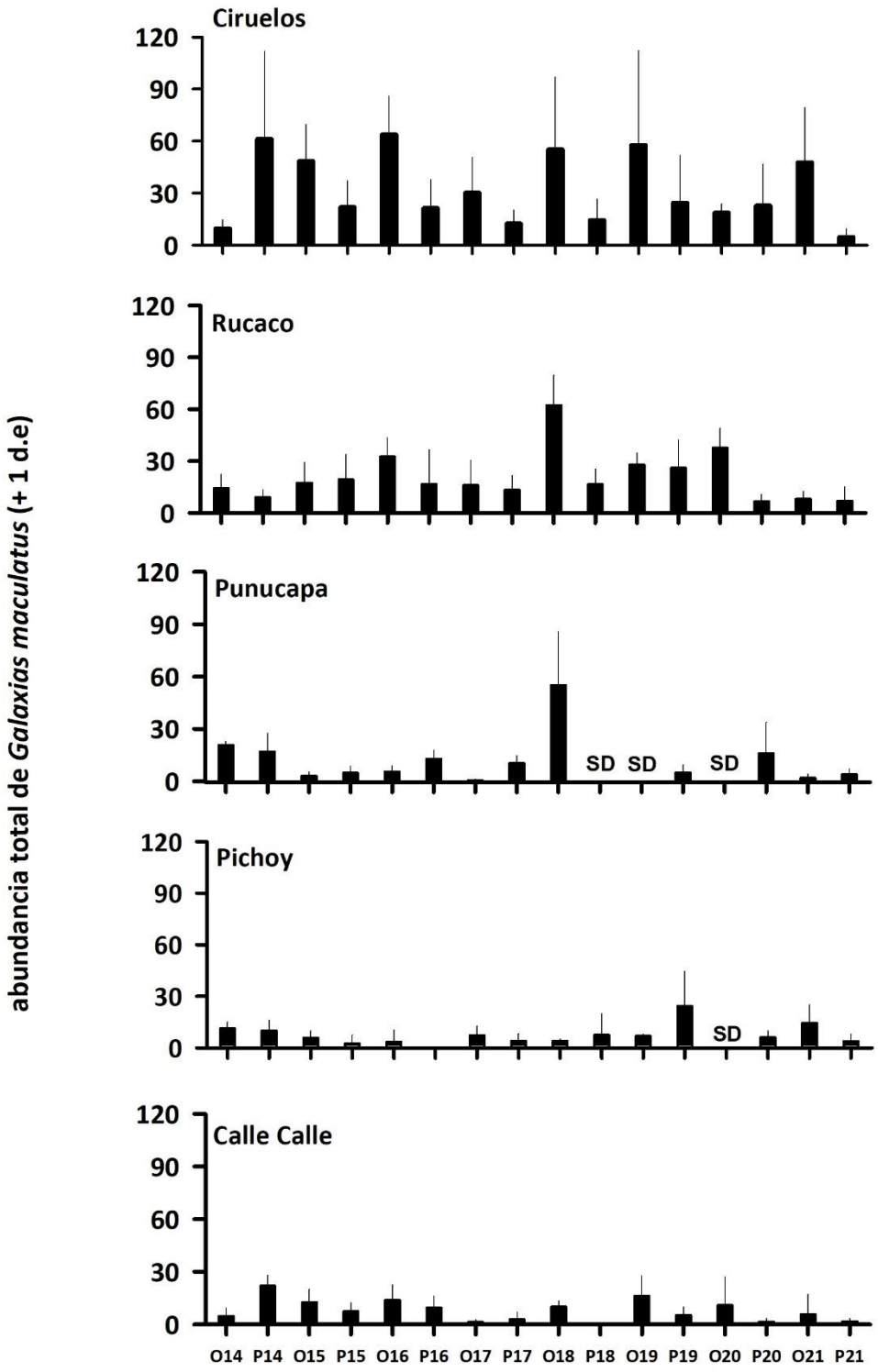


Figura 4.2.4. Abundancia promedio total de *Galaxias maculatus* (Puye) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Cheirodon australe* (Pocha del sur)

La Figura 4.2.5, muestra la abundancia promedio de la Pocha del sur en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río Pichoy y río Calle Calle, sector Chumpullo tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

Las mayores abundancias se registraron en el sector Punucapa, durante la primavera del año 2016, luego estas disminuyeron de forma drástica en los años siguientes. Durante este periodo de estudio se registraron individuos en toda el área de estudio, aunque en baja abundancia. Solo en el río Pichoy la abundancia de la Pocha ha sido estable en el tiempo con variabilidad estacional e interanual.

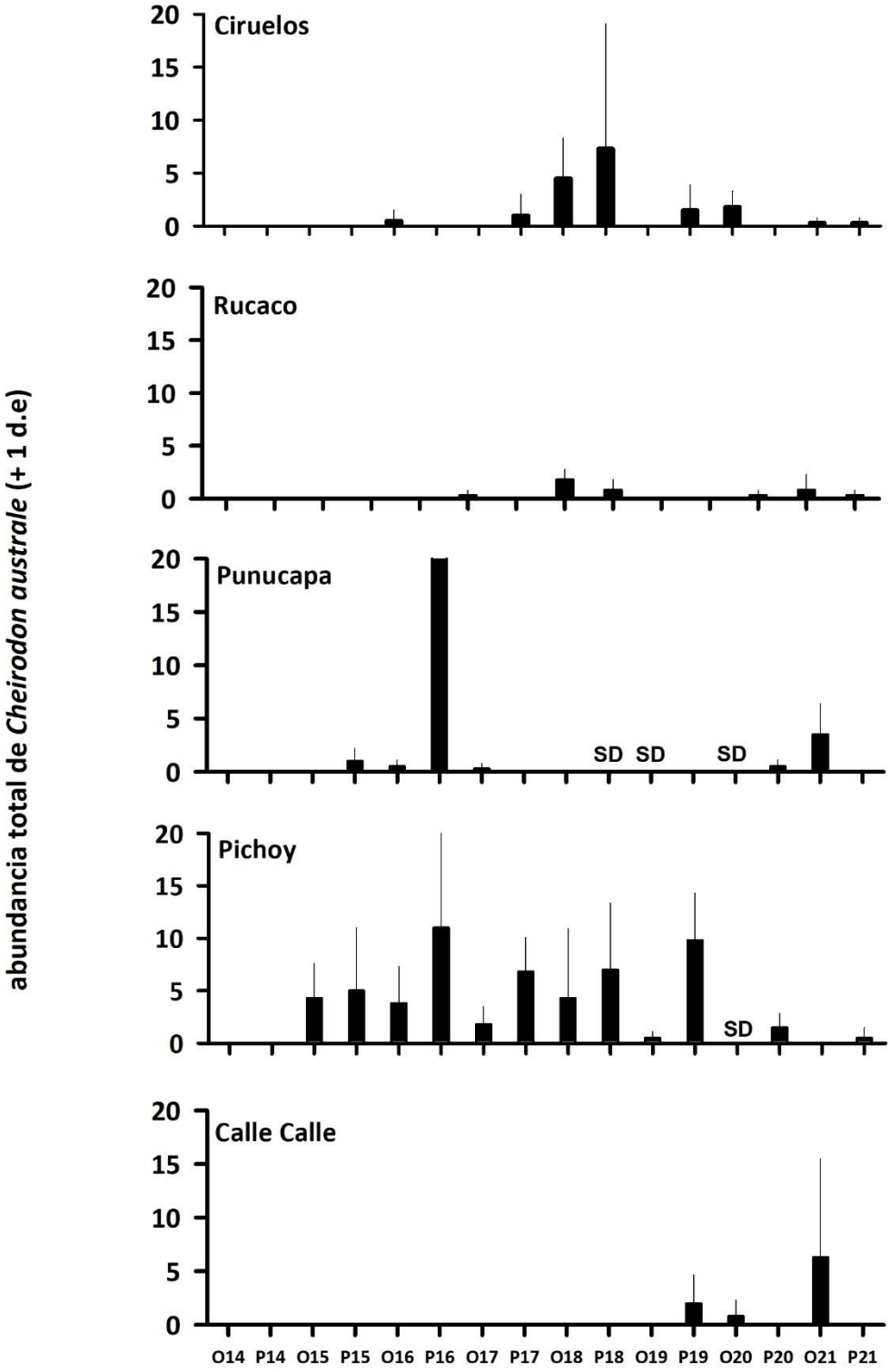


Figura 4.2.5. Abundancia promedio total de *Cheirodon australe* (Pocha del sur) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Percillia gillissi* (Carmelita)

La Figura 4.2.6, muestra la abundancia promedio de la Carmelita en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

Las abundancias de Carmelitas han sido superiores en el sector límnico del área de estudio (Ciruelos y Rucaco) y en el río Calle Calle, las cuales contrastan con la baja presencia de esta especie hacia el centro del humedal río Cruces (Punucapa) y ríos tributarios (Pichoy).

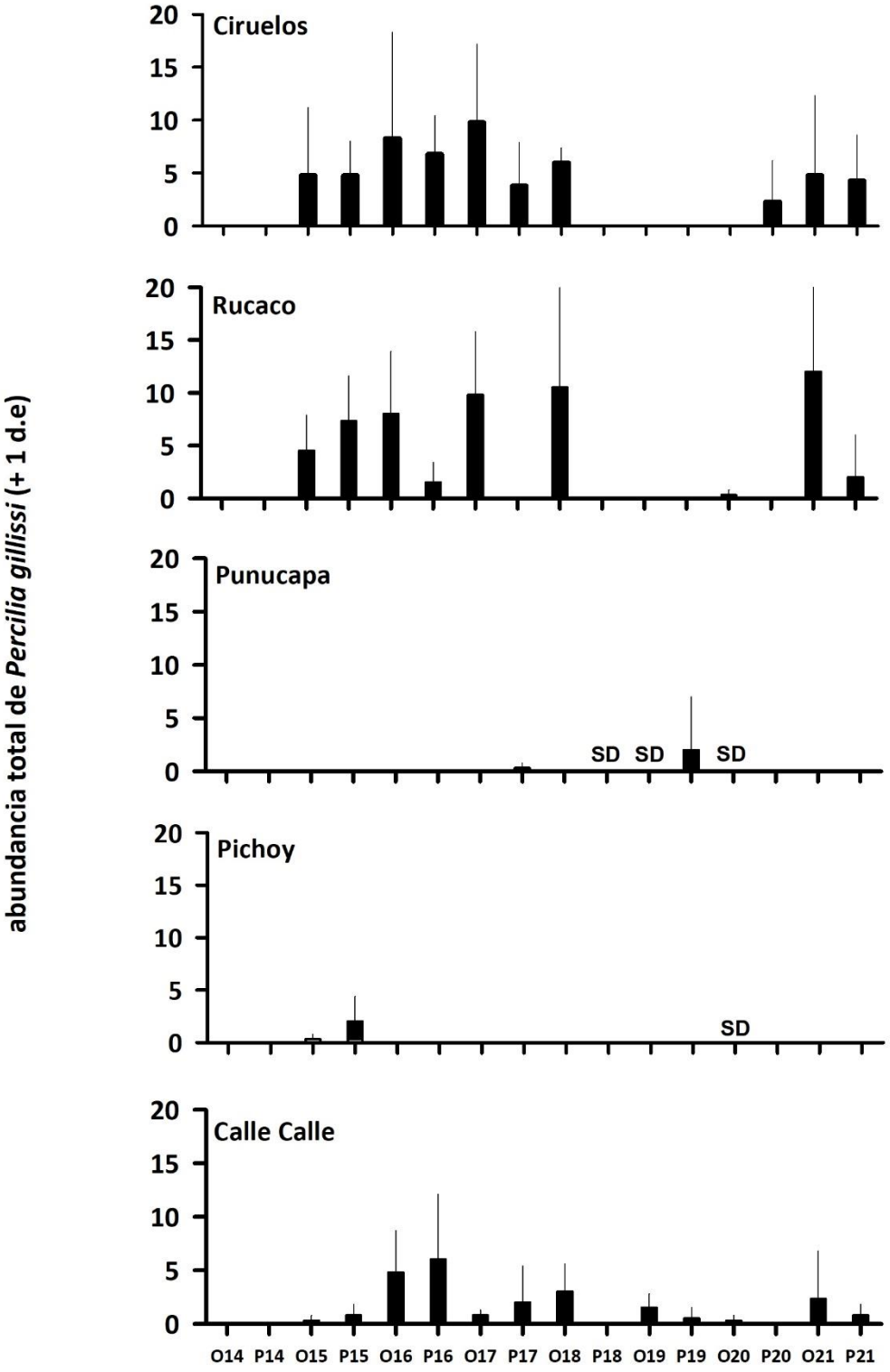


Figura 4.2.6. Abundancia promedio total de *Percillia gillissi* (Carmelita) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Percichthys trucha* (Perca trucha)

La Figura 4.2.7, muestra la abundancia promedio de la Perca trucha en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

Similar a lo detectado en la especie *P. guillissi*, la Perca trucha ha sido más abundante en el sector límnico del área de estudio y en el río Calle Calle, particularmente desde la primavera del año 2018 a la fecha, y con muy baja presencia en Punucapa y Pichoy. Durante este periodo de estudio se repite la tendencia anteriormente descrita.

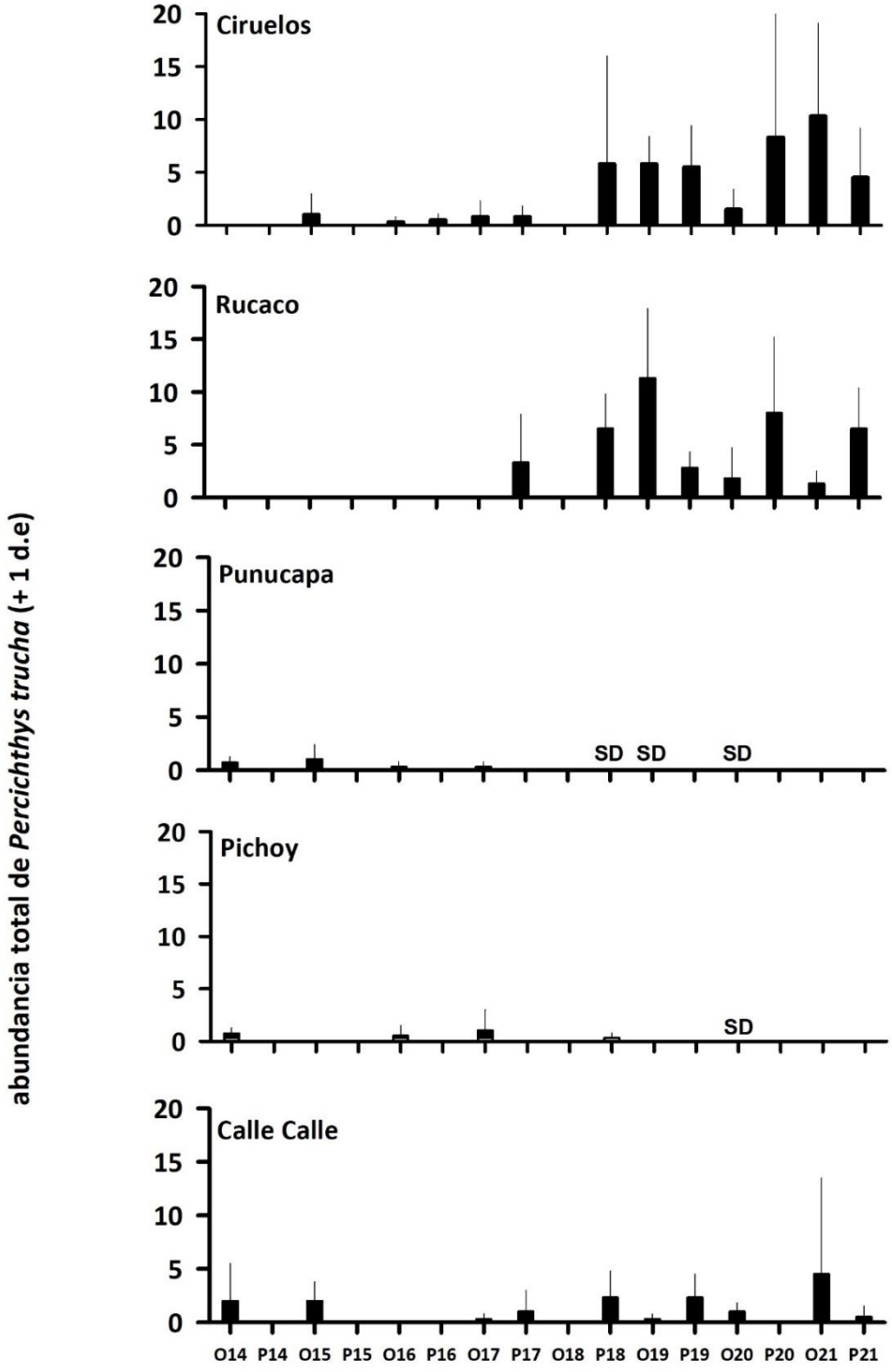


Figura 4.2.7. Abundancia promedio total de *Percichthys trucha* (Perca trucha) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Trichomycterus areolatus* (Bagrecito)

La Figura 4.2.8, muestra la abundancia promedio del Bagrecito en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

La abundancia de esta especie se centra particularmente en el sector límnico (Ciruelos y Rucaco), no encontrando individuos en el interior del humedal y en el río Calle Calle en todo el período de estudio, lo que indica probablemente, que es una especie típica de ambientes ritrales de fondos rocosos sin influencia mareal.

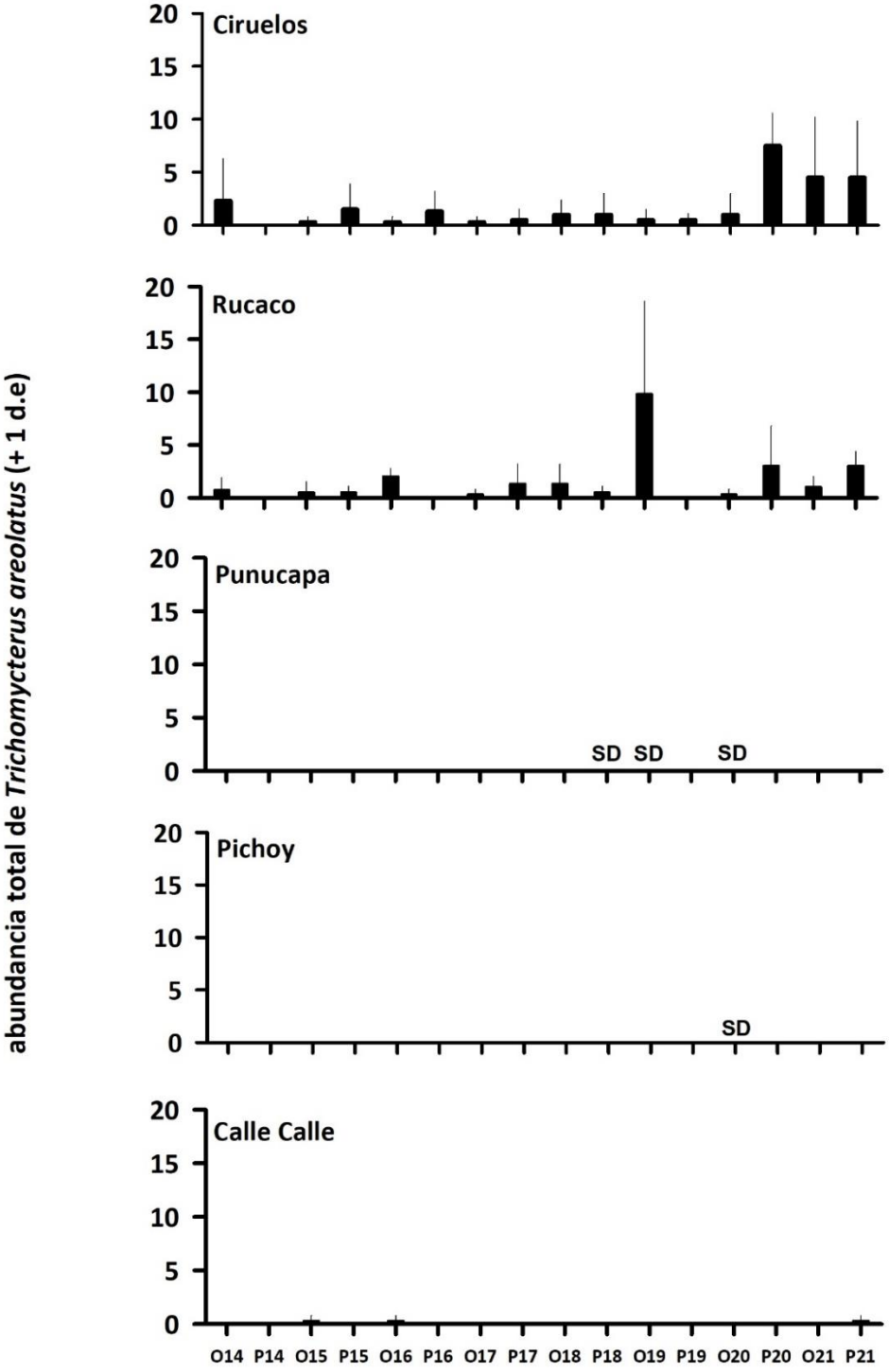


Figura 4.2.8. Abundancia promedio total de *Trichomycterus aerolatus* (Bagrecito) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Gambusia affinis* (Gambusia)

La Tabla 4.2.2 y Figura 4.2.9, muestran la abundancia promedio de la Gambusia en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

A la fecha las abundancias promedio de Gambusias se restringen particularmente al río Pichoy (*circa* 13 especímenes), con escasa ocurrencia en las otras estaciones de estudio, particularmente desde el año 2018 a la fecha donde no se ha registrado esta especie durante las campañas realizadas (*cf.* Tabla 4.2.2 y Fig. 4.2.9).

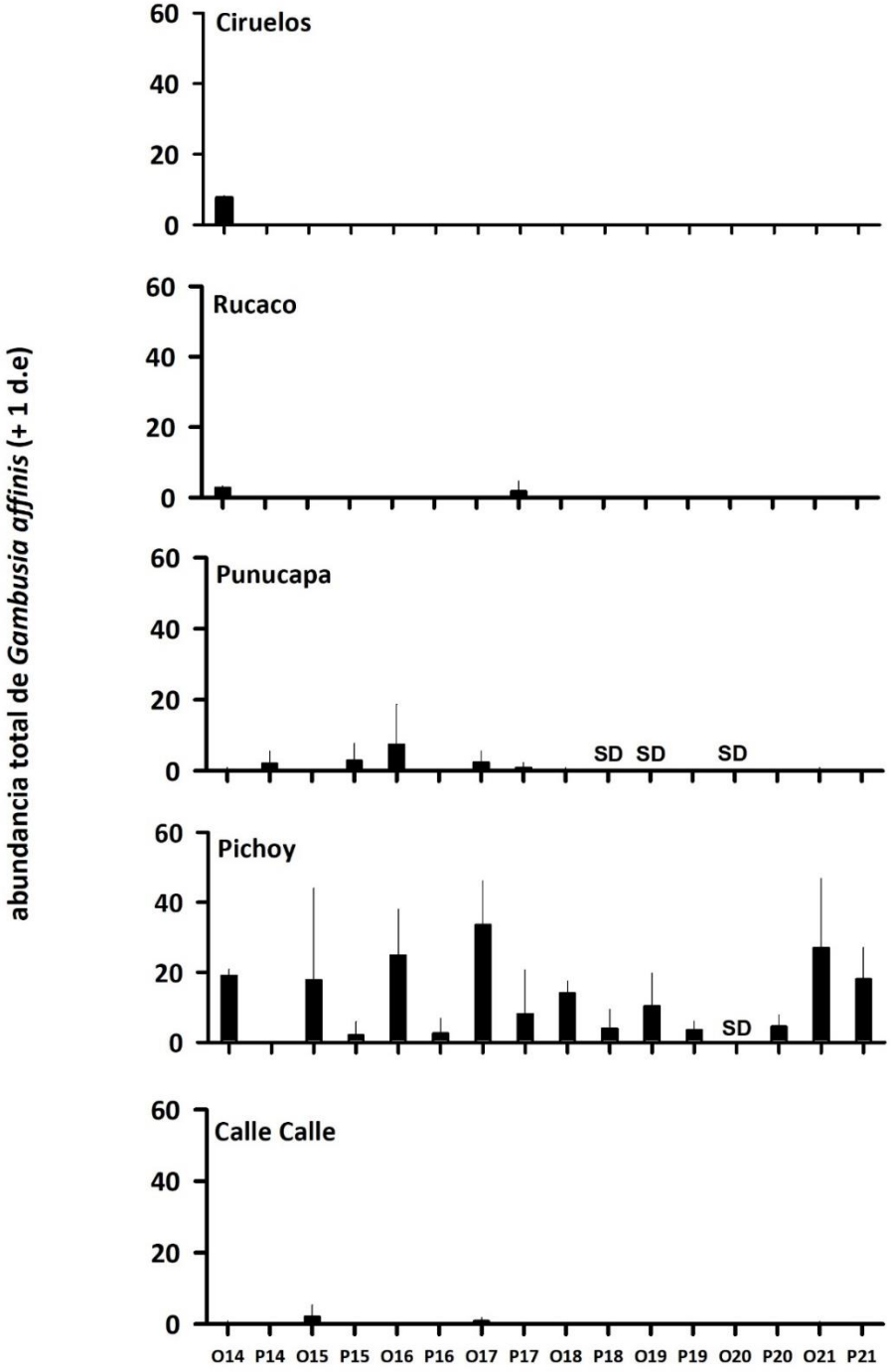


Figura 4.2.9. Abundancia promedio total de *Gambusia affinis* (Gambusia) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Abundancias de *Oncorhynchus mykiss* (Trucha arcoiris)

La Figura 4.2.10, muestra la abundancia promedio de la Trucha arcoiris en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

A la fecha las abundancias de esta especie se concentran exclusivamente en las estaciones del sector límnico, particularmente desde el año 2018 a la fecha, no siendo registrada en el interior del humedal, excepto durante la primavera del año 2020 y otoño del 2021, donde se registró solo un individuo en Punucapa y Calle Calle. En el río Pichoy no se ha detectado la presencia de Trucha arcoiris durante todo el periodo de estudio.

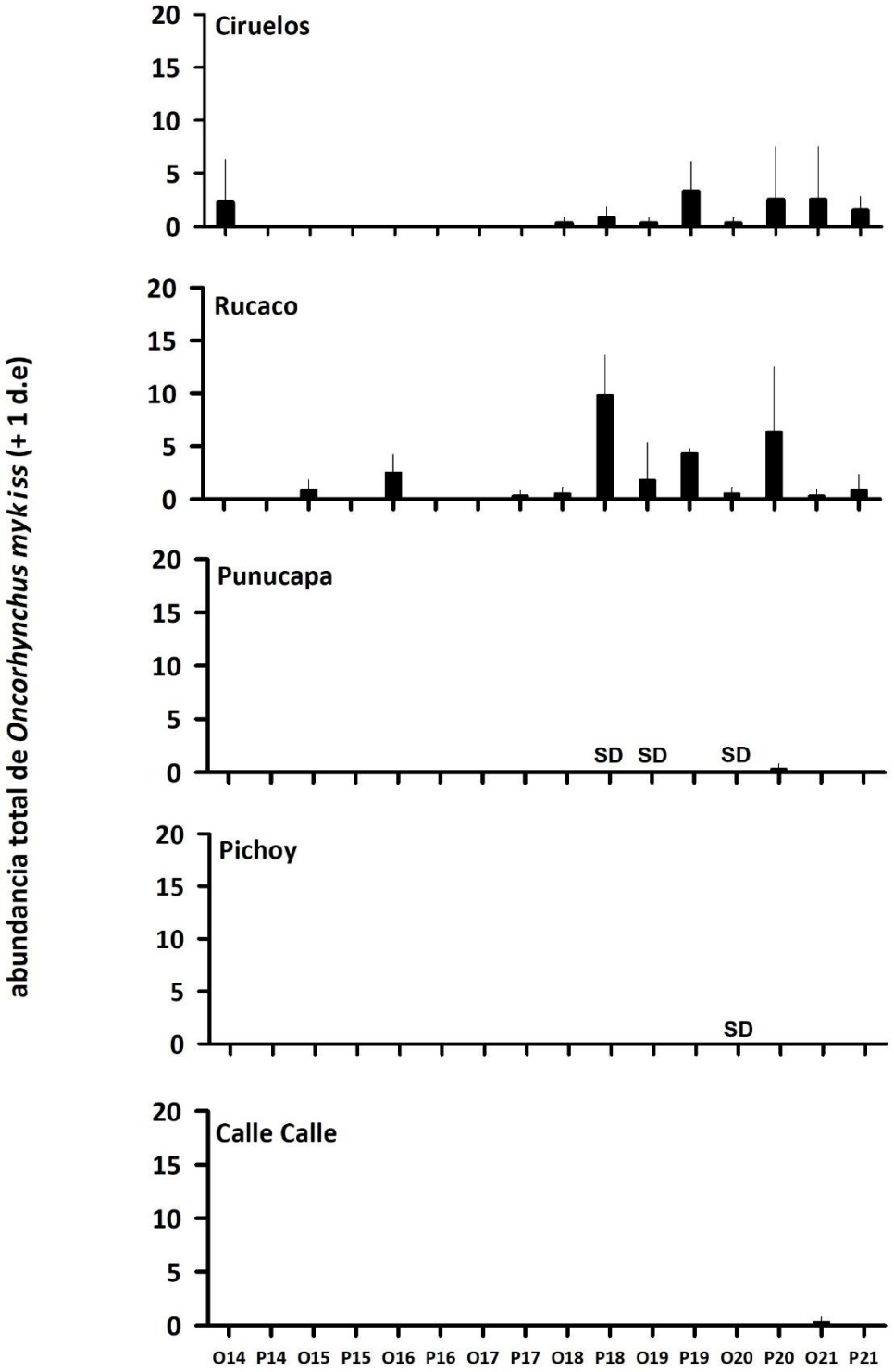


Figura 4.2.10. Abundancia promedio total de *Oncorhynchus mykiss* (Trucha arcoiris) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Riqueza de especies de la ictiofauna en las riberas del HRC

La Tabla 4.2.3 y Figura 4.2.11 muestran los valores de riqueza de especies en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 4.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021.

Los valores promedio más altos de riqueza de especies ocurrieron en Ciruelos y Rucaco (*circa* 3 y 4 especies, respectivamente), a la vez que los valores más bajos se detectaron en Punucapa y Calle Calle (*circa* 2 especies en cada una de estas estaciones) (Tabla 4.2.3 y Fig. 4.2.6). Aun cuando la riqueza de especies en Ciruelos y Rucaco mostró un aumento temporal durante el período 2014-2021, solo esta última estación presentó significancia estadística ($p<0,05$) (Fig. 4.2.6). Caso contrario ocurre en Punucapa, donde el número de especies ha disminuido significativamente durante el periodo 2014-2021 ($p<0,05$) (Fig. 4.2.6)

Tabla 4.2.3. Valores promedio del número de especies (n) durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2021. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis. n= número de especie, SD = sin datos (ver Material y Métodos).

	fecha	número de especies
Eje central del río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	3,0 (1,7)
sector Ciruelos	primavera 2014	3,0 (0,5)
	otoño 2015	2,8 (1,7)
	primavera 2015	2,5 (0,6)
	otoño 2016	3,8 (0,5)
	primavera 2016	3,0 (0,8)
	otoño 2017	3,3 (0,5)
	primavera 2017	3,0 (0,8)
	otoño 2018	3,8 (1,0)
	primavera 2018	3,3 (1,5)
	otoño 2019	3,5 (0,6)
	primavera 2019	3,5 (1,3)
	otoño 2020	2,5 (1,3)
	primavera 2020	3,5 (1,0)
	otoño 2021	4,3 (2,1)
	primavera 2021	4,3 (1,7)

Continuación Tabla 4.2.3	fecha	número de especies
Eje central del río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	2,7 (1,2)
sector Rucaco	primavera 2014	2,0 (0,0)
	otoño 2015	3,5 (1,0)
	primavera 2015	3,5 (0,6)
	otoño 2016	4,3 (1,0)
	primavera 2016	2,8 (1,0)
	otoño 2017	3,3 (0,5)
	primavera 2017	4,0 (1,6)
	otoño 2018	4,3 (2,2)
	primavera 2018	3,5 (0,6)
	otoño 2019	3,8 (1,0)
	primavera 2019	3,5 (0,6)
	otoño 2020	3,0 (1,4)
	primavera 2020	3,5 (0,6)
	otoño 2021	4,7 (1,5)
	primavera 2021	4,8 (1,5)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	2,0 (1,0)
sector Punucapa	primavera 2014	3,0 (1,0)
	otoño 2015	1,5 (0,6)
	primavera 2015	2,0 (0,8)
	otoño 2016	2,3 (1,0)
	primavera 2016	1,8 (0,5)
	otoño 2017	1,5 (0,6)
	primavera 2017	1,8 (0,5)
	otoño 2018	1,3 (0,5)
	primavera 2018	SD
	otoño 2019	SD
	primavera 2019	1,3 (0,5)
	otoño 2020	SD
	primavera 2020	1,8 (1,0)
	otoño 2021	1,8 (0,5)
	primavera 2021	0,8 (0,5)
río tributario del HRC	otoño 2014	2,7 (0,6)
río Pichoy	primavera 2014	1,0 (0,0)
	otoño 2015	3,3 (0,5)
	primavera 2015	1,8 (0,5)
	otoño 2016	2,5 (0,6)
	primavera 2016	1,5 (1,3)
	otoño 2017	3,0 (0,8)
	primavera 2017	2,8 (0,5)
	otoño 2018	2,8 (0,5)
	primavera 2018	2,8 (1,0)

Continuación **Tabla 4.2.3**	**fecha**	**número de especies**
	otoño 2019	2,5 (0,6)
	primavera 2019	3,0 (0,0)
	otoño 2020	SD
	primavera 2020	2,5 (0,6)
	otoño 2021	2,0 (0,0)
	primavera 2021	2,0 (0,8)
Fuera del HRC y sus ríos tributarios	otoño 2014	1,7 (0,6)
río Calle Calle	primavera 2014	1,0 (0,0)
	otoño 2015	2,8 (1,0)
	primavera 2015	1,5 (0,6)
	otoño 2016	2,5 (0,6)
	primavera 2016	2,0 (0,8)
	otoño 2017	2,5 (1,3)
	primavera 2017	2,0 (0,8)
	otoño 2018	1,8 (0,5)
	primavera 2018	1,3 (0,5)
	otoño 2019	2,0 (0,0)
	primavera 2019	2,8 (0,5)
	otoño 2020	2,3 (0,5)
	primavera 2020	0,5 (0,7)
	otoño 2021	2,8 (2,9)
	primavera 2021	1,8 (1,0)

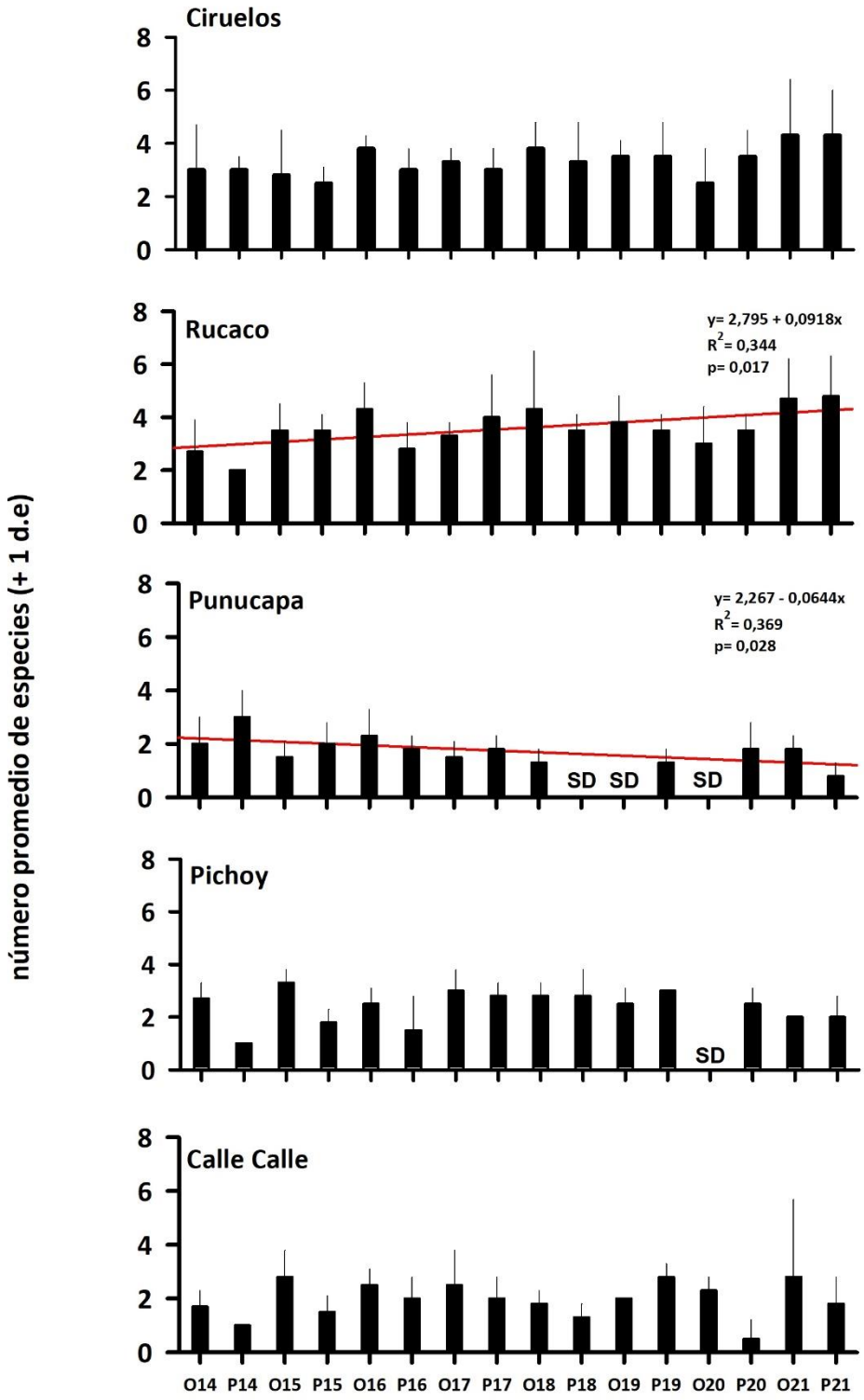


Figura 4.2.11. Valores promedio del número de especies durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2021. Los valores son promedios más 1 desviación estándar. (+ 1 d.e). SD = sin datos (ver Material y Métodos). Línea roja indica tendencia significativa.

Tamaño corporal del puye

La Tabla 4.2.4 muestra el número de individuos (n), media, moda y rangos de tallas corporales (mínimos y máximos) de los puyes recolectados en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (río Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal), durante las campañas de otoño y primavera del período 2015- 2021.

El análisis de los promedios de medias y modas por estación muestran valores similares de tallas corporales de puyes para toda el área de estudio: promedios entre 4,8 y 5,2 cm en la medias y valores entre 4,4 y 5,1 cm en la moda; para el primer caso, los valores menores corresponden a Ciruelos, Punucapa y Pichoy y valores más altos en Rucaco y Calle Calle. Para el segundo caso valores menores fueron registrados en Pichoy y valores más altos en Rucaco (ver datos Tabla 4.2.4).

Tabla 4.2.4. Número de peces recolectados (n) media, moda y rangos de tallas corporales (valores en cm) de *Galaxias maculatus* durante el período 2014-2021. SD=sin datos (ver Material y Métodos).

sectores	campañas	n	media	moda	rango
Eje central río Cruces	otoño 2014	543	4,6	5,0	2,8 - 7,6
(sector límnico)	primavera 2014	184	5,4	4,5	3,8 - 8,1
sector Ciruelos	otoño 2015	380	4,6	4,8	2,9 - 8,1
	primavera 2015	88	5,3	5,3	2,2 - 7,6
	otoño 2016	337	4,5	4,3	3,1 - 7,0
	primavera 2016	85	5,4	5,2	2,2 - 7,5
	otoño 2017	338	4,8	4,0	3,1 - 7,4
	primavera 2017	154	5,5	5,5	2,1 - 8,1
	otoño 2018	221	4,3	4,3	2,2 - 8,2
	primavera 2018	58	4,6	4,8	3,0 - 6,3
	otoño 2019	231	3,7	3,5	2,0 - 7,2
	primavera 2019	98	5,0	5,0	4,0 - 6,7
	otoño 2020	75	5,0	4,0	3,1 - 7,9
	primavera 2020	91	5,2	5,1	2,1 - 7,2
	otoño 2021	190	4,1	4,2	2,4 - 6,6
	primavera 2021	19	5,2	5,3	3,5 - 6,1
sector Rucaco	otoño 2014	71	4,8	4,5	2,4 - 7,5
	primavera 2014	140	5,7	5,6	4,1 - 8,6
	otoño 2015	469	4,5	4,6	2,9 - 7,5
	primavera 2015	19	5,7	5,7	4,6 - 7,6
	otoño 2016	511	4,9	5,0	2,7 - 7,8
	primavera 2016	68	5,4	5,6	3,5 - 7,2
	otoño 2017	382	5,0	5,0	2,7 - 7,6
	primavera 2017	146	5,6	5,3	3,6 - 7,9
	otoño 2018	422	4,4	3,9	3,0 - 8,4
	primavera 2018	66	5,5	5,2	4,0 - 8,0
	otoño 2019	111	4,8	4,1	3,0 - 6,8
	primavera 2019	104	5,6	5,5	4,2 - 8,3
	otoño 2020	151	5,0	4,7	1,8 - 8,8
	primavera 2020	26	5,5	5,5	1,6 - 7,2
	otoño 2021	23	5,4	5,6	4,1 - 6,7
	primavera 2021	28	5,8	5,8	4,7 - 6,9
Eje central del río Cruces	otoño 2014	66	4,8	5,0	3,5 - 6,5
(sector estuarial)	primavera 2014	218	5,7	6,0	3,9 - 8,3
sector Punucapa	otoño 2015	32	5,1	4,9	4,0 - 7,6
	primavera 2015	19	5,8	5,6	4,5 - 7,1
	otoño 2016	49	6,0	6,2	4,5 - 7,3
	primavera 2016	51	5,8	6,0	1,6 - 7,6

Continuación Tabla 4.2.4	campañas	n	media	moda	rango
	otoño 2017	300	5,0	5,0	1,6 - 7,9
	primavera 2017	111	4,5	3,5	2,5 - 8,5
	otoño 2018	253	3,7	3,0	2,3 - 6,4
	primavera 2018	SD	SD	SD	SD
	otoño 2019	SD	SD	SD	SD
	primavera 2019	20	5,3	4,5	4,2 - 7,0
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	64	2,9	2,6	1,1 - 6,5
	otoño 2021	37	5,1	5,0	4,0 - 7,4
	primavera 2021	15	3,1	2,7	1,5 - 7,6
río tributario del HRC	otoño 2014	46	4,1	4,0	3,4 - 6,4
río Pichoy	primavera 2014	154	5,8	5,5	4,0 - 12,5
	otoño 2015	49	5,4	5,0	3,9 - 8,6
	primavera 2015	10	6,7	6,2	5,8 - 7,8
	otoño 2016	14	5,0	5,0	3,9 - 5,8
	primavera 2016	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0
	otoño 2017	183	5,3	4,8	2,5 - 8,4
	primavera 2017	39	4,1	1,8	1,4 - 7,6
	otoño 2018	27	4,5	4,4	3,1 - 7,0
	primavera 2018	30	5,7	5,6	4,5 - 8,3
	otoño 2019	27	4,0	2,9	2,5 - 6,9
	primavera 2019	97	5,4	5,5	4,3 - 8,4
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	24	5,6	6,0	3,1 - 6,5
	otoño 2021	29	4,7	4,2	3,4 - 7,8
	primavera 2021	15	5,7	5,4	4,4 - 7,0
Fuera del HRC y sus ríos tributarios	otoño 2014	28	5,0	4,6	3,4 - 7,8
	primavera 2014	148	6,3	6,0	2,4 - 9,5
río Calle Calle	otoño 2015	376	5,2	4,9	3,4 - 7,9
	primavera 2015	30	6,0	6,2	3,5 - 7,6
	otoño 2016	279	6,0	5,4	2,6 - 9,4
	primavera 2016	38	6,2	5,9	1,6 - 8,1
	otoño 2017	198	5,6	5,1	2,9 - 8,5
	primavera 2017	13	7,2	6,8	5,8 - 9,7
	otoño 2018	139	4,9	4,5	3,5 - 7,5
	primavera 2018	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0
	otoño 2019	65	4,8	4,3	2,5 - 8,9
	primavera 2019	21	5,2	4,8	4,0 - 8,5
	otoño 2020	45	5,1	5,0	3,1 - 7,5
	primavera 2020	3	5,5	SD	4,7 - 6,7
	otoño 2021	23	4,9	4,1	3,7 - 6,8
	primavera 2021	7	4,5	2,0	2,0 - 6,8

Las Figuras 4.2.12 a 4.2.16 muestran la distribución de clases de talla de los puyes recolectados durante las campañas otoñales y primaverales del período 2015-2021. El análisis de tales distribuciones muestra cambios estacionales notorios: desde el otoño a la primavera, las frecuencias de tallas más bajas (< 5 cm) desaparecen o disminuyen en abundancias, quedando en general solo especímenes con tallas superiores a los 5 cm y en abundancias más bajas que las observadas durante el otoño. Esto se observó primariamente en las estaciones de Ciruelos, Rucaco, Pichoy (con excepción del año 2017) y Calle Calle (Figs. 4.2.12 a 4.2.16). Esto sugiere migraciones estacionales fuera del área de estudio; sin embargo, la baja periodicidad de los muestreos (dos veces al año) impide avanzar más allá de esta sugerencia.

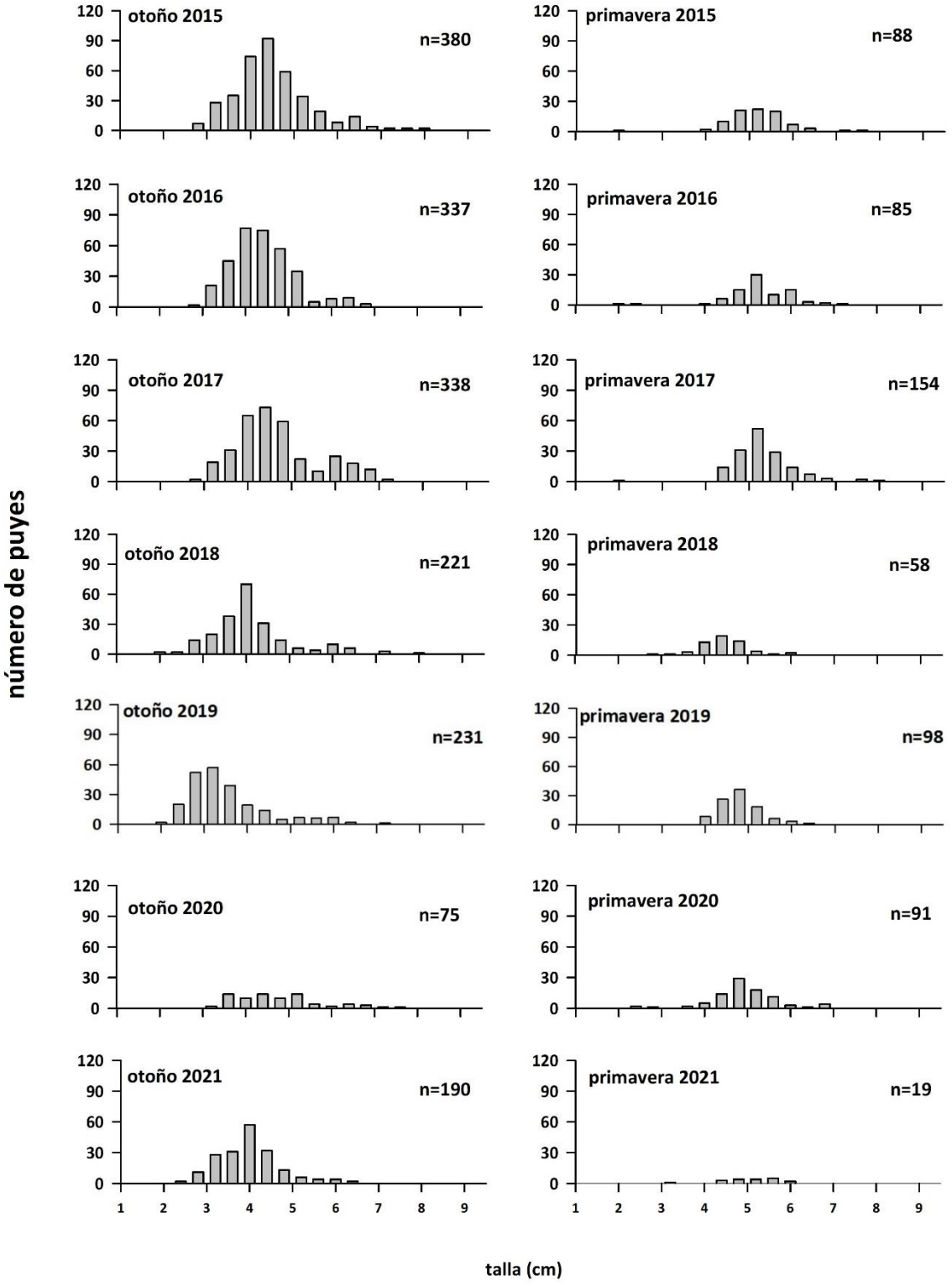


Figura 4.2.12. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Cruces, sector Ciruelos, durante el período 2015-2021.

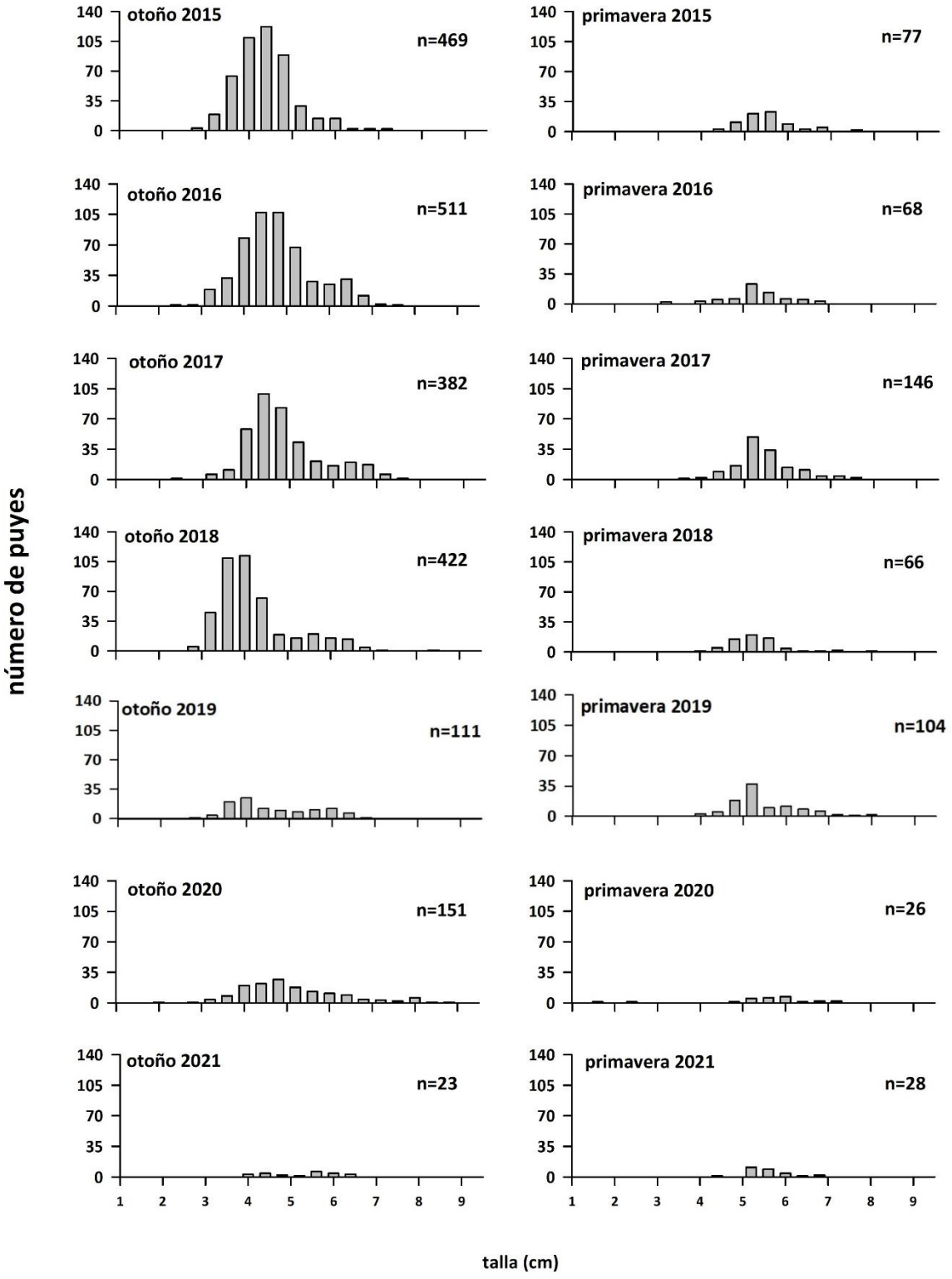


Figura 4.2.13. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Cruces, sector Rucaco, durante el período 2015-2021.

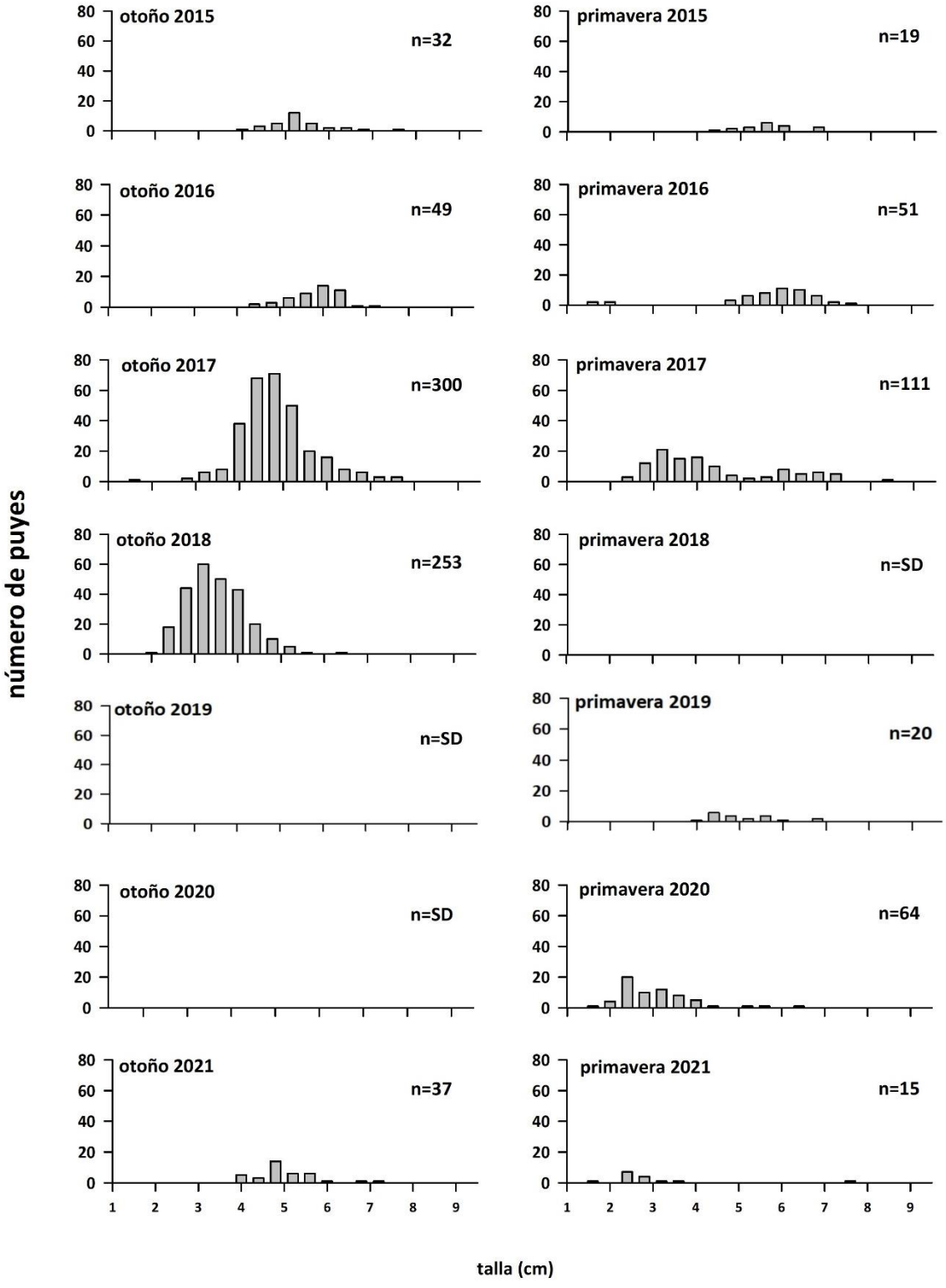


Figura 4.2.14. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Cruces, sector Punucapa, durante el período 2015-2021.

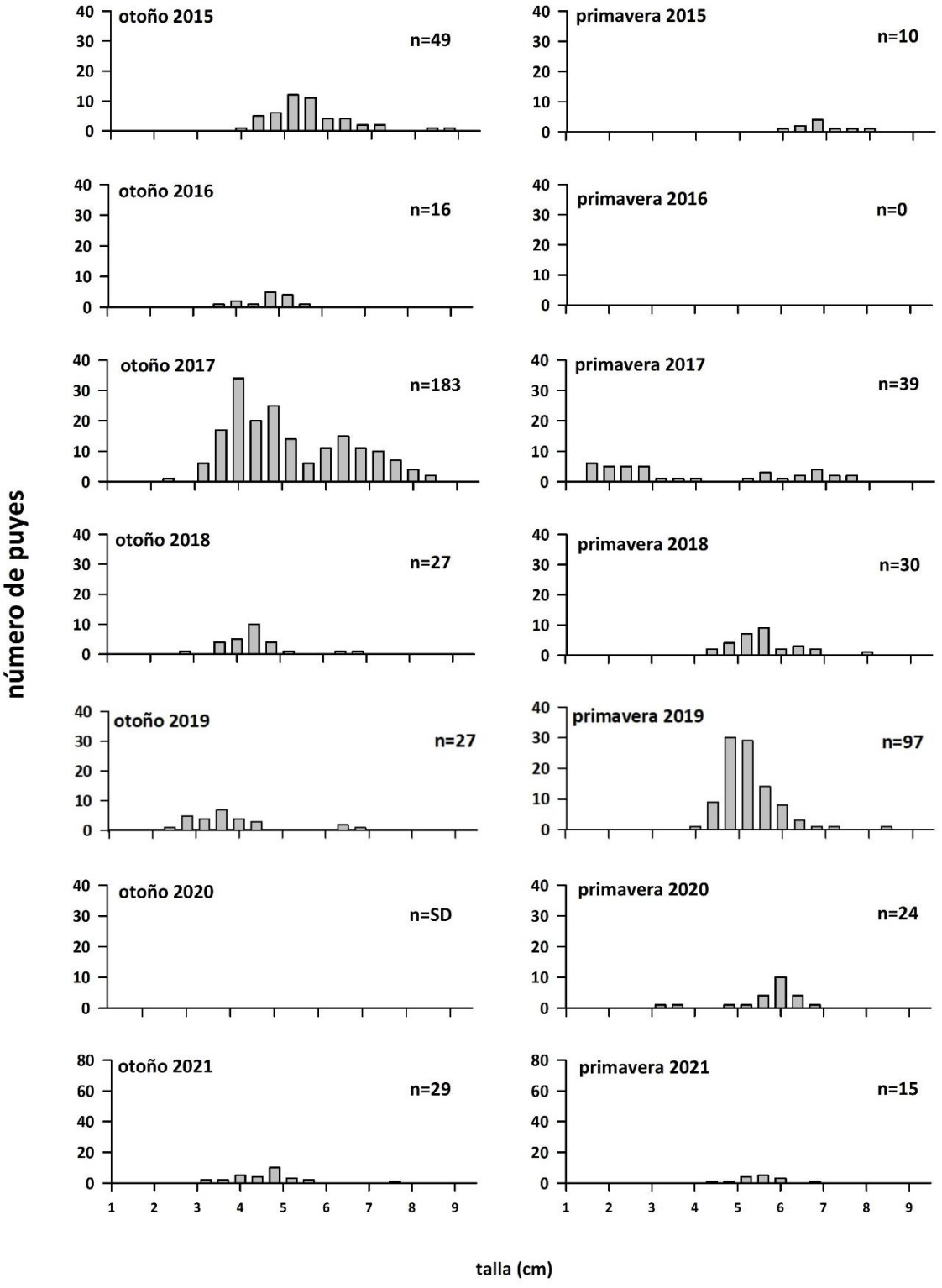


Figura 4.2.15. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Pichoy, tributario del HRC, durante el período 2015-2021.

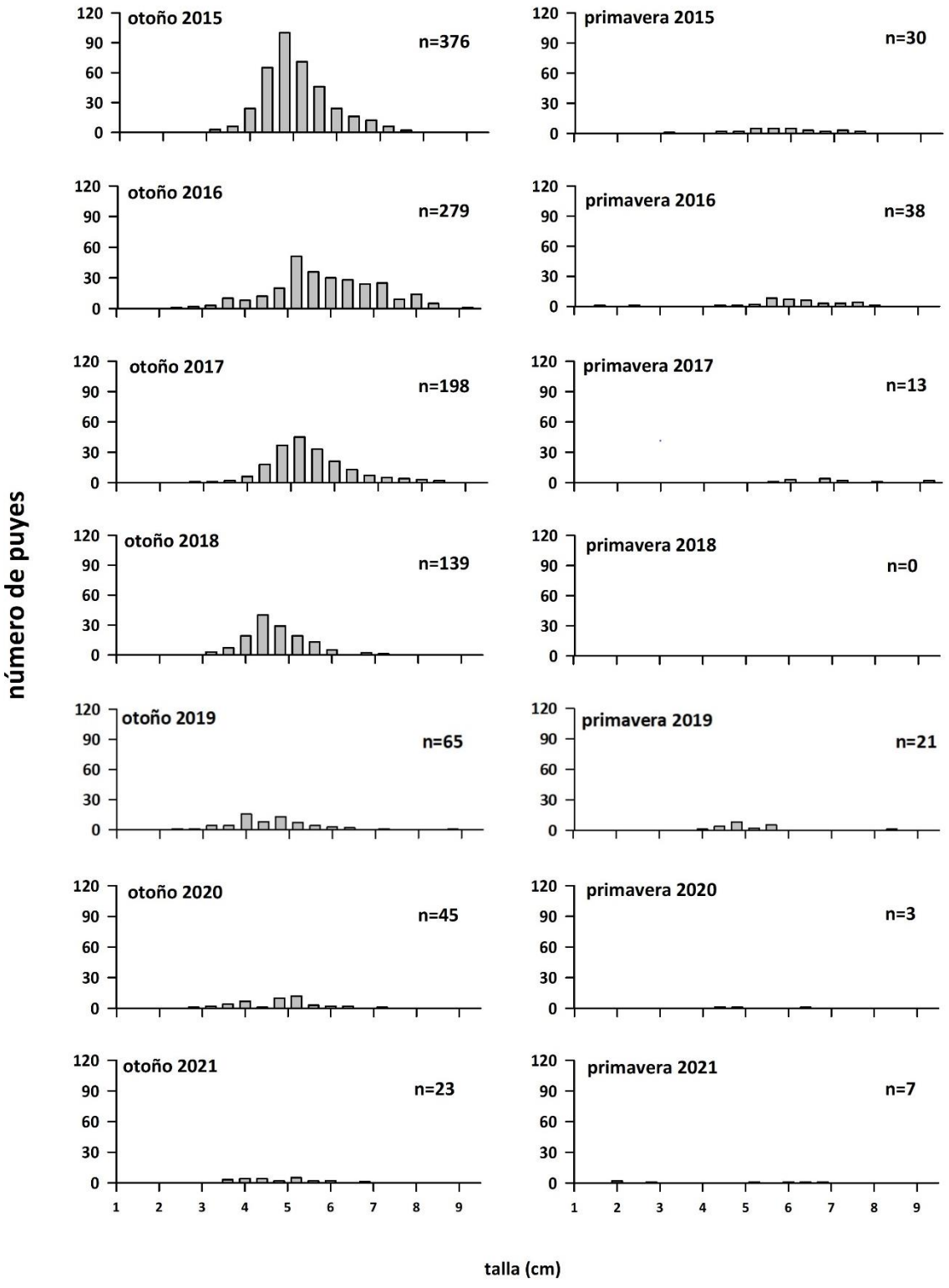


Figura 4.2.16. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Calle Calle, fuera del HRC, durante el período 2015-2021.

4.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUÍMICOS EN PECES

Metales pesados

Las Tablas 4.2.5 a 4.2.7 y la Figura 4.2.17, muestran las concentraciones de metales pesados en ejemplares completos de *Galaxias maculatus*, recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2021 y en Punucapa, durante los años 2014-2017-2020 y 2021.

Durante todas las campañas, los metales pesados más comunes (*i.e.,* mayores concentraciones) fueron Hierro, Aluminio y Zinc (Tablas 4.2.5 y 4.2.6). Le siguen el Cobre (no detectado en varias ocasiones), Plomo y Mercurio (Tablas 4.2.5 y 4.2.6). Por otra parte, no se detectó Cadmio en los puyes examinados durante todo el periodo de estudio (Tabla 4.2.7).

Tabla 4.2.5. Concentraciones de Hierro, Aluminio y Cobre en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. *= No detectado o bajo el límite de detección utilizado.

estaciones	Campañas	Hierro (µg/g)	Aluminio (µg/g)	Cobre (µg/g)
Eje central río Cruces	otoño 2014	266,1 (1,5)	186,8 (10,3)	*
(sector límnico)	otoño 2015	329,1 (5,5)	444,3 (25,4)	*
sector Ciruelos	otoño 2016	321,3 (2,8)	246,2 (0,9)	2,95 (0,1)
	otoño 2017	530,7 (12,2)	480,4 (4,8)	*
	otoño 2018	226,6 (7,1)	215,6 (7,5)	4,05 (0,0)
	otoño 2019	519,2	450,4	3,67
	otoño 2020	347,9	407,6	4,37
	otoño 2021	335,7	300,5	3,23
sector Rucaco	otoño 2014	410,8 (5,8)	383,5 (2,0)	*
	otoño 2015	215, 1 (3,9)	234,2 (2,3)	*
	otoño 2016	177,1 (14,5)	165,1 (14,6)	2,60 (0,0)
	otoño 2017	371,4 (12,6)	298,2 (28,8)	*
	otoño 2018	166,0 (3,0)	124,6 (8,3)	*
	otoño 2019	344,8 (0,9)	244,0 (16,9)	3,16 (0,9)
	otoño 2020	244,5	219,4	4,16
	otoño 2021	136,3	84,0	2,99
Eje central río Cruces	otoño 2014	237,6 (9,4)	322,4 (33,6)	3,5 (0,4)
(sector estuarial)	otoño 2017	416,8 (86,0)	551,1 (8,1)	4,0 (0,2)
Sector Punucapa	otoño 2020	403,9	542,1	5,2
	otoño 2021	460,9	355,0	4,5

Tabla 4.2.6. Concentraciones de Zinc, Plomo y Mercurio en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos, Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	**Campañas**	**Zinc (µg/g)**	**Plomo (µg/g)**	**Mercurio (µg/g)**
Eje central río Cruces	otoño 2014	254,16 (5,3)	0,05 (0,0)	0,27 (0,0)
(sector límnico)	otoño 2015	203,46 (0,4)	0,01 (0,0)	0,09 (0,0)
sector Ciruelos	otoño 2016	296,14 (3,1)	0,07 (0,0)	0,43 (0,0)
	otoño 2017	250,10 (4,0)	0,13 (0,0)	0,38 (0,0)
	otoño 2018	219,06 (2,7)	0,16 (0,0)	0,11 (0,0)
	otoño 2019	226,64	0,06	0,38
	otoño 2020	243,72	0,10	0,27
	otoño 2021	247,81	0,12	0,37
sector Rucaco	otoño 2014	225,99 (4,7)	0,06 (0,0)	0,23 (0,0)
	otoño 2015	339,90 (7,9)	0,07 (0,0)	0,14 (0,0)
	otoño 2016	138,14 (2,3)	0,09 (0,0)	0,29 (0,0)
	otoño 2017	284,80 (1,2)	0,12 (0,0)	0,35 (0,0)
	otoño 2018	232,84 (2,9)	0,04 (0,0)	0,41 (0,0)
	otoño 2019	222,32 (1,5)	0,03 (0,0)	0,34 (0,0)
	otoño 2020	276,72	0,13	0,32
	otoño 2021	228,59	0,07	0,37
Eje central río Cruces	otoño 2014	161,87 (4,1)	0,06 (0,0)	0,11 (0,0)
(sector estuarial)	otoño 2017	164,68 (15,1)	0,25 (0,1)	0,11 (0,0)
Sector Punucapa	otoño 2020	182,61	0,12	0,10
	otoño 2021	226,87	0,12	0,18

Tabla 4.2.7. Concentraciones de Cadmio en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos, Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. *=No detectado o bajo el límite de detección utilizado.

estaciones	**Campañas**	**Cadmio (µg/g)**
Eje central río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	*
sector Ciruelos	otoño 2015	*
	otoño 2016	*
	otoño 2017	*
	otoño 2018	*
	otoño 2019	*
	otoño 2020	*
	otoño 2021	*
sector Rucaco	otoño 2014	*
	otoño 2015	*
	otoño 2016	*
	otoño 2017	*
	otoño 2018	*
	otoño 2019	*
	otoño 2020	*
	otoño 2021	*
Eje central río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	*
Sector Punucapa	otoño 2017	*
	otoño 2020	*
	otoño 2021	*

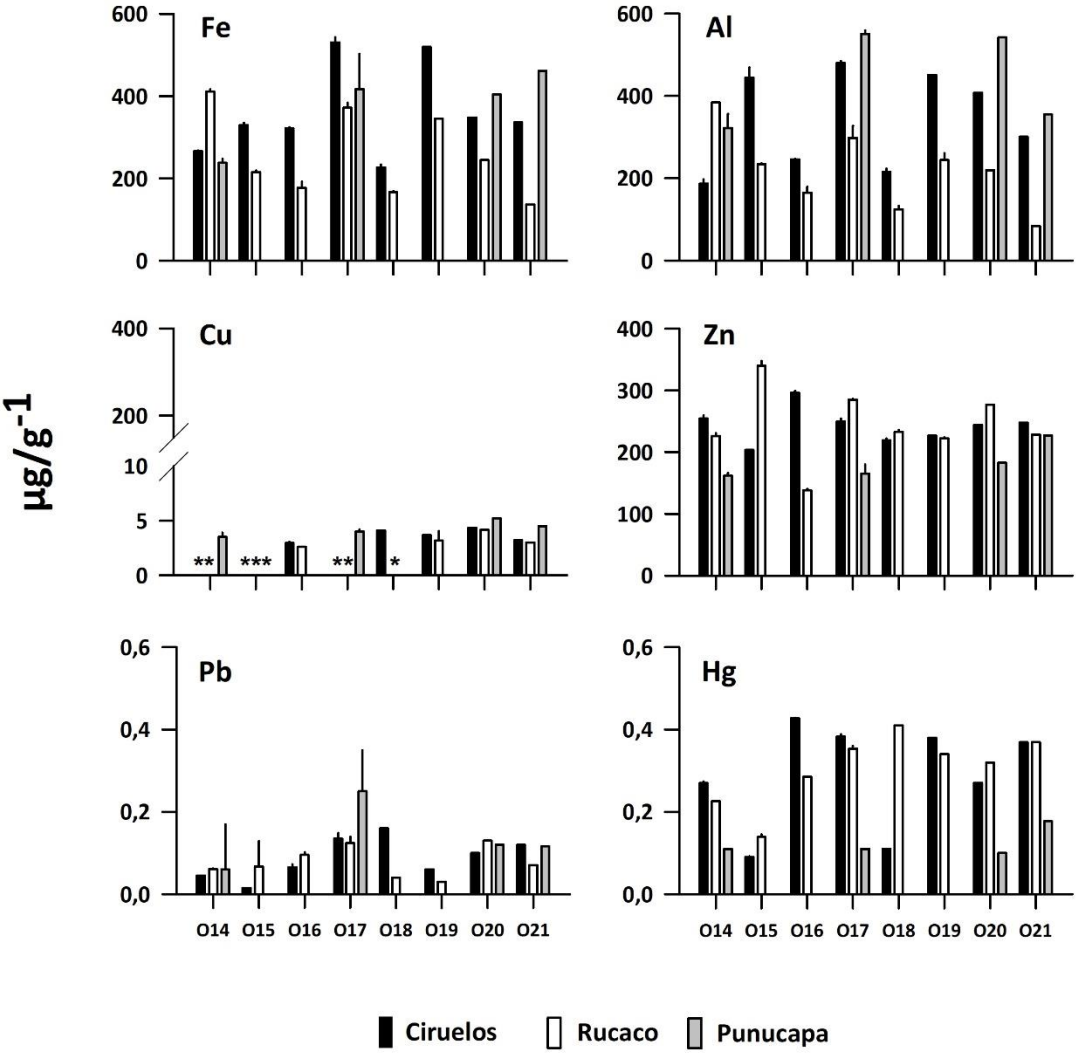


Figura 4.2.17. Concentración de metales pesados en especímenes de *Galaxias maculatus*, recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios más una desviación estándar. * = no detectado*, i.e.*, bajo el límite de detección del método utilizado.

Análisis estadísticos

En la Figura 4.2.18 se muestra los resultados del análisis de regresión, llevados a cabo para evaluar eventuales tendencias en el tiempo en las concentraciones de metales pesados presentes en los tejidos de *Galaxias maculatus*.

Si bien, las concentraciones de Hierro, Aluminio y Plomo presentan tendencias al alza en el tiempo, solo las concentraciones de Cobre y Mercurio presentaron significancia estadística en el tiempo ($p<0,05$), el Cobre en Ciruelos y Rucaco mientras que el segundo compuesto presentó significancia estadística ($p<0,05$) solo en Rucaco (Fig. 4.2.18).

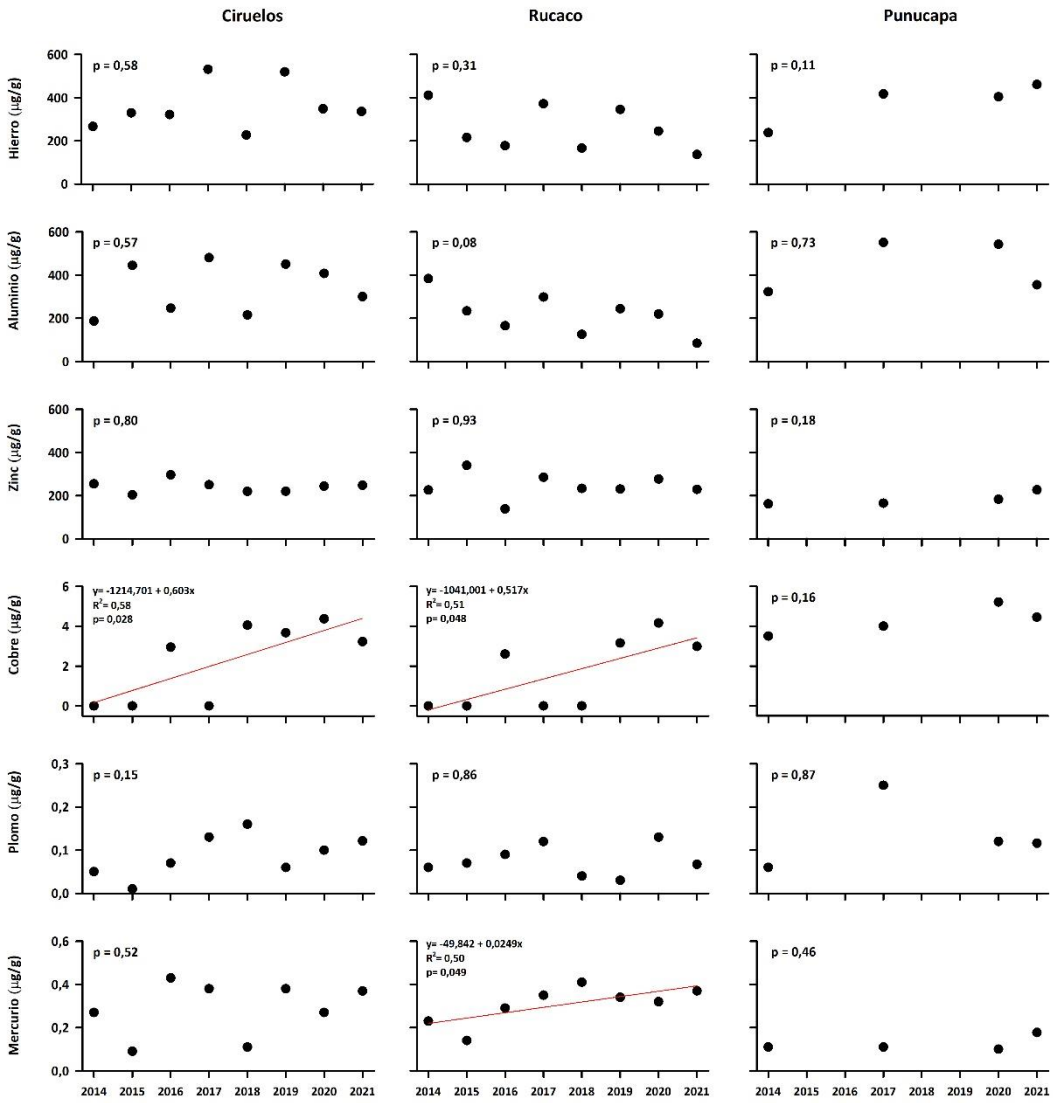


Figura 4.2.18. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de metales pesados detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Línea roja indica significancia estadística (p<0,05).

Ácidos grasos, Ácidos resínicos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles

La Tabla 4.2.8 y la Figura 4.2.19 muestran las concentraciones de Ácidos Grasos, y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX), en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo

2014-2021 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Con la técnica utilizada, no se detectaron Acidos Resínicos en los peces analñizados.

Tabla 4.2.8. Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios con una desviación estándar. * = no detectado, *i.e*., bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	**Campañas**	**Ác. Grasos (µg/g)**	**Ác. Resínicos (µg/g)**	**AOX (µg/g)**
Eje central río Cruces	otoño 2014	2685,6 (347,3)	*	19,9 (2,6)
(sector límnico)	otoño 2015	2330,9 (161,9)	*	12,1 (1,8)
sector Ciruelos	otoño 2016	1733,7 (218,8)	*	12,6 (0,8)
	otoño 2017	1165,5 (0,0)	*	19,7 (2,3)
	otoño 2018	907,8 (91,9)	*	30,7 (1,0)
	otoño 2019	1514,6	*	32,5
	otoño 2020	1740,4	*	29,3
	otoño 2021	1463,2	*	40,7
sector Rucaco	otoño 2014	4101,9 (115,1)	*	31,3 (4,2)
	otoño 2015	869,3 (163,7)	*	8,2 (0,3)
	otoño 2016	1763,8 (412,1)	*	13,2 (0,0)
	otoño 2017	1431,7 (197,6)	*	16,4 (1,8)
	otoño 2018	1098,4 (38,0)	*	30,5 (2,6)
	otoño 2019	1197,6 (204,4)	*	24,9 (1,0)
	otoño 2020	1091,3	*	30,9
	otoño 2021	1321,5	*	38,9
Eje central río Cruces	otoño 2014	5965,2 (151,2)	*	27,9 (0,1)
(sector estuarial)	otoño 2017	2422,6 (156,4)	*	25,2 (2,3)
Sector Punucapa	otoño 2020	1702,9	*	42,0
	otoño 2021	1719,7	*	42,5

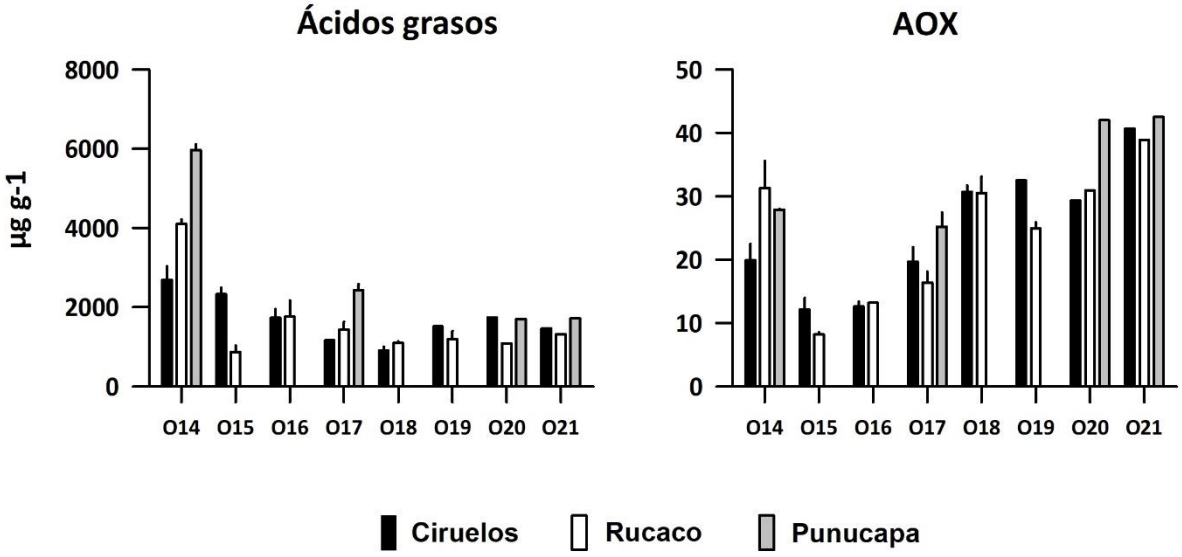


Figura 4.2.19. Concentración de Ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios más desviación estándar.

Análisis estadísticos

La Figura 4.2.20 muestra los resultados del análisis de regresión, llevado a cabo para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de Ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) presentes en los especímenes completos de *Galaxias maculatus*.

Si bien, las concentraciones de Ácidos grasos en puyes presentaron tendencias a disminuir en el tiempo, estas no presentaron significancia estadística ($p<0,05$). Caso contrario, las concentraciones de AOX han presentado un aumento constante desde el año 2014 a la fecha en las tres estaciones, sin embargo, solo los puyes capturados en Ciruelos presentaron concentraciones significativas ($p>0,05$) (Fig. 4.2.20).

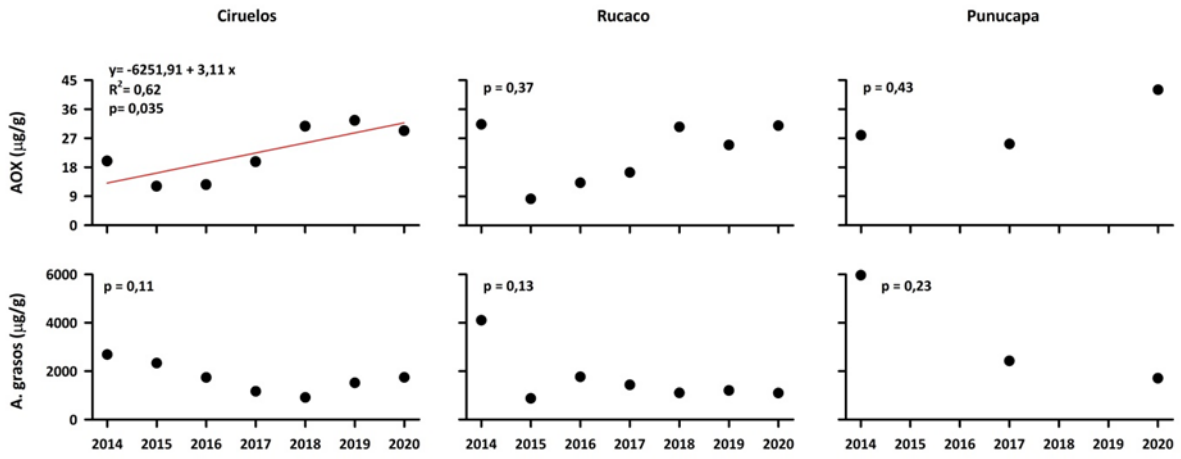


Figura 4.2.20. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de AOX y Ácidos grasos detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Línea roja indica significancia estadística ($p<0,05$).

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

La Tabla 4.2.9 y la Figura 4.2.21 muestran las concentraciones de Dioxinas, Furanos y sus Equivalentes Tóxicos (EQTs), en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2021 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021.

Tabla 4.2.9. Concentraciones de Dioxinas, Furanos y ETQs en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021, y en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios con una desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Campañas	Dioxinas (ng/g)	Furanos (ng/g)	EQTs (ng/g)
Eje central río Cruces	otoño 2014	0,00055 (0,00007)	0,00080 (0,00014)	0,00010 (0,00008)
(sector límnico)	otoño 2015	0,00080 (0,00000)	0,00240 (0,00014)	0,00010 (0,00001)
sector Ciruelos	otoño 2016	0,00060 (0,00014)	0,00040 (0,00014)	0,00009 (0,00005)
	otoño 2017	0,00095 (0,00002)	0,00026 (0,00004)	0,00011 (0,00007)
	otoño 2018	0,00071 (0,00007)	0,00026 (0,00001)	0,00006 (0,00002)
	otoño 2019	0,00117 (0,00047)	0,00099 (0,00124)	0,00010 (0,00012)
	otoño 2020	0,00071	0,00070	0,00013
	otoño 2021	0,00157	0,00061	0,00014
sector Rucaco	otoño 2014	0,00085 (0,00021)	0,00110 (0,00000)	0,00007 (0,00001)
	otoño 2015	0,00175 (0,00007)	0,00215 (0,00092)	0,00010 (0,00009)
	otoño 2016	0,00034 (0,00009)	0,00035 (0,00007)	0,00008 (0,00007)
	otoño 2017	0,00104 (0,00001)	0,00025 (0,00003)	0,00006 (0,00000)
	otoño 2018	0,00071 (0,00022)	0,00044 (0,00037)	0,00009 (0,00004)
	otoño 2019	0,00069 (0,00014)	0,00044 (0,00030)	0,00004 (0,00002)
	otoño 2020	0,00080	0,00066	0,00011
	otoño 2021	0,00115	0,00033	0,00014
Eje central río Cruces	otoño 2014	0,00075 (0,00035)	0,00140 (0,00014)	0,00035 (0,00007)
(sector estuarial)	otoño 2017	0,00132 (0,00010)	0,00145 (0,00018)	0,00037 (0,00002)
Sector Punucapa	otoño 2020	0,00084	0,00137	0,00035
	otoño 2021	0,00036	0,00005	0,00003

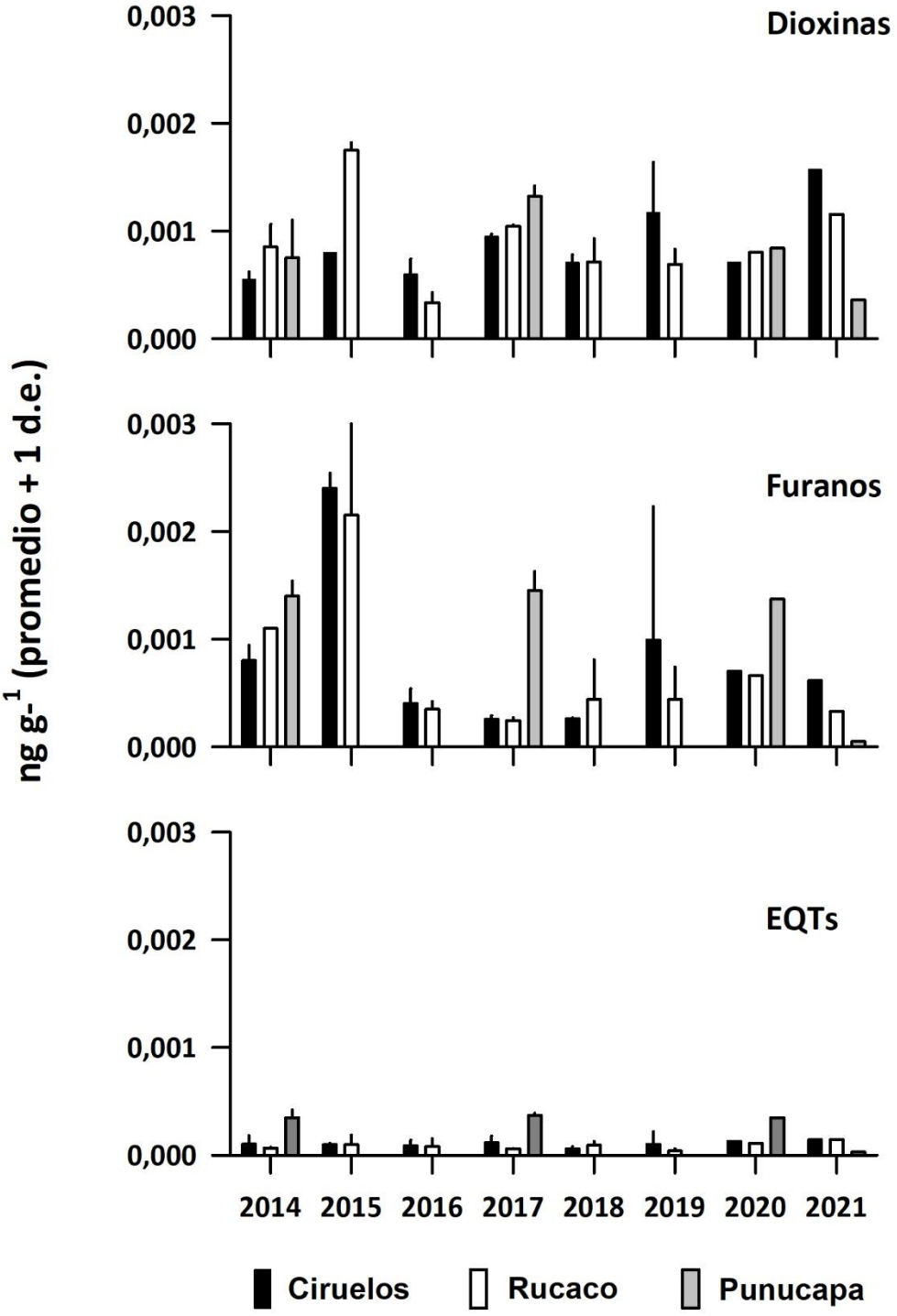


Figura 4.2.21. Concentración de Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos (ETQs) en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021. Los valores son promedios más desviación estándar.

Análisis estadísticos

La Figura 4.2.22 muestra los resultados del análisis de regresión, llevados a cabo para evaluar eventuales tendencias en el tiempo en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos (EQTs) presentes en los tejidos de *Galaxias maculatus*.

No se observan tendencias significativas (p>0,05) en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs detectados en tejidos de puyes capturados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa (Fig. 4.2.22).

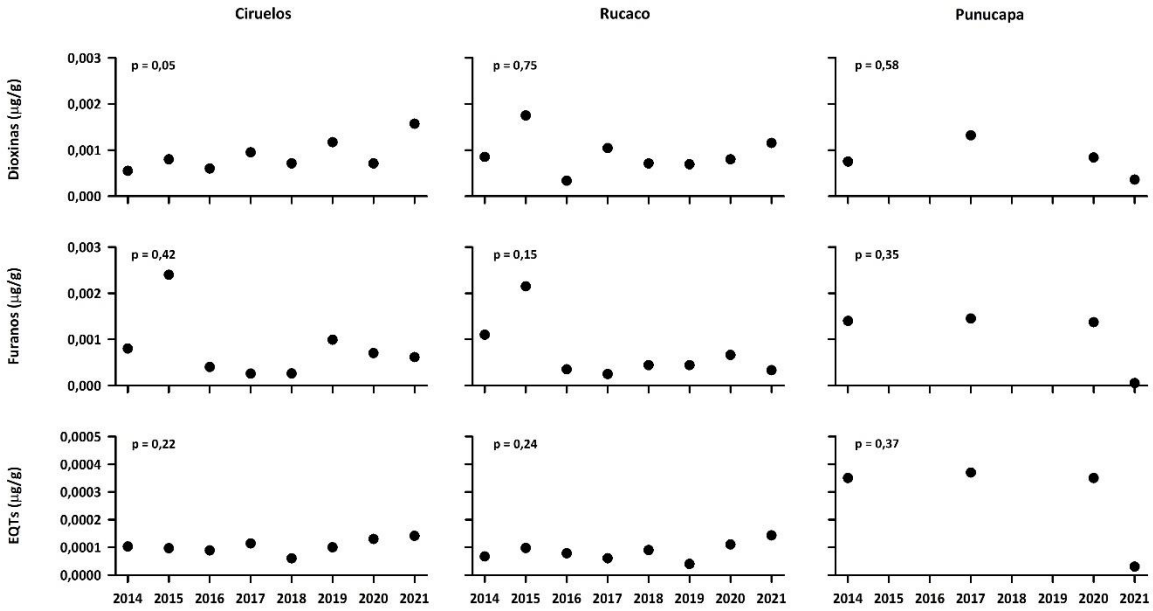


Figura 4.2.22. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos (EQTs) detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020 y 2021.

Comparación con referencia internacional, en las concentraciones de Dioxinas y Furanos detectadas en Puyes durante el Programa de Monitoreo Ambiental del HRC.

Las concentraciones de Dioxinas y Furanos obtenidas de especímenes completos de *Galaxias maculatus* durante el Programa de Monitoreo Ambiental del HRC, presentan un valor promedio de 0,035 WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo y con un rango que va desde 0,002 hasta 0,19 WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo (Tabla 4.2.10). Al comparar estos valores con otros peces con bajo contenido en lípidos como los *Merlucius merlucius* (Merluza) o *Gadus morhua* (Bacalao del atlántico) reportados en Chile, Argentina y el Golfo de Bizacaya, vemos que estas concentraciones se encuentran en un rango similar a peces oceánicos del hemisferio Sur y del hemisferio Norte también. Sin embargo, las concentraciones de referencia son obtenidas en peces de alta mar, por lo tanto, las comparaciones deben realizarse con cautela (Tabla 4.2.10).

Al examinar datos de peces de ríos con influencia urbana, de áreas con actividad industrial como por ejemplo *Blicca bjoerkna* (Besugo blanco), *Abralis brama* (Besugo común) o *Esox Lucius* (Lucio del norte), vemos que los valores obtenidos para zonas rurales están en un rango similar (Río Oder), pero cuando vamos a ríos impactados antropogenicamente o en zonas urbanas como el caso del Río Vístula, los valores obtenidos durante el Programa de Monitoreo son entre uno y dos órdenes de magnitud menores a lo descritos en esos lugares (Mikolajczyk *et al*., 2020). Por lo que podríamos considerar que los valores en las concentraciones de Dioxinas y Furanos, registradas en puyes del río Cruces, se encuentran dentro de un rango aceptable (Tabla 4.2.10).

Con respecto a la regulación internacional por la que se rigen los límites de seguridad para concentraciones de WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo, que se introdujo en noviembre de 2006 mediante el Reglamento 199/2006. Los niveles encontrados expresados como WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo oscilaron entre 0,02 y 0,19 WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} de peso húmedo, lo que al compararse con el nuevo nivel máximo de 8 WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo nos da información de que los

niveles encontrados están muy por debajo del nivel recomendado (Comisión Europea, 2006).

Tabla 4.2.10. Comparación entre las concentraciones de Dioxinas y Furanos de *Galaxias maculatus* del río Cruces y especies de otras latitudes.

Especie	Año	N	WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo						
			Promedio	SD	mediana	Min	Max	Localización	Referencia
Galaxyas maculatus	**2014**	**6**	0,022	0,016	0,014	0,009	0,051	río Cruces Valdivia, Chile	Informe PMHRC 2014-2019
	2015	**5**	0,016	0,010	0,013	0,007	0,032		
	2016	**5**	0,014	0,010	0,012	0,004	0,026		
	2017	**5**	0,074	0,088	0,023	0,012	0,190		
	2018	**5**	0,061	0,072	0,019	0,009	0,163		
	2019	**5**	0,025	0,021	0,024	0,002	0,046		
Merlucius merlucius	**1998**	**1**	0,005	-	-	-	-	Chile	Karl et al., 2006
	1998	**1**	0,006	-	-	-	-	Argentina	
Gadus morhua	**1995**	**1**	0,086	-	-	-	-	Francia	
	1997	**8**	0,041	-	-	0,020	0,070	Noruega	
	1995	**5**	0,054	-	-	0,040	0,070	Mar del Norte	
Blicca bjoerkna	**2020**	**3**	2,070	0,170	-	1,180	2,230	Polonia (río Vistula) urbanizado	Mikolajczyk et al., 2020
Abramis brama	**2020**	**6**	7,280	1,880	-	5,400	9,270	Polonia (río Vistula) urbanizado	
Abramis brama	**2020**	**2**	0,710	0,340	-	0,300	1,350	Polonia (río Oder) rural	
Esox lucius	**2020**	**2**	0,300	0,010	-	0,300	0,310	Polonia (río Oder) rural	

Presencia & ausencia de Dioxinas y Furanos

La Tabla 4.2.11 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los puyes de Ciruelos y Rucaco, durante el período 2014-2021, y en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021, ordenados de mayor a menor toxicidad. Ese número es en relación al número total de muestreos: 8 en Ciruelos y Rucaco; 4 en Punucapa. A su vez, la Figura 4.2.23 muestra las concentraciones anuales de las Dioxinas y Furanos 2.3.7.8 (TCDD y TCDF, respectivamente) y 1.2.3.7.8 (PeCDD y PeCDF, respectivamente) en los puyes estudiados.

La Dioxina 2.3.7.8 (TCDD) se detectó en peces de Ciruelos y Rucaco en cuatro muestreos (2017, 2018, 2020 y 2021), y en Punucapa durante los tres primeros años de estudio (2014, 2017 y 2020). Durante el año 2021, está Dioxina no fue detectada en esta

estación. A la vez que la Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en Ciruelos (3 muestreos), Punucapa (2 muestreos) y Rucaco (1 muestreo), desde el año 2018 a la fecha esta Dioxina no ha sido detectada en puyes recolectados en el área de estudio (Tabla 4.2.11 y Figura 4.2.23). En general, el resto de las dioxinas detectadas tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que las dos anteriormente mencionadas (Tabla 4.2.11).

Los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en Ciruelos y Rucaco en todos los muestreos del período 2014-2021, excepto durante los años 2017 y 2021 donde el Furano 1.2.3.7.8 (PeCDF) no fue detectado en puyes de Rucaco y Ciruelos, respectivamente. En Punucapa estos compuestos fueron detectados en todos los años de estudio, 2014, 2017, 2020 y 2021. (Tabla 4.2.11 y Figura 4.2.23). En general, el resto de los Furanos detectados tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que los dos anteriormente mencionados (Tabla 4.2.11).

Tabla 4.2.11. Número de detecciones de Dioxinas y Furanos en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2021, y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021. El número de muestreos durante el mismo fue 8 y 4, respectivamente (muestreos realizados durante abril de cada año). L = sector límnico, EE = eje estuarial y central HRC.

sectores	**L**		**EE**
estaciones	**Ciruelos**	**Rucaco**	**Punucapa**
Dioxinas & congéneres			
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo *Dioxina* (TCDD)	4	4	3
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Dioxina (PeCDD)	3	1	2
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	3	1	2
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	5	4	3
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	5	3	3
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Dioxina (HpCDD)	6	7	3
OCDD Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	8	8	4
Furanos & congéneres			
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo Furano (TCDF)	8	8	4
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	7	7	4
2.3.4.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	7	7	4
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	4	4	1
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	4	4	1
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	2	4	
2.3.4.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HXCDF)	3	2	1
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	5	6	3
1.2.3.4.7.8.9 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	2	2	
OCDF Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	5	4	

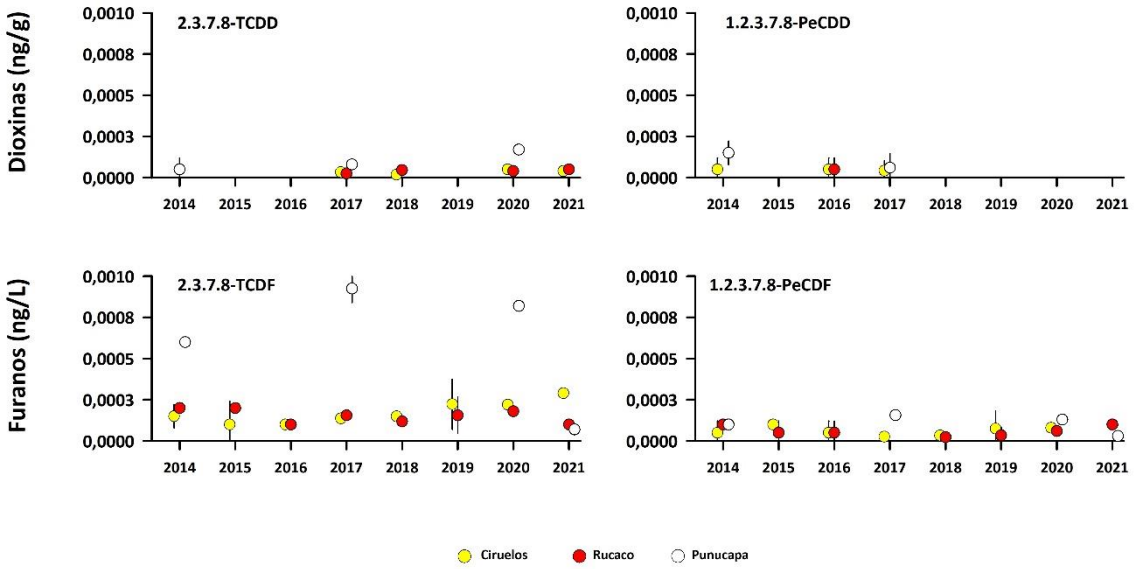


Figura 4.2.23. Concentraciones de las Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (paneles superiores) y los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (paneles inferiores) en puyes del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar. En algunos casos no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas.

CONCLUSIONES

• En total se recolectaron doce especies de peces (siete nativas y cinco introducidas) durante todo el período de estudio. El Puye, la Gambusia, la Pocha, el Bagrecito y la Lamprea de bolsa, fueron las especies con las mayores frecuencias de aparición en los muestreos, a la vez que la Tenca y la Carpa fueron los peces con menor representación.

• En general, se observó mayor riqueza de especies durante las campañas de otoño, con la excepción de la campaña de primavera del año 2020 y en el sector límnico (Ciruelos y Rucaco).

• Durante el período 2014-2021, los valores más altos y más bajos de abundancias totales promedio de peces, se registraron en Ciruelos (*circa* 44 especímenes) y Calle Calle (*circa* 11 especímenes). Las abundancias generales de los peces fueron más altas durante los muestreos de otoño.

• Las abundancias promedio más altas de puyes, se registraron en Ciruelos (*circa* 32 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en el río Pichoy y Calle Calle (*circa* 7 y 8 especímenes, respectivamente).

• Las abundancias promedio más altas de Gambusias, se registraron en el río Pichoy (*circa* 13 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en Ciruelos, Rucaco y Calle Calle.

• Los valores promedio más altos de riqueza de especies ocurrieron en Ciruelos y Rucaco (*circa* 3 y 4 especies, respectivamente), a la vez que los valores más bajos se detectaron en Punucapa y Calle Calle (*circa* 2 especies en cada una de estas estaciones).

• El análisis de los tamaños corporales de los puyes muestra cambios estacionales notorios: desde el otoño a la primavera, las frecuencias de tallas más bajas (< 5 cm) desaparecen o disminuyen en abundancias, quedando en general solo especímenes con tallas superiores a los 5 cm y en abundancias más bajas que las observadas durante el otoño.

• Los metales pesados más abundantes detectados en tejidos del Puye fueron Hierro, Aluminio y Zinc. El Cobre, Plomo y Mercurio fueron detectados en bajas concentraciones. No se detectó Cadmio en los peces recolectados en el área de estudio.

• Aun cuando no se detectaron tendencias interanuales significativas ($p>0,05$) en las concentraciones de la mayoría de los metales pesados detectados en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa, el Cobre y el Mercurio presentaron un aumento significativo ($p=0,03$) en el tiempo, durante el periodo 2014-2021, el primero en Ciruelos y Rucaco y el segundo solo en Rucaco.

• La comparación de las concentraciones de Ácidos grasos en el área de estudio, no presentaron tendencias definidas significativas ($p>0,05$) en el tiempo. Las concentraciones de AOX en puyes recolectados en Ciruelos, presentan un aumento significativo ($p=0,01$) durante el periodo de estudio 2014-2021.

• El análisis de Dioxinas, Furanos y EQTs en puyes recolectados en Ciruelos y Rucaco durante el período 2014-2021, y Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020 y 2021, no presentan tendencias definidas en el tiempo.

• La Dioxina 2.3.7.8 (TCDD) se detectó en puyes de Ciruelos y Rucaco durante las campañas de los años 2017, 2018, 2020 y 2021. A su vez, esta Dioxina apareció en Punucapa durante los años 2014, 2017 y 2020, no se detectó durante la campaña 2021. La Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en peces de Ciruelos durante los años 2014, 2016 y 2017; en Punucapa durante los años 2014 y 2017 y en Rucaco solo el año 2016. Desde el año 2018 a la fecha, esta Dioxina no se ha vuelto a detectar en puyes del área de estudio.

• Se detectó la presencia de los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF en los puyes recolectados en todas las estaciones y años de muestreo, excepto en Ciruelos durante esta última campaña.

REFERENCIAS

Aguilar I (2005) Estimación y monitoreo de los peces como indicadores del uso sostenible del agua en cuencas hidrológicas. Revista Digital Universitaria UNAM, México DF, vol 6, p 14.

Arismendi I, Penaluna B (2009) Peces nativos en aguas continentales del sur de Chile, Iniciativa Científica Milenio (ICM), p 53.

Arratia G (1981) Géneros de peces de aguas continentales de Chile. Museo Nacional de Historia Natural, Chile 34:1-108.

Arratia G (1987) Description of the primitive family Diplomystidae (siluriformes, Teleostei, Pises): morphology, taxonomy and phylogenetic implications. Bonner Zoologische Monographien N° 24. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn.

Boulton A (1999) An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater Biology 41(2):469-479.

Campos H (1982) Sistemática del género Cheirodon (Pisces: Characidae) en Chile, con descripción de una nueva especie. Análisis de multivarianza. Studies in Neotropical Fauna and Environment 17(2-3):129-162.

Campos H (1984) Los géneros de Atherinidos (Pises: Atherinidae) del sur de Sudamerica. Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales 13:71-84.

Campos H, Ruiz V, Gavilan JF, Alay F (1993) Pesci del fiume Biobío. Pubblicazione di divulgazione, vol 5:7-100.

Campos H, Gavilan J (1996) Diferenciación morfológica entre Percichthys trucha y Percichthysmelanops (Perciformes: Percichthyidae) entre 36° y 41° LS (Chile y Argentina), a través de análisis multivariados. Gayana Zoología 60(2):99-120.

Chediack S (2009) Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿Para qué?. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, p 90.

Comisión Europea. 2006. amending Regulation (EC) No 466/2001 setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs as regards dioxins and dioxin-like PCBs. Oficial Journal of the European Union, 32/34-32/38.)

Cowx IG, Collares-Pereira MJ (2002) Freshwater fish conservation: options for the future. Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future 443-452.

Davis WS, Simon TP (1995) Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC Press, Florida, p 432.

Dyer BS (1997) Phylogenetic revision of Atherinopsinae (Teleostei: Atherinopsidae), with comments on the systematics of the South American freshwater fish genus Basilichthys Girard. Museum of Zoology University of Michigan, Miscellaneous Publications 185:1-64
Dyer BS (2000) Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. Estudios Oceanológicos 19:77-98.

Faush KD, Lyons J, Karr JR, Angermeier PL (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium 8(1):123-144.

Habit E, Dyer B, Vila I (2006) Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. Gayana Concepción 70(1):100-113.

Karl, H., Ruoff, U., and Blüthgen, H. 2002. Levels of dioxins in fish and fishery products on the German market. Chemosphere. 49(7), 765-773, doi: 10.1016/S0045-6535(02)00399-5.

Kestemont P, Dider J, Depiereux E, Micha JC (2000) Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. Archives für Hydrobiologie Supplement 121(3):321-348.

Mcdowall RM, Taylor MJ (2000) Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. Environmental Management 25(4):357-374.

Mikolajczyk, S., Warenik-Bany, M., Maszewski, M., and Pajurek, M. 2020. Dioxins and PCBs – Environment impact on freshwater fish contamination and risk to consumers. Env. Poll, 236 (B), 1-11, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114611.

Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher JP (2002) Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. Freshwater Biology 47(9):1720-1734.

Paller M, Reichert M, Dean J, Seigle J (2000) Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. Ecological Engineering 15:S171-S187.

Pequeño G (1981) Peces de las riberas estuariales del Río Lingue, Chile. Cahiers de Biologie Marines Roscoff 22:141-163.

Ruiz VH, Marchant M (2004) Ictiofauna de aguas continentales de Chile. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, p 356.

Scott MC, Hall Jr LW (1997) Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. Transactions of the American Fisheries Society 126(3):349-360.

Soto-Galera E, Díaz-Pardo E, López-López E, Lyons J (1998) Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. Aquatic Ecosystem Health & Management 1(3-4):267-276.

Spacie A, Hamelink JL (1979) Dynamics of trifluralin accumulation in rivers fishes. Environmental Science and Technology 13(7):817-822.

Velázquez-Velázquez E, Vega-Cendejas ME (2004) Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. Biodiversitas 57:12-15.

Vila I, Fuentes L, Contreras M (1999) Peces límnicos de Chile. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural 48:61-75.

Vila-Gispert A, García-Berthou E, Moreno-Amich R (2002) Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects of human disturbances. Aquatic Sciences 64(2):163-170.

Wang L, Lyons J, Kanehi P, Bannerman R, Emmons E (2000) Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. Journal of the American Water Resources Association 36(5):1173-1175.

Wichert G, Rapport D (1998) Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. Environmental Management 22(3):425-443.

4.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS

ANTECEDENTES

Los sedimentos no consolidados (gravas, arenas, fangos y combinaciones de estos) que forman parte del fondo o del lecho de áreas costeras y ribereñas, presentan un alto dinamismo físico, debido principalmente al movimiento del agua. Estos sedimentos sustentan una variada fauna de macroinvertebrados bentónicos, (o macroinfauna bentónica) cuyas abundancias poblacionales y riqueza de especies, están estrechamente relacionadas a las características físicas de los mismos (*e.g*., Anderson *et al*., 2004; Gray, 1974).

Los macroinvertebrados bentónicos son frecuentemente utilizados como indicadores ambientales de integridad biológica, además de ser empleados para evaluar la calidad del agua e identificar causas de alteraciones ambientales, tanto en ambientes lénticos (lagos) o lóticos (ríos) (*cf*. Rhoads & Boyer, 1982). Las respuestas poblacionales de estos organismos están en función a efectos sinérgicos o antagónicos del pasado reciente (*e.g.,* contaminantes agrícolas, domésticos, industriales, mineros), que influyen adversamente sobre las funciones fisiológicas, bioquímicas y reproductivas de las especies. Adicionalmente, el análisis de los cambios en la estructura de la comunidad (*i.e.,* riqueza de especies y abundancias) y la función de estos macroinvertebrados bentónicos permite conocer tendencias de cambios temporales en el ambiente acuático.

En este Capítulo se analizan los resultados del Programa Actualizado de Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios 2020-2023 en cuanto a estructura comunitaria de la macroinfauna de fondos sedimentarios se refieren. Estos resultados se comparan, además, con los obtenidos durante el Programa de Monitoreo Ambiental (abril 2015 - marzo 2020) y durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015).

OBJETIVOS

- Estudiar la distribución espacial de la macroinfauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos sedimentarios submareales del HRC, durante el otoño y primavera del año 2021.
- Analizar la riqueza de especies y abundancia de la macroinfauna durante el mismo período.
- Estudiar la relación entre esa macroinfauna y la textura, potencial redox y el contenido de materia orgánica del sedimento durante el año 2021.
- Analizar relaciones fauna & sedimento.
- Comparar los resultados obtenidos durante las campañas de otoño y primavera del año 2021 con los datos obtenidos durante los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

METODOLOGIAS

Obtención de las muestras de macroinfauna y sedimentos

Los muestreos de la macroinfauna bentónica se realizaron los días 15 de junio y 26 de octubre (campaña de otoño y primavera respectivamente) en los tres sitios de estudio que se muestran en la Figura 4.3.1: río Cruces, sectores Fuerte San Luis y Punucapa y río Pichoy, tributario del HRC. Los muestreos diseñados para análisis de textura, contenido de materia orgánica, pH y potencial redox del sedimento, se realizaron en las mismas estaciones seleccionadas para obtención de la macroinfauna bentónica.

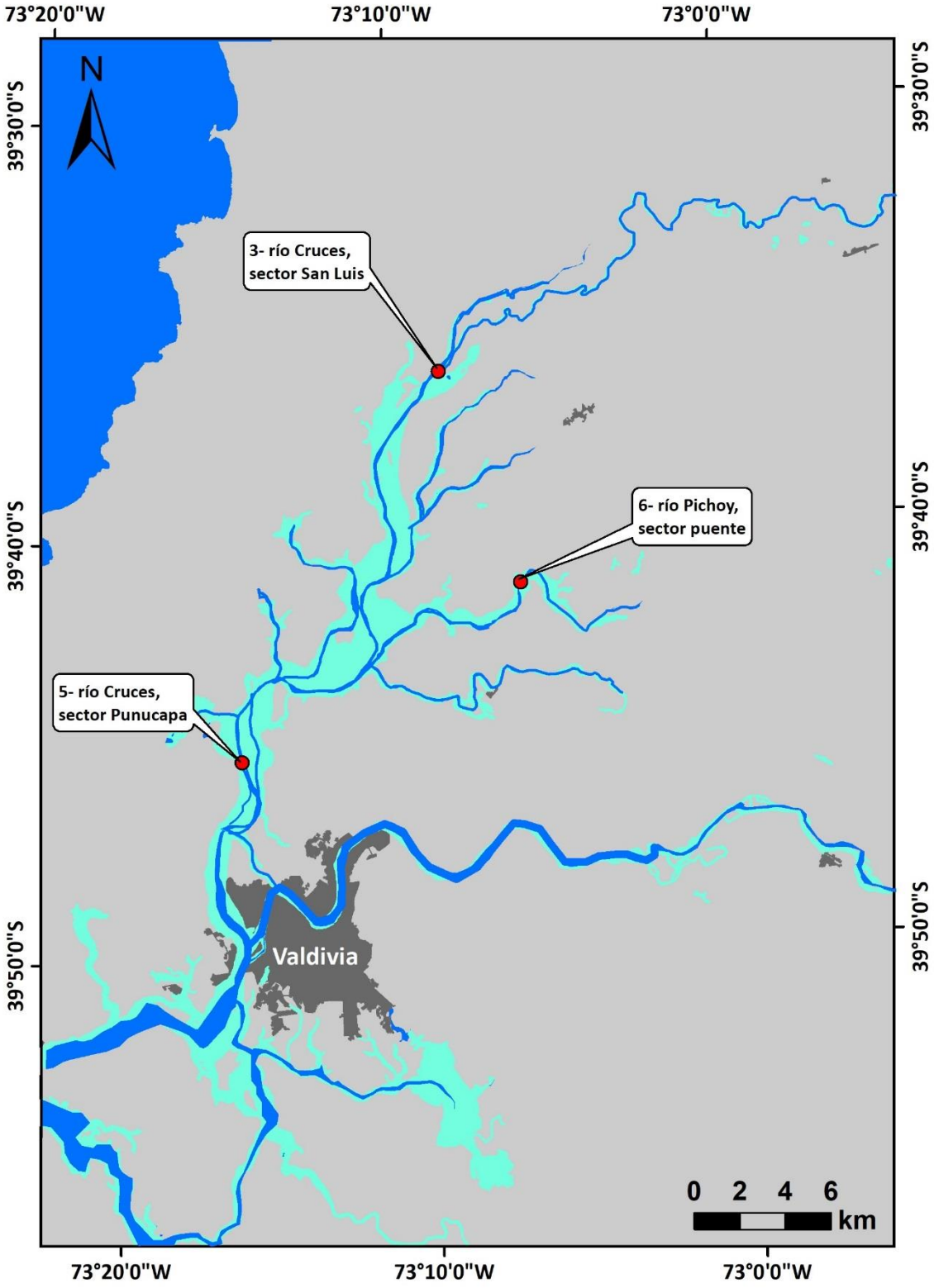


Figura 4.3.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el estudio de la macroinfauna bentónica de fondos sedimentarios submareales.

Los muestreos se realizaron a aproximadamente dos metros de la ribera de cada sitio de muestreo (*circa* 2 m de profundidad) mediante buceo semiautónomo con sistema Hooka. Este es un sistema que entrega aire al buzo desde una máquina instalada a bordo de una embarcación. La máquina está constituida por un motor de combustión interna o compresor que toma aire del ambiente, lo introduce en un tanque y por medio de un regulador de presión, lo envía vía una manguera plástica al buzo.

Se utilizaron cilindros plásticos de 7,5 cm de diámetro enterrados a una profundidad de aproximadamente 10 cm en el sedimento. Estos cilindros fueron cubiertos con tapas (en ambos extremos) previamente marcados y llevados por el buzo a la embarcación de muestreo. Se obtuvieron cuatro réplicas para análisis de sedimento y cuatro para análisis de macroinfauna bentónica.

Tratamiento preliminar de las muestras y mediciones *ex situ* pH y redox

El sedimento recolectado manualmente para los análisis texturales se guardó en frío en bolsas plásticas previamente rotuladas. Las cuatro muestras recolectadas para análisis de macroinfauna, se mantuvieron en formalina con agua del ambiente natural al 10%, para posteriormente ser filtradas en mallas de 500 µm de trama. El residuo se conservó para su posterior identificación y recuento de macroinvertebrados bentónicos bajo lupa estereoscópica modelo Olympus S251. La identificación de los taxa se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible. En cada uno de los sitios de muestreo se recolectaron además sedimentos para mediciones de pH y potencial de óxido reducción (redox). Para ello se utilizó una sonda multiparamétrica Orion Star A221 con sonda Hanna Instrument Hi 3230 para mediciones *ex situ* enterrada a una profundidad de 3 cm en el sedimento.

Textura, granulometría de la arena y contenido de materia orgánica del sedimento

Los análisis texturales se realizaron siguiendo la metodología de tamizado en húmedo (Anderson *et al*., 1981). Una porción de las muestras se tamizó en húmedo a través de

coladores de 2000 y 63 µm de abertura de trama, para separar las fracciones grava (partículas de diámetro mayor a 2 mm), arena y agregados biogénicos (partículas entre 2000 y 63 µm) y fango (partículas inferiores a 63 µm). La fracción arena y agregados biogénicos se trató con ultrasonido durante 30 minutos y se tamizó a través de un colador de 63 µm, con el objetivo de separar la fracción arena de los agregados biogénicos. Estos últimos están representados primariamente por agregados fecales y restos de tubos habitacionales de gusanos anélidos. Posteriormente, estas fracciones se secaron (60°C por 24 horas) e incineraron (550°C por 6 horas). A partir de cálculos de diferencia de peso, se determinaron los porcentajes de materia orgánica (materia orgánica carbonosa o combustible) para cada una de las fracciones (Byers *et al.,* 1978).

La suspensión coloidal con el fango obtenido en el segundo tamizado se dejó decantar. El fango decantado se enrasó en probetas de un 1 litro; luego se homogenizó por agitación vertical para obtener una alícuota de 20 ml a 20 cm de la superficie de la suspensión. Esta alícuota se secó (60°C por 24 horas) e incineró (550°C por 6 horas). Posteriormente, se determinó el porcentaje de materia orgánica para cada una de las réplicas mediante cálculos de diferencias de peso (Byers *et al*., 1978).

La fracción arena se analizó granulométricamente por medio de velocidad de decantación de las partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973), estimándose el estadígrafo tamaño medio de la partícula de arena.

Análisis estadísticos

Para evaluar eventuales diferencias en las características texturales, granulométricas, contenido de materia orgánica, pH y redox de los fondos sedimentarios estudiados, se llevaron a cabo análisis de regresión lineal entre valores porcentuales y tiempo; cuando la prueba evidenció diferencias significativas en el tiempo ($p \leq 0,05$), estás fueron expuestas en las figuras correspondientes a la variable analizada con su respectivo valor de R^2 y p.

Las abundancias de la macroinfauna de cada sitio se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies e Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977). Estos parámetros fueron sometidos a los mismos análisis de correlación descritos anteriormente.

Relaciones fauna-sedimento

Las relaciones fauna-sedimento en el área de estudio se analizaron mediante análisis de correlación múltiple. El objetivo de este análisis es evaluar el grado de relación entre el número de especies, diversidad, abundancia total de la macroinfauna (parámetros biológicos) y las características sedimentológicas.

RESULTADOS

Textura, granulometría de la arena, contenido de materia orgánica total, pH y potencial de óxido reducción en los fondos sedimentarios

Las Tablas 4.3.1 a 4.3.5 muestran los valores porcentuales de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, en los sedimentos analizados. A su vez, las Tablas 4.3.6 a 4.3.8 presentan los valores de tamaño medio de las partículas de arena, pH y redox correspondientes a la campaña realizada durante el otoño y la primavera del año 2021.

Grava

Esta fracción textural (>2000 µm) no estuvo presente durante las campañas de otoño y de primavera 2021, en ninguno de los sedimentos de los sitios de estudio (Tabla 4.3.1). Desde el año 2014, esta fracción ha estado escasamente representada en los sedimentos (<3%). Sin embargo, en la primavera del año 2015 y en el sector de Punucapa se registró un valor tan alto como 32,1% (Tabla 4.3.1). No se detectó una tendencia inter-

anual significativa (p>0,05) al aumento o disminución de la grava en los sedimentos analizados (Fig. 4.3.2).

Tabla 4.3.1. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, el otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Grava (%)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2015	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2015	0,0 (0,0)	32,1 (41,0)	0,0 (0,0)
otoño 2016	0,4 (0,2)	0,2 (0,1)	0,0 (0,0)
primavera 2016	0,0 (0,0)	1,1 (2,1)	0,3 (0,5)
otoño 2017	1,4 (1,6)	0,3 (0,4)	0,0 (0,0)
primavera 2017	0,4 (0,5)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)
otoño 2018	1,0 (0,9)	0,3 (0,4)	0,1 (0,2)
primavera 2018	0,9 (1,4)	0,1 (0,1)	0,3 (0,4)
otoño 2019	3,0 (5,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2019	0,1 (0,3)	0,2 (0,2)	0,0 (0,0)
invierno 2020	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2021	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2021	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

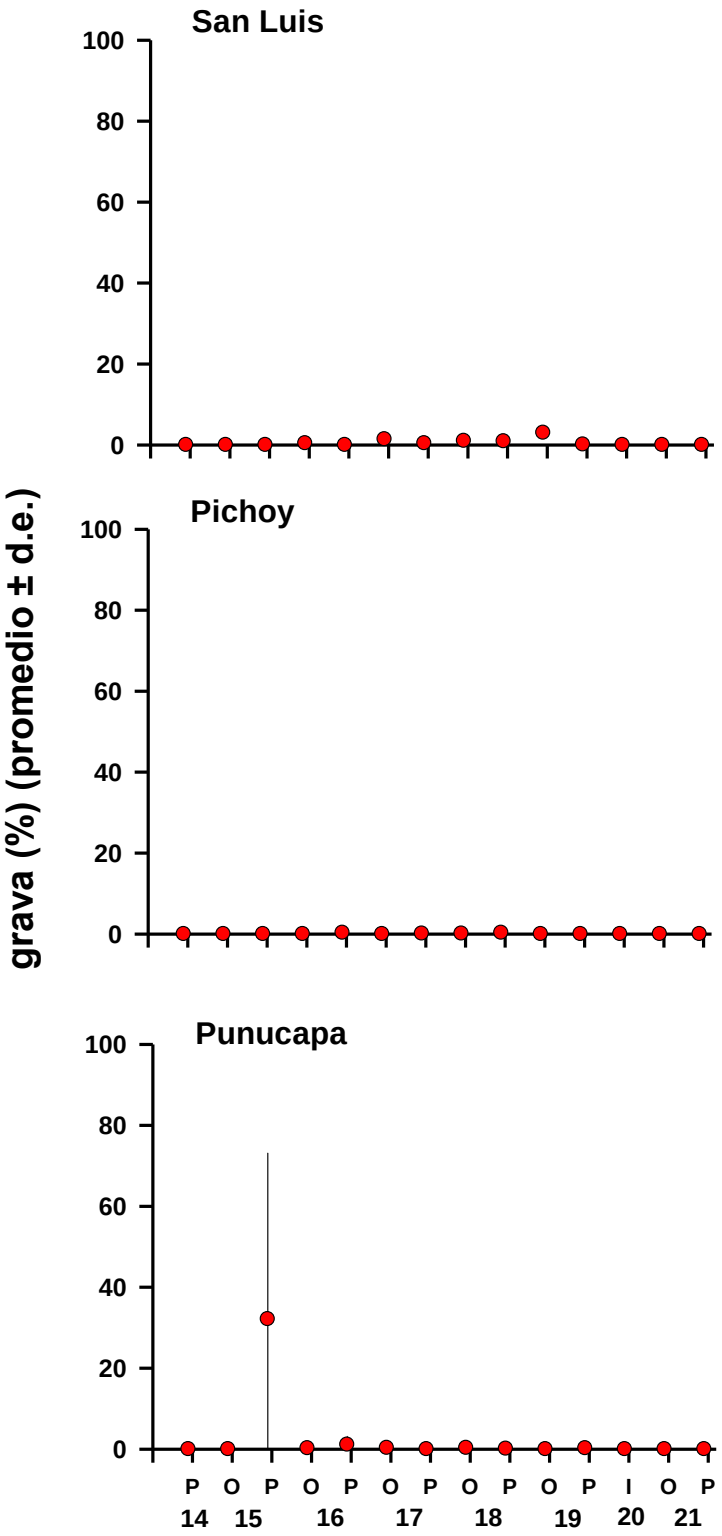


Figura 4.3.2. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Arena

Durante la campaña del año 2021, la fracción textural arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 µm), presentó su mayor valor porcentual en el río Pichoy (49,1%) durante la campaña de primavera (Tabla 4.3.2), valor no tan alto como los ocurridos durante la primavera del año 2014 y otoños de los años 2015, 2018 (>70%). El sector de Punucapa en cambio, ha sido el que ha presentado las proporciones más bajas de arena (Tabla 4.3.2).

La Figura 4.3.3 muestra la variabilidad inter-anual en los valores porcentuales de arena en los sedimentos analizados; se observaron tendencias inter-anuales significativas a la disminución ($p<0,05$) en los sedimentos de orilla del sector de Punucapa.

Tabla 4.3.2. Valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

arena (%)	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	Pu	Pi
primavera 2014	69,1 (14,2)	39,0 (20,8)	77,5 (17,6)
otoño 2015	55,4 (28,3)	50,0 (17,1)	75,9 (14,2)
primavera 2015	31,9 (15,2)	44,1 (29,3)	47,2 (16,6)
otoño 2016	27,3 (19,0)	18,7 (19,9)	11,1 (7,3)
primavera 2016	6,7 (4,8)	19,9 (7,0)	26,6 (7,9)
otoño 2017	30,9 (17,1)	26,4 (7,2)	53,2 (34,4)
primavera 2017	38,1 (13,3)	20,2 (17,4)	29,4 (19,0)
otoño 2018	41,4 (13,3)	13,0 (10,6)	81,9 (26,7)
primavera 2018	44,4 (12,6)	14,6 (9,7)	33,5 (18,6)
otoño 2019	19,5 (11,1)	10,8 (3,7)	66,5 (25,0)
primavera 2019	42,9 (17,2)	11,8 (8,7)	33,5 (39,9)
invierno 2020	19,1 (13,5)	11,7 (2,3)	60,0 (27,0)
otoño 2021	28,1 (1,8)	20,3 (15,6)	11,5 (7,7)
primavera 2021	29,1 (4,9)	11,4 (9,3)	49,1 (23,0)

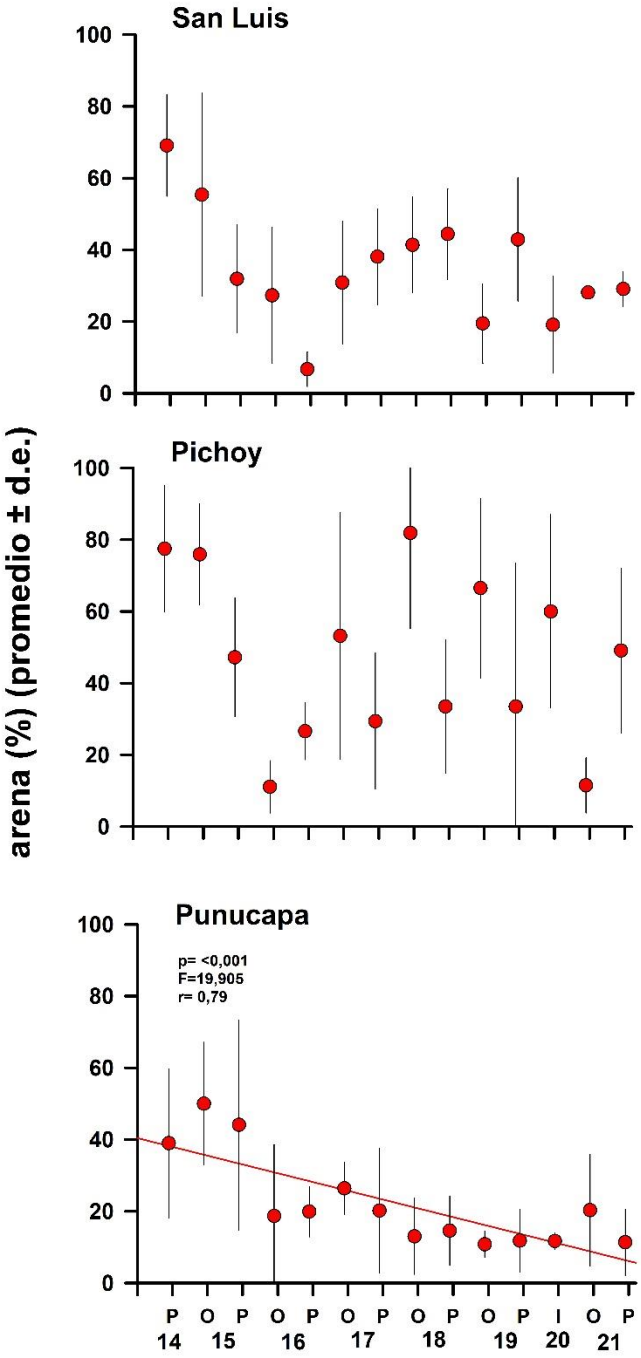


Figura 4.3.3. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R^2 fueron significativos (*i.e.*, en Punucapa).

Fango

Durante el año 2021, la fracción fango (partículas con diámetros inferiores a 63 µm), mostró proporciones altas durante el otoño en el río Pichoy y la primavera en el sector de Punucapa (>80%), en tanto en la primavera del mismo año los sedimentos del río Pichoy registraron el valor porcentual más bajo de fango para este período de muestreo (42,6%) (Tabla 4.3.3). Durante el período 2014-2019, la concentración más alta de fango se registró en el sector Punucapa y durante los dos muestreos del año 2019 (>83%) (Tabla 4.3.3). Por otra parte, la proporción más baja ocurrió en los sedimentos del río Pichoy durante la primavera del año 2014 y el otoño del año 2018 (<15%) (Tabla 4.3.3).

La Figura 4.3.4 muestra la variabilidad inter-anual en los valores porcentuales de fango; se detectó una tendencia inter-anual significativa ($p<0,05$) al aumento de esta fracción en los sedimentos de San Luis y Punucapa.

Tabla 4.3.3. Valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

fango (%)	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	Pu	Pi
primavera 2014	23,2 (15,9)	39,0 (18,9)	11,1 (7,9)
otoño 2015	38,4 (22,6)	48,4 (16,9)	21,7 (13,1)
primavera 2015	50,1 (7,1)	19,3 (19,4)	43,2 (12,1)
otoño 2016	37,4 (11,2)	50,5 (18,3)	54,8 (5,1)
primavera 2016	82,1 (8,2)	63,0 (13,1)	68,2 (9,5)
otoño 2017	36,3 (16,2)	59,2 (7,3)	21,9 (24,3)
primavera 2017	33,6 (9,9)	69,8 (18,9)	52,7 (13,2)
otoño 2018	45,1 (19,7)	79,6 (12,5)	13,8 (24,3)
primavera 2018	47,8 (8,9)	77,0 (11,5)	56,1 (12,3)
otoño 2019	67,7 (10,4)	81,9 (2,4)	28,9 (27,5)
primavera 2019	45,7 (16,9)	83,1 (12,8)	64,5 (40,8)
invierno 2020	73,3 (18,2)	77,2 (5,3)	32,7 (25,9)
otoño 2021	62,4 (2,6)	73,7 (16,4)	83,9 (8,4)
primavera 2021	60,7 (5,1)	83,3 (10,1)	42,6 (24,5)

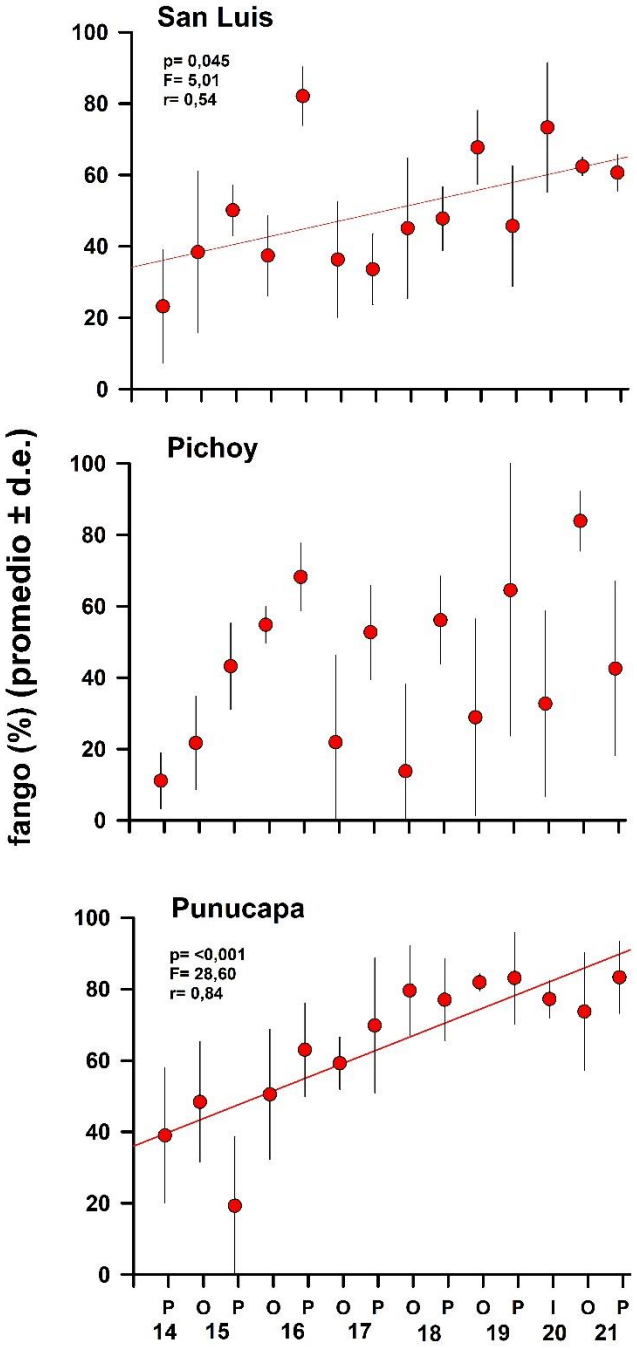


Figura 4.3.4. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R^2 fueron significativos (*i.e.*, en Punucapa).

Agregados biogénicos

Durante el año 2021, los agregados biogénicos presentaron valores similares entre sitios de muestreo (inferiores a 10%), siendo los porcentajes de esta fracción más altos en San Luis y más bajos en Punucapa (Tabla 4.3.4). Los valores de agregados biogénicos más altos se registraron en San Luis durante el período 2014-2020, los valores porcentuales más altos de agregados biogénicos (*circa* 30-35%) se presentaron en los sedimentos de San Luis, Punucapa y Pichoy durante el otoño del año 2016 y en los de San Luis durante el otoño del año 2017 (Tabla 4.3.4). Por el contrario, los valores porcentuales más bajos se presentaron en los sedimentos de Punucapa durante el otoño del año 2015 y en Pichoy durante la primavera del año 2019 (<2%) (Tabla 4.3.4). No se observaron tendencias significativas (p>0,05), al aumento o disminución inter-anual de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio (Fig. 4.3.5).

Tabla 4.3.4. Valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

agregados biogénicos %	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	7,7 (3,7)	18,5 (14,6)	11,4 (10,7)
otoño 2015	6,3 (6,3)	1,7 (1,1)	2,5 (1,5)
primavera 2015	18,1 (13,0)	4,4 (2,1)	9,6 (6,6)
otoño 2016	34,9 (9,6)	30,6 (9,3)	34,1 (5,0)
primavera 2016	11,2 (3,4)	16,0 (4,6)	5,0 (1,3)
otoño 2017	31,5 (3,7)	14,1 (5,2)	24,8 (18,0)
primavera 2017	27,9 (3,4)	10,0 (7,7)	17,8 (11,3)
otoño 2018	12,5 (6,1)	7,1 (6,1)	4,2 (3,5)
primavera 2018	6,9 (3,6)	8,3 (6,8)	7,4 (6,5)
otoño 2019	9,9 (6,7)	7,2 (2,9)	4,6 (3,6)
primavera 2019	11,3 (1,5)	4,9 (4,1)	2,0 (1,0)
invierno 2020	7,6 (5,6)	11,2 (3,9)	7,3 (1,6)
otoño 2021	9,5 (3,2)	6,0 (1,2)	4,6 (2,3)
primavera 2021	10,3 (5,9)	5,3 (1,3)	8,3 (1,8)

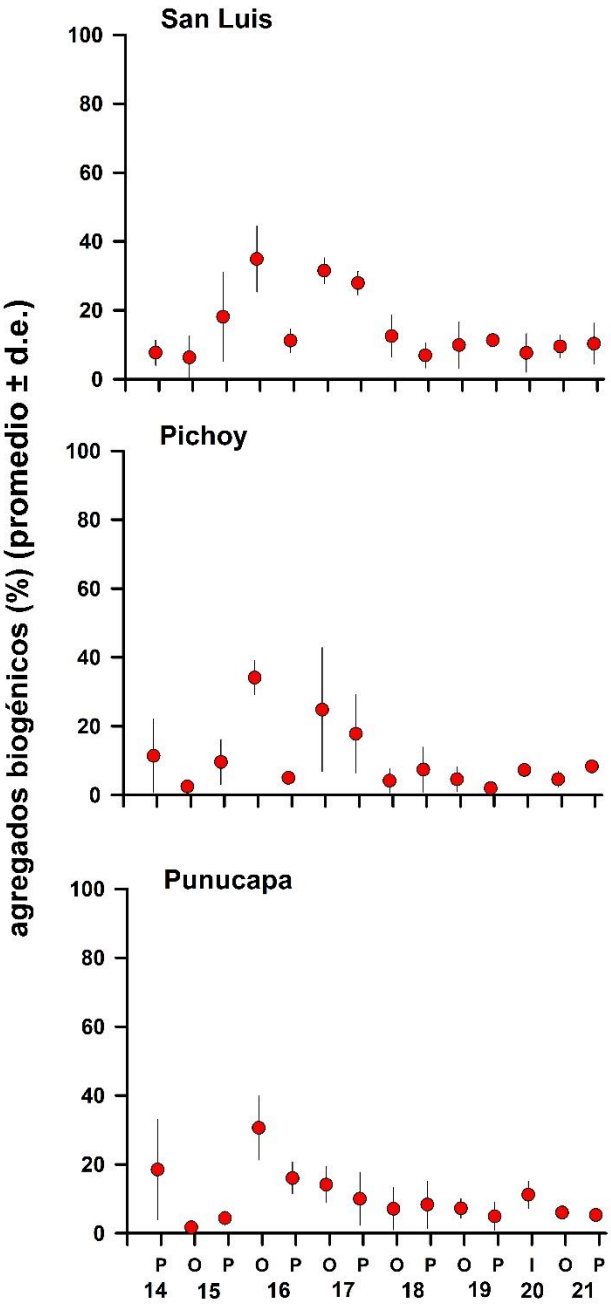


Figura 4.3.5. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1desviación estándar.

Materia orgánica total

Durante el año 2021, los valores promedio de materia orgánica total fueron en general muy similares (>15%), con excepción del valor registrado en el río Pichoy durante la primavera (5,5%). Valor más bajo registrado durante todo el periodo de estudio y similar al ocurrido en otoño del año 2018 (Tabla 4.3.5). Durante el período de estudio (2014-2020), las mayores proporciones de materia orgánica total ocurrieron en el sector San Luis durante la primavera del año 2016 (74,4%), seguido de valores del orden de 30% en Punucapa durante la primavera del año 2017 (Tabla 4.3.5). No se observaron tendencias inter-anuales significativas (p>0,05) al aumento o disminución inter-anual de materia orgánica total en los sedimentos estudiados (Fig. 4.3.6).

Tabla 4.3.5. Valores porcentuales promedio de materia orgánica total en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) con desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

materia orgánica (%)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	14,8 (5,2)	12,7 (2,9	14,3 (10,1)
otoño 2015	15,1 (6,7)	11,6 (1,8)	9,2 (4,2)
primavera 2015	28,5 (2,5)	8,7 (4,5)	16,4 (5,6)
otoño 2016	16,8 (4,3)	16,1 (3,8)	21,6 (5,2)
primavera 2016	74,4 (9,7)	26,2 (7,2)	14,5 (22,5)
otoño 2017	24,0 (3,8)	14,0 (1,1)	16,4 (9,3)
primavera 2017	20,6 (8,7)	31, 8 (37,6)	15,9 (2,2)
otoño 2018	14,3 (1,9)	14,0 (1,5)	5,8 (4,7)
primavera 2018	13,8 (2,4)	13,9 (1,2)	12,3 (7,6)
otoño 2019	15,2 (5,1)	13,5 (1,1)	21,8 (31,0)
primavera 2019	12,4 (0,9)	15,9 (2,5)	7,0 (3,3)
invierno 2020	16,2 (4,1)	18,1 (1,2)	3,8 (3,0)
otoño 2021	10,2 (2,1)	11,1 (3,4)	14,1 (6,9)
primavera 2021	12,4 (1,5)	11,5 (3,7)	5,5 (1,6)

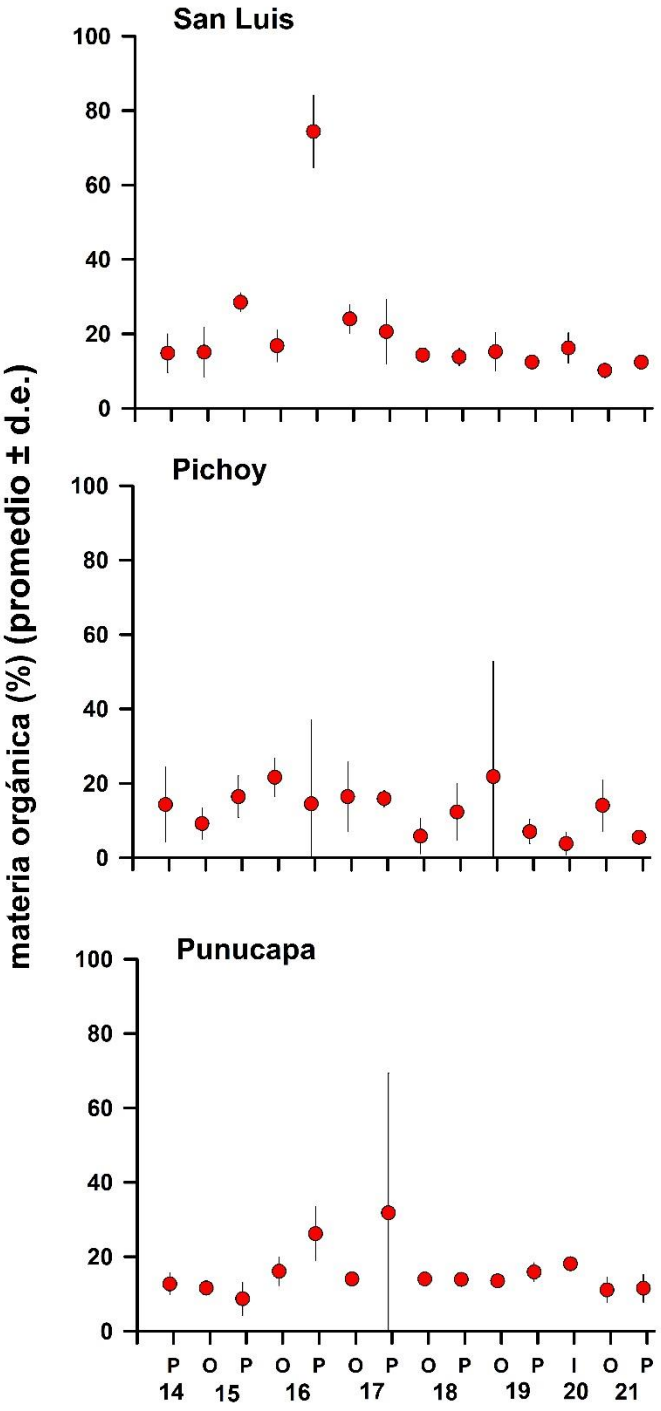


Figura 4.3.6. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de materia orgánica total contenida en los sedimentos de orilla del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 el invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Tamaño medio de la partícula de arena

Las partículas de arenas contenidas en los fondos sedimentarios analizados durante el año 2021 presentaron tamaños de partículas similares en las distintas estaciones (Tabla 4.3.6). Los sedimentos presentaron primariamente partículas de tamaño fino (125-250 µm; *cf.*, Folk, 1980) (Tabla 4.3.6).

En general, durante todo el periodo de estudio se observan partículas cuyos tamaños caen en el rango de arenas finas y medias (250-500 µm; *cf.*, Folk, 1980), aun cuando desde el año 2020 se observan que los sedimentos presentaron primariamente partículas de tamaño fino (125-250 µm; *cf.*, Folk, 1980) (Tabla 4.3.6).

La variabilidad inter-anual del tamaño medio de la partícula de arena mostró tendencias inter-anuales significativas ($p<0,05$) a la disminución, en los sedimentos del sector de San Luis y Pichoy (Fig. 4.3.7).

Tabla 4.3.6. Valores porcentuales promedio de tamaños de las partículas de arena en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. * = una sola réplica. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

tamaño de la arena (µm)	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	Pu	Pi
primavera 2014	237,9 (49,5)	253,3 (131,1)	237,9 (49,5)
otoño 2015	279,9 (31,5)	207,5 (107,5)	279,9 (31,5)
primavera 2015	340,8*	389,3 (176,1)	340,8*
otoño 2016	245,5 (86,8)	118*	245,5 (86,8)
primavera 2016	201*	237*	201*
otoño 2017	216,5 (45,0)	207,6 (42,4)	216,5 (45,0)
primavera 2017	235,2 (21,3)	169,2 (18,4)	235,2 (21,3)
otoño 2018	202,2 (25,9)	292,9 (180,6)	202,2 (25,9)
primavera 2018	187,8 (11,6)	168,9 (11,5)	187,8 (11,6)
otoño 2019	155,2 (26,4)	227,6 (221,3)	155,2 (26,4)
primavera 2019	219,4 (36,7)	277,5 (187,2)	219,4 (36,7)
invierno 2020	191,9 (17,9)	123,6 (7,1)	261,6 (24,0)
otoño 2021	139,6 (2,3)	145,4 (2,8)	143,0 (8,1)
primavera 2021	170,5 (29,2)	140,0 (6,0)	135,2 (6,5)

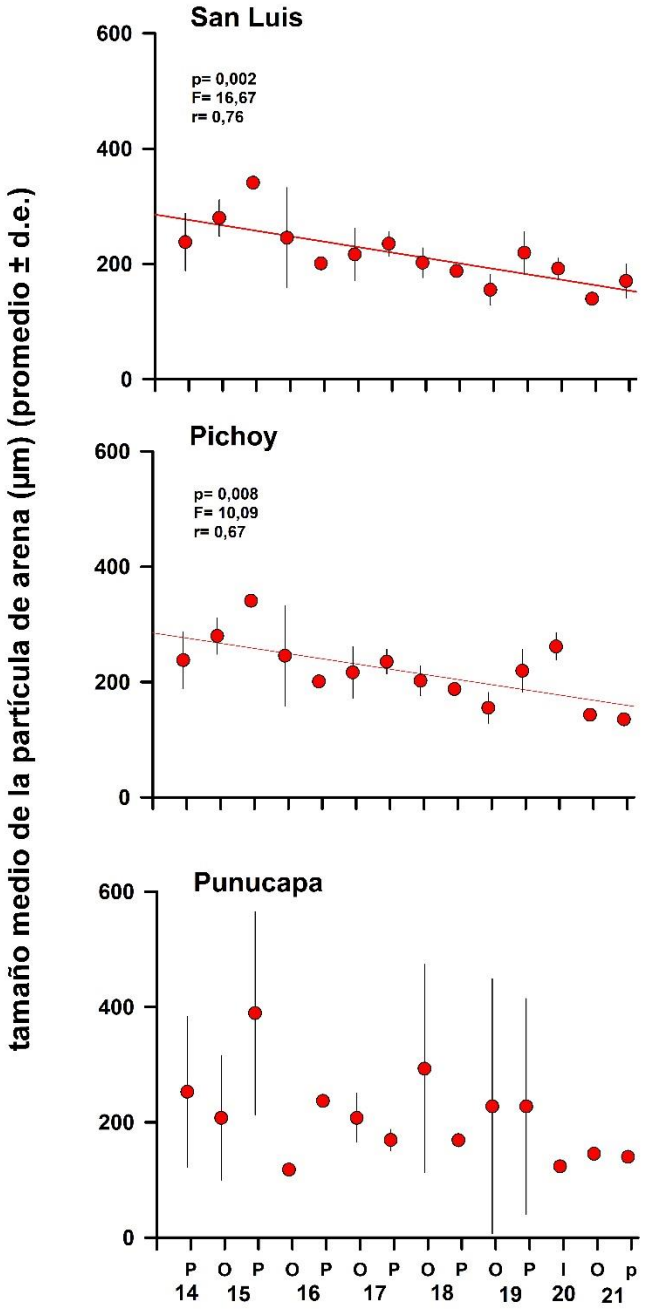


Figura 4.3.7. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio del tamaño medio de la partícula de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R2 fueron significativos (*i.e.*, en San Luis).

pH

Durante el año 2021, los valores de pH fluctuaron entre 5,5 y 7,1 (primavera y otoño, respectivamente) en los sedimentos de Pichoy (Tabla 4.3.7). El valor promedio más bajo de pH se midió en los sedimentos de Pichoy, durante la primavera del año 2021 (5,5), a la vez que el valor promedio más alto ocurrió durante la primavera del año 2016 en los sedimentos del sector San Luis (8,2) (Tabla 4.3.7).

La variabilidad inter-anual en la data de pH mostró tendencias inter-anuales significativas ($p<0,05$) a la disminución, en los sedimentos del sector de San Luis (Fig. 4.3.8).

Tabla 4.3.7. Variabilidad del pH en los sedimentos de orilla del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

pH	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	Pu	Pi
primavera 2014	6,4 (0,2)	6,6 (0,2)	6,5 (0,1)
otoño 2015	7,3 (0,2)	7,5 (0,2)	7,1 (0,5)
primavera 2015	7,2 (0,1)	6,5 (0,1)	6,6 (0,1)
otoño 2016	7,3 (0,4)	6,9 (0,1)	7,0 (0,0)
primavera 2016	8,2 (0,1)	7,8 (0,0)	7,5 (0,0)
otoño 2017	7,3 (0,2)	7,2 (0,2)	7,2 (0,1)
primavera 2017	7,3 (0,2)	7,9 (0,1)	7,8 (0,1)
otoño 2018	6,8 (0,2)	6,9 (0,1)	7,2 (0,3)
primavera 2018	7,3 (0,1)	7,1 (0,1)	7,4 (0,2)
otoño 2019	6,7 (0,1)	6,5 (0,0)	6,5 (0,1)
primavera 2019	6,7 (0,1)	5,7 (0,1)	6,5 (0,5)
invierno 2020	7,1 (0,0)	6,8 (0,0)	6,9 (0,1)
otoño 2021	5,7 (0,3)	6,8 (0,1)	7,1 (0,1)
primavera 2021	5,6 (0,0)	5,8 (0,0)	5,5 (0,1)

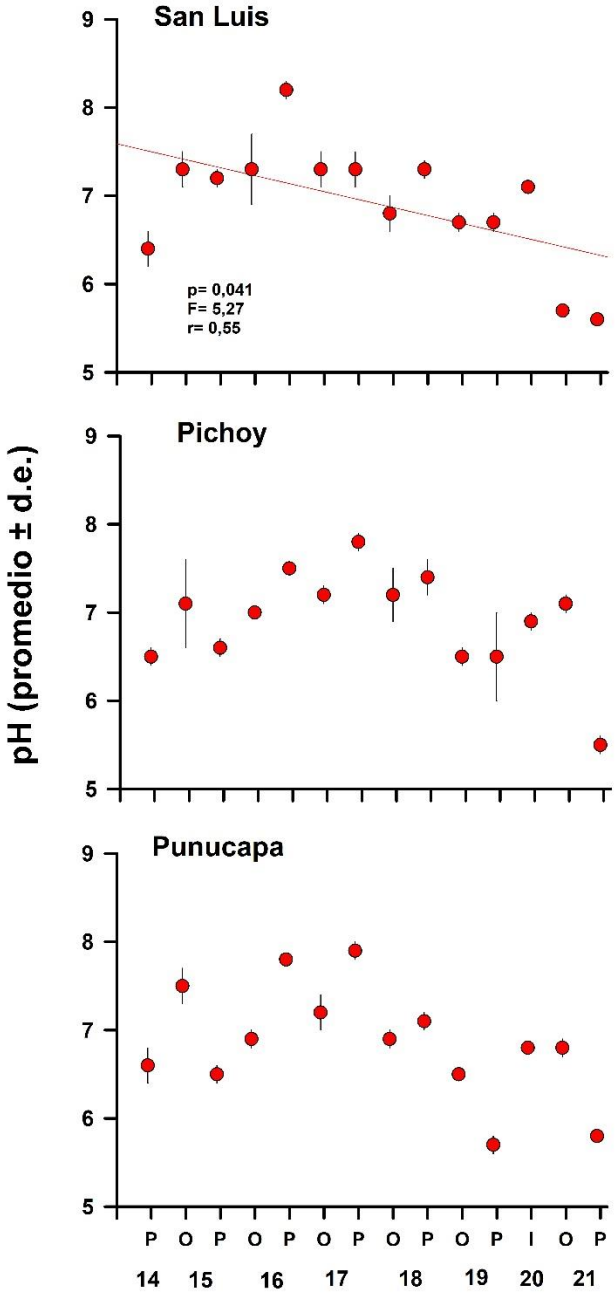


Figura 4.3.8. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio del pH en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Redox

Los valores porcentuales del potencial óxido reducción (redox) durante el año 2021 fueron todos valores negativos (*i.e.,* espacio intersticial del sedimento pobre en oxígeno), los cuales fluctuaron entre -18,3 y -96,4 (Punucapa y San Luis, respectivamente). Durante la campaña de primavera los valores fueron más altos que los registrados durante el otoño del mismo año, es decir sedimentos pobres en oxígeno y ricos en materia orgánica (Tabla 4.3.8). En general, los valores del potencial óxido reducción (redox) han sido más bajos o negativos en los sedimentos del sector San Luis (Tabla 4.3.8).

No se detectaron diferencias significativas (p>0,05) inter-anuales, en la variabilidad del potencial óxido reducción en el área de estudio (Fig. 4.3.9).

Tabla 4.3.8. Variabilidad del potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

potencial óxido reducción	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	Pu	Pi
primavera 2014	-79,2 (12,0)	-71,1 (25,3)	-68,8 (15,9)
otoño 2015	-109,9 (27,1)	59,9 (94,5)	20,0 (144,7)
primavera 2015	-30,8 (95,9)	148,1 (57,2)	-53,0 (65,6)
otoño 2016	-26,5 (58,1)	-96,1 (26,6)	-66,4 (73,8)
primavera 2016	1,3 (0,8)	65,4 (0,0)	68,4 (43,4)
otoño 2017	41,1 (39,2)	11,8 (29,3)	8,7 (0,5)
primavera 2017	-27,1 (131,0)	-95,1 (30,6)	-90,9 (11,9)
otoño 2018	-89,2 (7,6)	-27,6 (39,1)	129,8 (183,4)
primavera 2018	-73,2 (18,4)	-70,9 (17,5)	-29,6 (24,9)
otoño 2019	-151,6 (9,3)	-82,8 (12,3)	-111,2 (11,3)
primavera 2019	-67,8 (35,3)	-46,4 (34,2)	-78,0 (23,7)
invierno 2020	-107,2 (26,2)	19,4 (36,2)	-43,7 (19,0)
otoño 2021	-49,3 (29,3)	-18,3 (19,3)	-23,9 (36,3)
primavera 2021	-96,4 (26,2)	-90,9 (19,0)	-93,1 (24,6)

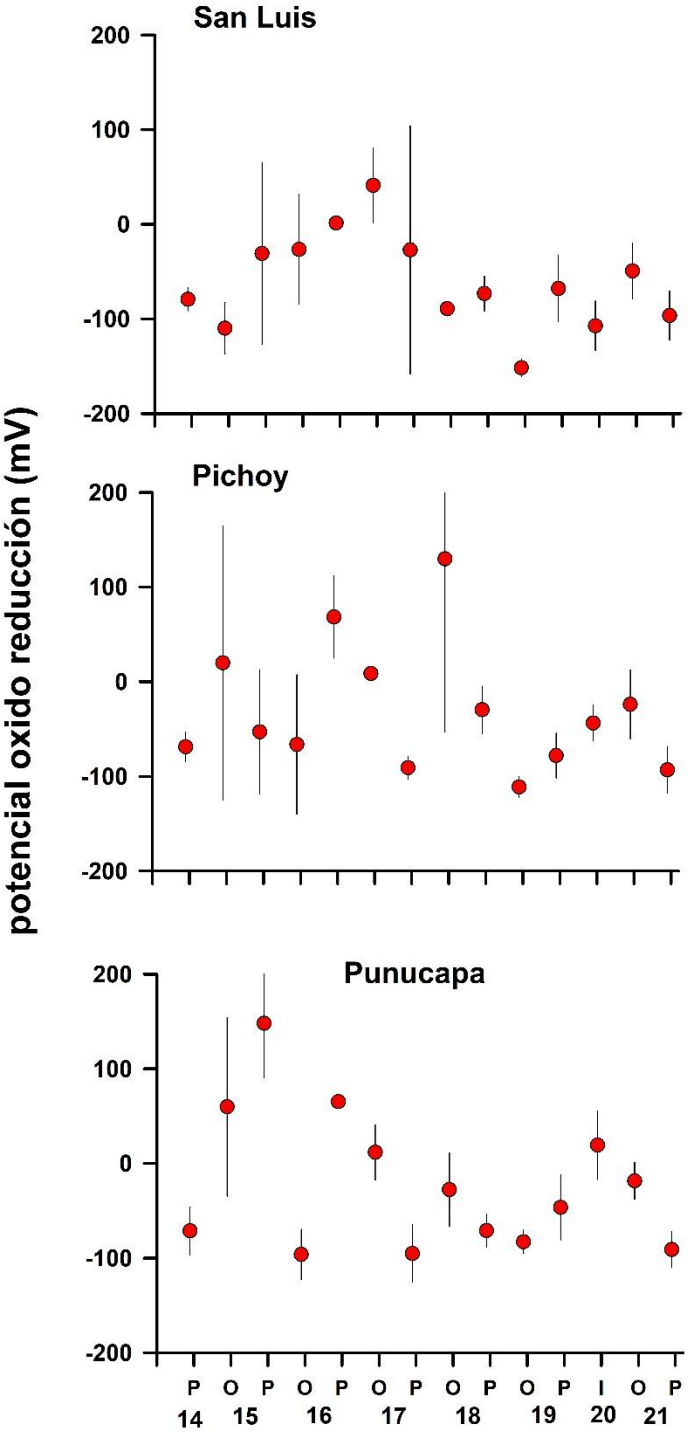


Figura 4.3.9. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio del potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Macroinfauna bentónica

Composición específica

La macroinfauna de fondos sedimentarios submareales del área de estudio, estuvo compuesta por nueve taxa durante el otoño y siete taxa durante la primavera del año 2021. En general, se encontraron dos poliquetos (*Prionospio (Minuspio) patagonica* y *Perinereis gualpensis*), dos oligoquetos (uno de la familia Tubificidae y otro de Naididae), dos crustáceos (*Paracorophium hartmannorum* y *Leucon* sp.) dos insectos (uno de la familia Chironomidae, Tanypodine) y un Hirudineo (Ver Anexo). Junto con la composición faunística del año 2020, la campaña de primavera ha sido la más baja hasta ahora observada durante el período 2014-2021 (7 taxa). El año 2016 fue el periodo anual cuando se registró la composición taxonómica más alta del periodo de estudio (17 especies). A las arriba mencionadas se suman los crustáceos *Cyprideis beaconensis*, una especie de copépoda un ostrácodo, los inscetos Ortocladine y Ephemeroptera, dos moluscos bivalvos (*Mulinia edulis* y *Pisidium* sp.), un nemertino y un arácnido (Ver Anexo).

Riqueza de especies

La Tabla 4.3.9 y Figura 4.3.10 muestran la variabilidad de la riqueza de especies de la macroinfauna bentónica en el área de estudio. Durante el otoño y la primavera del año 2021, la riqueza de especies varió entre 1 (San Luis) y 5 taxa (Punucapa).

La riqueza promedio de especies más alta (5 taxa) registrada, ocurrió en los sedimentos del sector de San Luis en la primavera del 2016, en Punucapa durante la primavera el año 2019 y el otoño y primavera del presente año de estudio (Tabla 4.3.9). En general, los valores más bajos de riqueza de especies se registraron en los sedimentos del río Pichoy y sector San Luis, aun cuando durante la primavera del año 2021 hubo un aumento de taxa (4) en el río Pichoy (Tabla 4.3.9).

No se observó una tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$) a la disminución o aumento de la riqueza de especies en el tiempo (Fig. 4.3.10).

Tabla 4.3.9. Comparación inter-anual de la riqueza de especies de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

n° de especies	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	1 (0,0)	4 (1,5)	3 (0,5)
otoño 2015	1 (1,2)	4 (0,6)	0 (0,5)
primavera 2015	3 (0,5)	4 (1,0)	2 (1,0)
otoño 2016	2 (1,6)	4 (0,5)	2 (1,0)
primavera 2016	5 (2,6)	4 (0,8)	3 (0,0)
otoño 2017	2 (1,5)	3 (0,8)	1 (0,0)
primavera 2017	2 (0,5)	2 (0,5)	2 (0,6)
otoño 2018	1 (1,5)	3 (0,8)	1 (0,8)
primavera 2018	2 (1,3)	1 (1,0)	3 (0,5)
otoño 2019	1 (0,6)	1 (0,5)	1 (0,5)
primavera 2019	1 (1,4)	5 (0,5)	3 (1,0)
invierno 2020	2 (0,6)	4 (0,5)	2 (1,5)
otoño 2021	1 (1,3)	5 (0,6)	3 (0,6)
primavera 2021	1 (1,5)	5 (0,6)	4 (0,6)

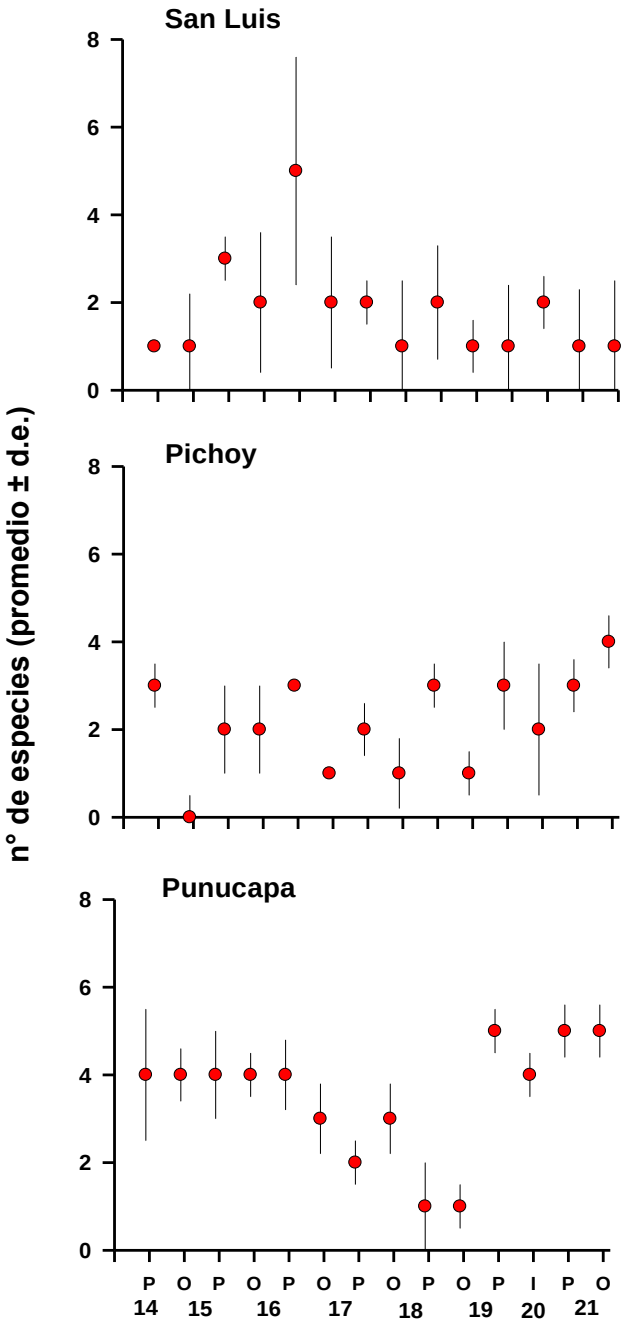


Figura 4.3.10. Comparación inter-anual de la riqueza de especies en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Abundancia total

El valor más alto de abundancia total durante el año 2021 se registró en primavera en el sector de Punucapa (16.761 ind/m^2), en tanto que el valor de abundancia más bajo ocurrió en la primavera en el sector San Luis (341 ind/m^2) (Tabla 4.3.10).

Los valores más altos de abundancia total de la macroinfauna bentónica durante el periodo de estudio se registraron en la primavera del año 2019, específicamente en el sector de Punucapa y alcanzo a 34.489 ind/m^2 (Tabla 4.3.10). Durante la primavera del año 2016, los tres sitios de estudio (San Luis, Punucapa y Pichoy) presentaron abundancias relativamente altas, las cuales variaron entre 18.466, 18.409 y 12.727 ind/m^2 respectivamente, dichas abundancias están dadas fundamentalmente por oligoquetos de la familia Tubificidae (Tabla 4.3.10). Los menores valores de abundancia total (con algunas excepciones) ocurrieron durante todo el periodo de estudio en sector San Luis y río Pichoy (Tabla 4.3.10 y Fig. 4.3.11).

La Figura 4.3.11 muestra que no hubo una variabilidad inter-anual significativa ($p>0,05$) en la abundancia total de la macroinfauna bentónica de los sedimentos del área de estudio (*i.e.,* la abundancia total de la macroinfauna no tendió a aumentar o disminuir en el tiempo).

Tabla 4.3.10. Abundancia total (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

abundancia total (ind/m^2)	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	568 (394)	2.159 (1.319)	2.614 (1.025)
otoño 2015	227 (262)	1.932 (1.090)	57 (114)
primavera 2015	7.500 (7.151)	3.352 (1.150)	1.818 (1.413)
otoño 2016	966 (1.072)	4.432 (2.366)	1.080 (935)
primavera 2016	18.466 (15.311)	18.409 (11.566)	12.727 (6.582)
otoño 2017	2.898 (2.581)	5.057 (3.383)	341 (228)
primavera 2017	3.068 (1.756)	6.250 (2.466)	1.023 (860)
otoño 2018	284 (568)	3.693 (1.381)	568 (707)
primavera 2018	1.193 (1.304)	511 (598)	5.227 (3.021)
otoño 2019	341 (541)	398 (286)	682 (928)
primavera 2019	625 (858)	34.489 (12.948)	9.489 (10.682)
invierno 2020	1.080 (817)	17.500 (7.161)	4.261 (4.790)
otoño 2021	568 (601)	10.625 (4.029)	2.500 (1.325)
primavera 2021	341 (394)	16.761 (5.459)	11.136 (15.826)

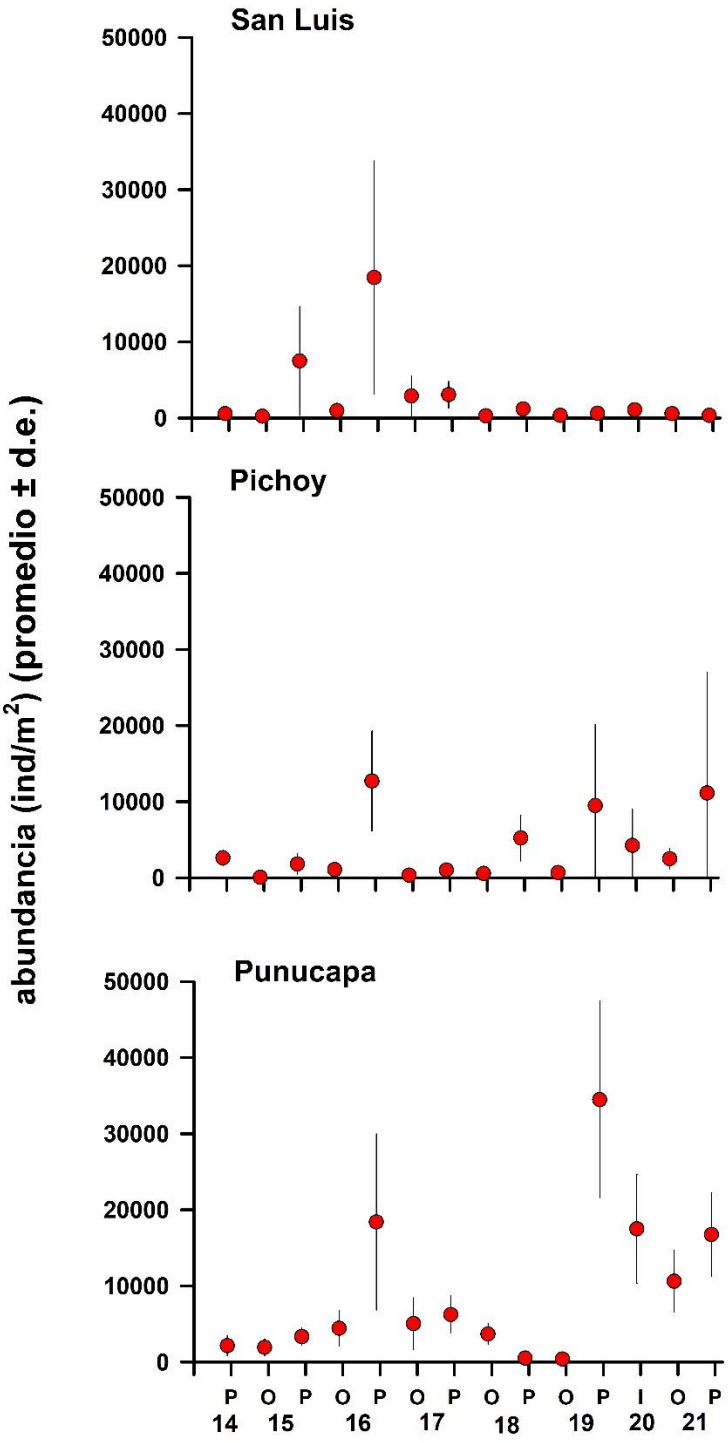


Figura 4.3.11. Comparación inter-anual de la abundancia total (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Diversidad

El Índice de diversidad de Shannon – Wiener, que integra número de especies y la abundancia poblacional de las mismas, registró los valores más altos de diversidad durante el año 2021 (otoño y primavera) en los sedimentos de Punucapa (H'= 0,47 y 0,49 respectivamente) (Tabla 4.3.11).

El valor más alto de diversidad registrado durante todo el período de estudió ocurrió durante la primavera del año 2019 en el sector de Punucapa (H'=0,60), en tanto los menores valores de diversidad o valores iguales a cero se registraron en los sectores de San Luis y río Pichoy (Tabla 4.3.11).

La Figura 4.3.12 muestra la variabilidad inter-anual del Índice de Diversidad de Shannon – Wiener en los sedimentos de orilla de los diferentes sitios de estudio; no se observó una tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$); es decir no hubo una tendencia a disminuir o aumentar en el tiempo (Fig. 4.3.12).

Nota: los valores del Índice de Diversidad igual a cero (H'=0,00), se deben a que el promedio de especies presente correspondió a 1 taxón (Tabla 4.3.11).

Tabla 4.3.11. Índice de Diversidad de Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

diversidad (H')	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0,00 (0,00)	0,48 (0,20)	0,36 (0,14)
otoño 2015	0,15 (0,17)	0,48 (0,07)	0,00 (0,00)
primavera 2015	0,28 (0,10)	0,44 (0,11)	0,23 (0,18)
otoño 2016	0,23 (0,16)	0,45 (0,11)	0,16 (0,18)
primavera 2016	0,30 (0,17)	0,42 (0,12)	0,41 (0,06)
otoño 2017	0,12 (0,17)	0,41 (0,07)	0,00 (0,00)
primavera 2017	0,13 (0,11)	0,25 (0,02)	0,11 (0,14)
otoño 2018	0,11 (0,23)	0,37 (0,16)	0,04 (0,09)
primavera 2018	0,11 (0,15)	0,06 (0,12)	0,31 (0,09)
otoño 2019	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)
primavera 2019	0,12 (0,24)	0,67 (0,05)	0,49 (0,14)
invierno 2020	0,13 (0,15)	0,40 (0,07)	0,18 (0,22)
otoño 2021	0,12 (0,24)	0,47 (0,11)	0,30 (0,06)
primavera 2021	0,19 (0,23)	0,49 (0,05)	0,33 (0,12)

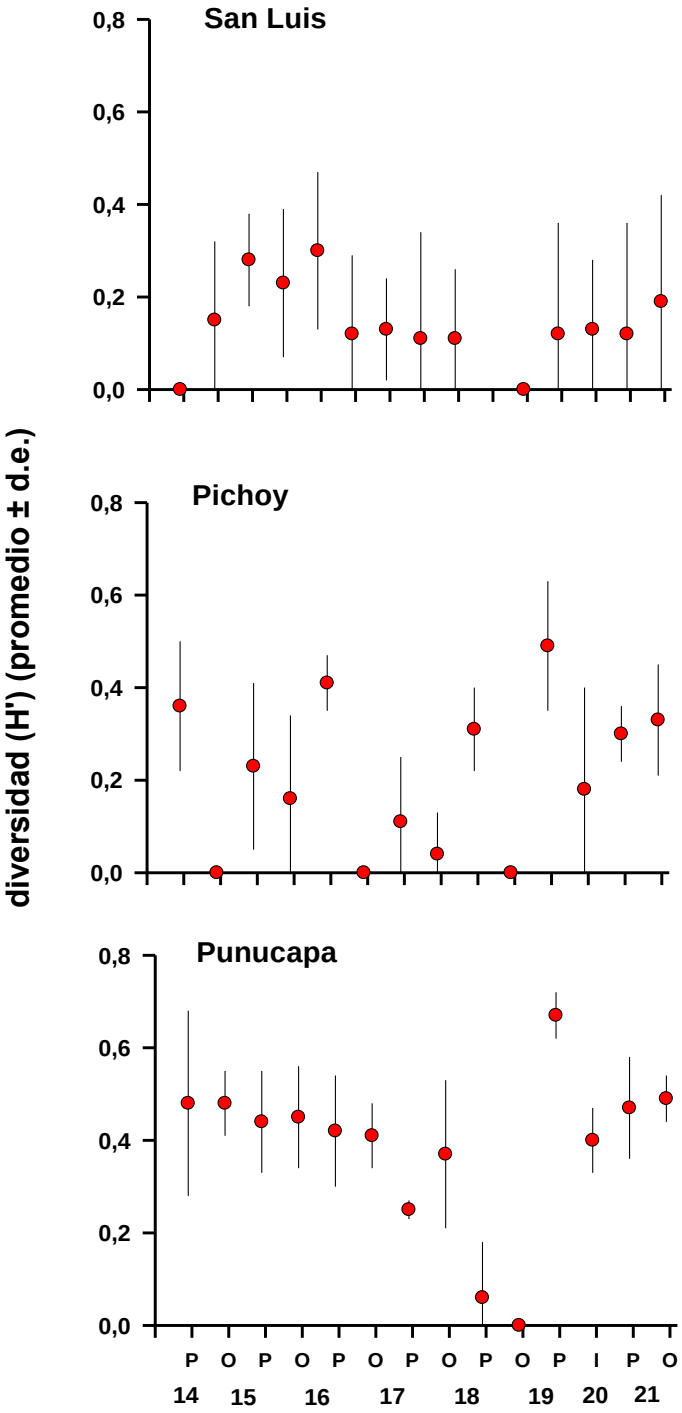


Figura 4.3.12. Comparación inter-anual del Índice de diversidad Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Abundancia de especies

Las Tablas 4.3.12 y 4.3.13 muestran las abundancias totales de los poliquetos *Prionospio (M) patagonica* y *Perinereis gualpensis.*

Durante el periodo de estudio ambas especies han dominado los sedimentos del sector de Punucapa. Por el contrario, en general han estado ausentes en los sectores San Luis y río Pichoy (Tabla 4.3.12; 4.3.13 y Fig. 4.3.13).

Durante la primavera del año 2021, el poliqueto *Prionospio (M) patagonica* registro el valor de abundancia más alto hasta ahora encontrado (6.364 ind/m^2), sobrepasando las mayores abundancias de esta especie en la primavera del año 2016 y 2017 (5.057 y 4.716 ind/m^2, respectivamente) (Tabla 4.3.12).

Por otra parte, *Perinereis gualpensis*, registró durante el periodo de estudio valores de abundancia relativamente bajos (<568 ind/m^2). Cabe mencionar que esta especie se encuentra ausente en los demás sitios de estudio, con excepción del río Pichoy durante el invierno del año 2020, que apareció por primera vez y donde se registraron 511 ind/m^2 (Tabla 4.3.13).

La Figura 4.3.13 muestra la variabilidad inter-anual en las abundancias totales de estas especies en los sedimentos de las diferentes áreas de estudio; ambas especies no mostraron tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$) a disminuir o aumentar en el tiempo.

Tabla 4.3.12. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Prionospio (M) patagonica*, en los sedimentos de del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Prionospio (M) patagonica	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0	568 (394)	0
otoño 2015	0	966 (653)	0
primavera 2015	0	1.193(1.222)	0
otoño 2016	0	511 (504)	0
primavera 2016	0	5.057 (2.306)	0
otoño 2017	0	2.557 (1.653)	0
primavera 2017	0	4.716 (1.850)	0
otoño 2018	57 (114)	511 (598)	0
primavera 2018	0	0	0
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	0	3.523 (3.046)	0
invierno 2020	0	2.955 (491)	0
otoño 2021	0	2.727 (1.098)	0
primavera 2021	0	6.364 (4.380)	170 (218)

Tabla 4.3.13. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Perinereis gualpensis* en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, el otoño y primavera de los años 2015-2021 el invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Perinereis gualpensis	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0	114 (131)	0
otoño 2015	0	284 (218)	0
primavera 2015	0	568 (131)	0
otoño 2016	0	114 (131)	0
primavera 2016	0	114 (131)	0
otoño 2017	0	57 (114)	0
primavera 2017	0	57 (114)	0
otoño 2018	0	0	0
primavera 2018	0	0	0
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	0	568 (293)	0
invierno 2020	0	0	511 (341)
otoño 2021	0	227 (321)	0
primavera 2021	0	511 (341)	0

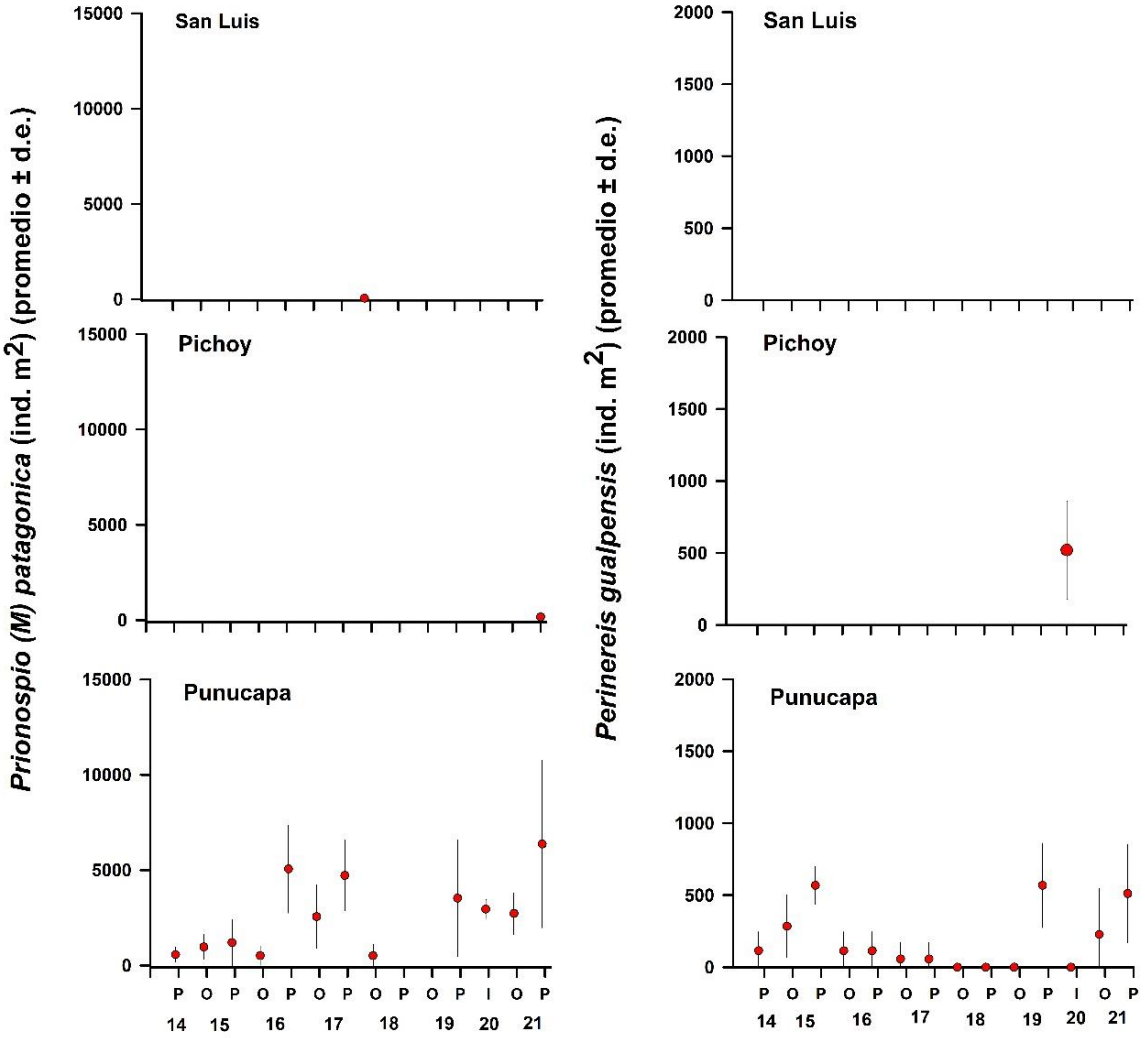


Figura 4.3.13. Abundancia (ind/m^2) de los poliquetos *Prionospio (M)* patagonica y *Perinereris gualpensis*, en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

El anfípodo *Paracorophium hartmannorum* es una de las especies más importantes en contribuir con las mayores abundancias poblacionales en los sedimentos del sector de Punucapa.

Las abundancias de esta especie fueron similares durante el otoño y la primavera del año 2021 (4.830 y 4.716 ind/m^2 respectivamente). Las mayores abundancias poblacionales de *Paracorophium hartmannorum* durante el periodo de estudio, se registraron en la primavera del año 2019, en los sedimentos provenientes del sector de Punucapa (28.409 ind/m^2) (Tabla 4.3.14).

Cabe mencionar que esta especie, presento bajas abundancias en los sectores de San Luis y río Pichoy y comenzó a aparecer intermitentemente a partir del otoño del año 2018 (Tabla 4.3.14).

La Figura 4.3.14 muestra la variabilidad inter-anual en la abundancia total de *Paracorophium hartmannorum*, la cual no mostró tendencia interanual significativa ($p>0,05$) a aumentar o disminuir en el tiempo.

Tabla 4.3.14. Abundancia (ind/m^2) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Paracorophium hartmannorum	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	0	171 (218)	0
otoño 2015	0	227 (455)	0
primavera 2015	0	739 (504)	0
otoño 2016	0	114 (131)	0
primavera 2016	0	3.182 (1.649)	0
otoño 2017	0	0	0
primavera 2017	0	0	0
otoño 2018	114 (227)	1.534 (1.774)	57 (114)
primavera 2018	57 (114)	0	0
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	0	28.409 (10.649)	0
invierno 2020	739 (1.039)	12.102 (7.023)	909 (1.113)
otoño 2021	0	4.830 (4.551)	57 (114)
primavera 2021	0	4.716 (3.168)	57 (114)

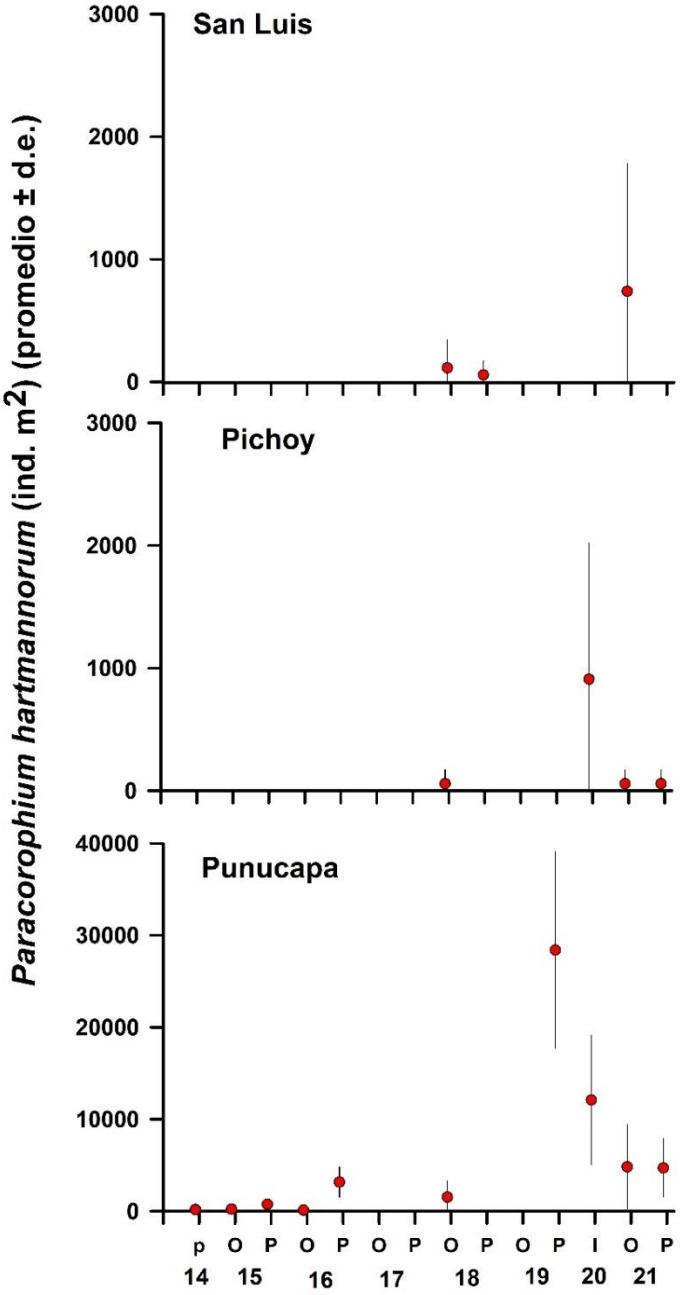


Figura 4.3.14. Abundancia (ind/m^2) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Oligoquetos de la familia Tubificidae, son los taxa que han presentado los valores más altos de abundancia en los fondos sedimentarios del área estudiada.

Durante la primavera del año 2021, las mayores abundancias ocurrieron en los sedimentos del río Pichoy alcanzando a 9.432 ind/m^2, en tanto el sector de San Luis para el mismo periodo mostró la abundancia más baja registrada 114 ind/m^2 (Tabla 4.3.15). En la primavera del año 2016, se registraron las abundancias más altas de esta especie en los sedimentos del sector de San Luis, Punucapa y río Pichoy (10.739, 9.943 y 5.341 ind/m^2 respectivamente) (Tabla 4.3.15).

Esta especie no mostró tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$) a aumentar o disminuir en el tiempo (Fig. 4.3.15).

Tabla 4.3.15. Abundancia (ind/m^2) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Tubificidae	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	511 (469)	966 (1.477)	1.477 (1.490)
otoño 2015	114 (131)	227 (321)	57 (114)
primavera 2015	3.466 (4.071)	852 (989)	1.193 (935)
otoño 2016	625 (817)	1.080 (341)	682 (719)
primavera 2016	10.739 (6.819)	9.943 (12.945)	5.341 (2.608)
otoño 2017	2.614 (2.395)	1.080 (504)	341 (227)
primavera 2017	2.841 (1.879)	1.477 (860)	909 (809)
otoño 2018	114 (227)	1.307 (1430)	511 (598)
primavera 2018	1.023 (1.151)	455 (557)	3.920 (2.268)
otoño 2019	341 (541)	398 (286)	682 (928)
primavera 2019	511 (653)	1.705 (840)	1.193 (817)
invierno 2020	284 (341)	1.875 (469)	3.182 (3.725)
otoño 2021	455 (615)	2.273 (2.427)	1.364 (765)
Primavera 2021	114 (131)	2.557 (988)	9.432 (14.389)

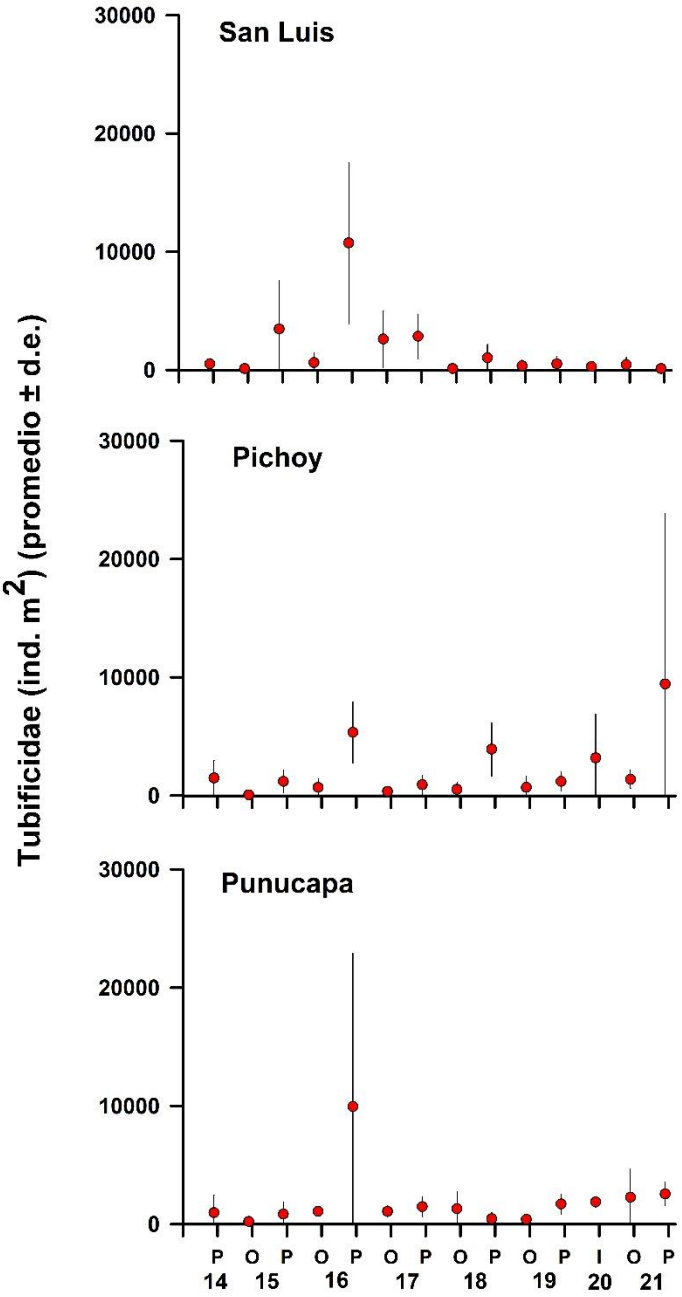


Figura 4.3.15. Abundancia (ind/m^2) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021, e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Los insectos de la familia Chironominae han estado en general presentes en todos los sitios de estudio, aun cuando en abundancias relativamente bajas.

Durante el otoño del año 2021, esta especie registró su valor más alto de abundancia en el sector de Punucapa (567 ind/m^2), valor similar al encontrado en los sedimentos del río Pichoy durante la primavera del año 2018 (568 ind/m^2), valor hasta ese momento más alto para esta especie durante todo el periodo de estudio (Tabla 4.3.16). En general, se registra mayor abundancia de esta familia en el río Pichoy en relación a los demás sitios de estudio (Tabla 4.3.16 y Fig. 4.3.16).

La Figura 4.3.16 muestra la variabilidad inter-anual de esta especie, la cual no mostró una tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$) al aumento o disminución en el tiempo.

Tabla 4.3.16. Abundancia ind/m^2 del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Chironomidae	**eje central del río Cruces (sector estuarial)**		**río tributario del HRC (sector estuarial)**
	SL	**Pu**	**Pi**
primavera 2014	57 (114)	57 (114)	171 (114)
otoño 2015	0	57 (114)	0
primavera 2015	0	0	341 (394)
otoño 2016	0	0	0
primavera 2016	57 (114)	0	0
otoño 2017	0	0	0
primavera 2017	57 (114)	0	114 (131)
otoño 2018	0	0	0
primavera 2018	57 (114)	0	568 (541)
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	57 (114)	57 (114)	455 (186)
invierno 2020	0	0	57 (114)
otoño 2021	0	567 (293)	57 (114)
primavera 2021	57 (114)	0	284 (430)

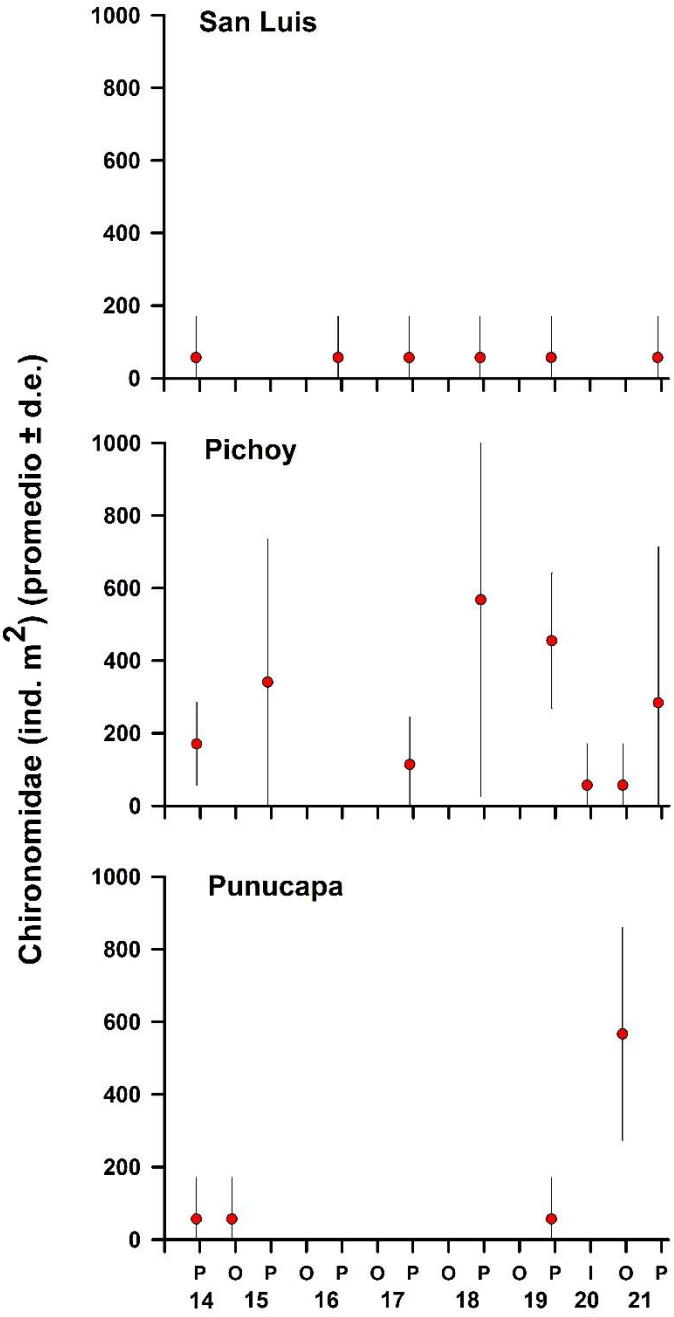


Figura 4.3.16. Abundancia (ind/m^2) del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno de los años 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Relaciones Fauna – Sedimento

Los resultados de los análisis de regresión múltiple paso a paso, muestran que durante el otoño del año 2021 la riqueza de especies fue explicada por el pH y el redox (66,8 y 59,9% respectivamente), a su vez, la abundancia de la macroinfauna bentónica fue explicada en un 67,7% por el pH (Tabla 4.3.16 a). Por otra parte, durante la primavera del mismo año la riqueza de especies, el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y la abundancia de la macroinfauna bentónica fue explicada por el tamaño medio de la arena en un porcentaje > al 65% (Tabla 4.3.16 b).

Tabla 4.3.16. Coeficientes de correlación (R^2) entre la riqueza de especies, Índice de Diversidad de Shanon-Winer y abundancia de la macroinfauna bentónica (variables dependientes) y las características del sedimento (variables independientes) durante el otoño (a) y primavera (b) del año 2021.

a)

Variables biológicas	R^2
Riqueza de especies	66,8% pH , 59,9% Redox
Índice de diversidad de Shannon - Wiener	----------
Abundancia macroinfauna bentónica	67,7% pH

b)

Variables biológicas	R^2
Riqueza de especies	-83,8% Tamaño medio de la partícula de arena
Índice de diversidad de Shannon - Wiener	-66,4% Tamaño medio de la partícula de arena
Abundancia macroinfauna bentónica	-85,9% Tamaño medio de la partícula de arena

CONCLUSIONES

- Las fracciones texturales arena y fango son las que predominan en los fondos sedimentarios del área de estudio; los tamaños predominantes de arena coresponden a partículas finas (125-250 µm) y medias (250-500 µm).
- Se ha observado una tendencia significativa ($p<0,05$) a la disminución en el tamaño medio de la partícula de arena en los sedimentos del sector de San Luis y Pichoy, lo que permite hipotetizar que están ocurriendo procesos activos de sedimentación de las partículas más finas de arena.
- La fracción arena ha mostrado una tendencia significativa a disminuir en el tiempo en los fondos sedimentarios del sector de Punucapa. Por otra parte, el fango ha presentado tendencias a aumentar en el tiempo tanto en el sector de Punucapa como San Luis. Lo anterior es otra evidencia de un eventual aumento de tasas de sedimentación en el HRC.
- La riqueza de especies de la macroinfauna de fondos sedimentarios fue de 9 especies durante el otoño y 7 especies durante la primavera del año 2021; estas corresponden a dos especies de poliquetos, dos de oligoquetos, dos de crustáceos dos de insectos y una de hirudineos. Junto con la composición faunística del invierno del año 2020, la campaña de primavera 2021, ha sido la más baja – en cuanto a número de especies - hasta ahora observada durante el período 2014-2021 (7 taxa). La riqueza más alta de especies se registró en el año 2016 (17 taxa). Sin embargo, esta variabilidad inter anual en el número de especies no ha sido significativa ($p>0,05$), es decir no ha tendido a disminuir o aumentar en el tiempo.
- En general, los valores más altos de abundancia han ocurrido en los sedimentos del sector de Punucapa, con valores más altos durante la primavera del año 2019.
- Durante la primavera del año 2016, los sedimentos de San Luis, Punucapa y Pichoy, presentaron abundancias relativamente altas, debidas fundamentalmente a oligoquetos de la familia Tubificidae. Por otra parte, los valores más bajos de

abundancia (con algunas excepciones) ocurrieron en los sedimentos del sector San Luis y río Pichoy.

- La abundancia total de la macroinfauna bentónica no evidencio una tendencia significativa al aumento o disminución en el tiempo en los sedimentos del área de estudio, lo que sugiere que la misma es un componente bastante estable.
- Se ha observado la misma tendencia de años anteriores: oligoquetos de la familia Tubificidae, han sido los taxa que han estado presentes en todos los sitios de estudio y los poliquetos (*Prionospio (M) patagonica* y *Perinereis gualpensis*) han dominado en los sedimentos del sector Punucapa y han estado ausentes en los sectores San Luis y río Pichoy. El anfípodo *Paracorophium hartmannorum* ha sido el taxa dominante en el sector de Punucapa y los insectos Chironomidae, aun cuando han estado presentes en todos los sitios de estudio, pero en muy bajas abundancias, han dominado en los sedimentos del río Pichoy.
- Todo lo anterior permite concluir que la macroinfauna de los fondos sedimentarios del HRC, se ha mantenido estable en el tiempo, lo que sugiere que la calidad del sedimento tampoco ha variado de modo significativo.

REFERENCIAS

Anderson FE, Black L, Mayer LE, Watling LM (1981) A temporal and spatial study of mudflat texture. Northeastern Geology 3:184-191

Anderson M, Ford R, Feary D, Honeywill C (2004) Quantitative measures of sedimentation in an estuarine system and its relationship with intertidal soft-sediment infauna. Marine Ecology Progress Series 272:33-48

Byers SC, Mills EL, Stewart PL (1978) A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. Hydrobiologia 58(1):43-47

Brower JE, Zar JH (1977) Field laboratory methods for general ecology. William C Brown Company Publishers, Dubuque, p 192

Emery KO (1938) Rapid method of mechanical analysis of sands. Journal of Sedimentary Petrology 8(3):105-111

Folk RL (1980) Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Austin, p 182

Gray JS (1974) Animal-sediment relationships. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 12:223-261

Pielou EC (1984) The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination. John Wiley & Sons Inc., New York

Rhoads DC, Boyer LF (1982) The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a successional perspective. In: McCall PL, Tevesz MJS (eds) Animal-sediment relations: The biogenic alteration of sediments, vol 100. Springer Science & Business Media, New York, p 3-52

Seward-Thompson B, Hails J (1973) An appraisal of the computation of statistical parameters in grain size analysis. Sedimentology 20(1):161-169

ANEXO

ABUNDANCIA DE LA MACROINFAUNA BENTONICA DEL AREA DE ESTUDIO (AÑOS 2014 AL 2021)

Abundancia (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica presente en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2021 e invierno del año 2020. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas.

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	**Fuerte San Luis**		
	primavera 2014 (noviembre)	**otoño 2015 (abril)**	**primavera 2015 (noviembre)**
TAXA			
POLYCHAETA			
Prionospio (M) patagonica	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	511,4	113,6	3.465,9
Nais pardalis	0	0	3.579,5
INSECTA			
Chironomidae	56,8	0	0
Tanypodine	0	113,6	454,5
Ortocladine	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0
Heterias exul	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
Littoridina cumingi	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0
CHORDATA			
Geotria australis	0	0	0
ARACHNIDA			
Hydracarina	0	0	0
NEMERTEA			
Nemertea	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis			
	otoño 2016 (abril)	primavera 2016 (octubre)	otoño 2017 (abril)	primavera 2017 (octubre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	625,0	10.738,6	2.613,6	2.840,9
Nais pardalis	0	6.193,2	56,8	0
INSECTA				
Chironomidae	0	56,8	0	56,8
Tanypodine	56,8	625,0	113,6	56,8
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	113,6	227,3	0	0
Ostracoda	0	56,8	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	284,1	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	56,8	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	56,8		113,6
Mulinia edulis	0	113,6	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina sp.	56,8	56,8	56,8	0
NEMERTEA				
Nemertea	113,6	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis				
	otoño 2018 (abril)	primavera 2018 (octubre)	otoño 2019 (abril)	primavera 2019 (octubre)	invierno 2020 (julio)
TAXA					
POLYCHAETA					
Prionospio (M) patagonica	56,8	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	113,6	1.022,7	340,9	511,4	284,1
Nais pardalis	0	56,8	0	0	0
INSECTA					
Chironomidae	0	56,8	0	56,8	0
Tanypodine	0	0	0	0	56,8
Ortocladine	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
Paracorophiun hartmannorum	113,6	56,8	0	0	738,6
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	56,8	0
Heterias exul	0	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0
CHORDATA					
Geotria australis	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
Hydracarina	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Fuerte San Luis	
	primavera 2021 (junio)	otoño 2021 (octubre)
TAXA		
POLYCHAETA		
Prionospio (M) patagonica	0	0
Perinereis gualpensis	0	0
OLIGOCHAETA		
Tubificidae	455	114
Nais pardalis	0	0
INSECTA		
Chironomidae	57	57
Tanypodine	0	170
Ortocladine	0	0
Stilobezzia sp.	0	0
Ephemeroptera	0	0
Plecoptera	0	0
CRUSTACEA		
Paracorophiun hartmannorum	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0
Ostracoda	0	0
Phoxocephalidae	0	0
Heterias exul	0	0
Leucon sp.	0	0
Copepoda	0	0
HIRUDINEA		
Hirudinea	57	0
MOLLUSCA		
Littoridina cumingi	0	0
Pisidium sp.	0	0
Mulinia edulis	0	0
CHORDATA		
Geotria australis	0	0
ARACHNIDA		
Hydracarina	0	0
NEMERTEA		
Nemertea	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	Punucapa		
	primavera 2014 (noviembre)	otoño 2015 (abril)	primavera 2015 (noviembre)
TAXA			
POLYCHAETA			
Prionospio (M) patagonica	568,2	965,9	1.193,2
Perinereis gualpensis	113,6	284,1	568,2
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	965,9	227,3	852,3
Nais pardalis	56,8	0	0
INSECTA			
Chironomidae	56,8	56,8	0
Tanypodine	56,8	0	0
Ortocladine	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
Paracorophiun hartmannorum	170,5	227,3	738,6
Cyprideis beaconensis	170,5	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	0	56,8	0
Heterias exul	0	0	0
Leucon sp.	0	113,6	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
Littoridina cumingi	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0
CHORDATA			
Geotria australis	0	0	0
ARACHNIDA			
Hydracarina	0	0	0
NEMERTEA			
Nemertea	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa			
	otoño 2016 (abril)	primavera 2016 (octubre)	otoño 2017 (abril)	primavera 2017 (octubre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	511,4	5.056,8	2.556,8	4.715,9
Perinereis gualpensis	113,6	113,6	56,8	56,8
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	1.079,5	9.943,2	1.079,5	1.477,3
Nais pardalis	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	0	0
Tanypodine	0	0	0	0
Ortocladine	0	113,6	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	113,6	3.181,8	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	2.613,6	0	1.363,6	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa				
	otoño 2018 (abril)	primavera 2018 (octubre)	otoño 2019 (abril)	primavera 2019 (octubre)	invierno 2020 (julio)
TAXA					
POLYCHAETA					
Prionospio (M) patagonica	511,4	0	0	3.522,7	2.954,5
Perinereis gualpensis	0	0	0	568,2	511,4
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	1.306,8	454,5	397,7	1.704,5	1.875,0
Nais pardalis	284,1	0	0	227,3	0
INSECTA					
Chironomidae	0	0	0	56,8	0
Tanypodine	0	0	0	0	56,8
Ortocladine	0	56,8	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
Paracorophiun hartmannorum	1.534,1	0	0	28.409,1	12.102,3
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
Littoridina cumingi	56,8	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0
CHORDATA					
Geotria australis	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
Hydracarina	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa	
	primavera 2021 (junio)	otoño 2021 (octubre)
TAXA		
POLYCHAETA		
Prionospio (M) patagonica	2.727	6.364
Perinereis gualpensis	227	511
OLIGOCHAETA		
Tubificidae	2.273	2.557
Nais pardalis	0	0
INSECTA		
Chironomidae	0	0
Tanypodine	0	170
Ortocladine	0	0
Stilobezzia sp.	0	0
Ephemeroptera	0	0
Plecoptera	0	0
CRUSTACEA		
Paracorophiun hartmannorum	4.830	7.159
Cyprideis beaconensis	0	0
Ostracoda	0	0
Phoxocephalidae	0	0
Heterias exul	0	0
Leucon sp.	568	0
Copepoda	0	0
HIRUDINEA		
Hirudinea	0	0
MOLLUSCA		
Littoridina cumingi	0	0
Pisidium sp.	0	0
Mulinia edulis	0	0
CHORDATA		
Geotria australis	0	0
ARACHNIDA		
Hydracarina	0	0
NEMERTEA		
Nemertea	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	río Pichoy		
	primavera 2014 (noviembre)	otoño 2015 (abril)	primavera 2015 (noviembre)
TAXA			
POLYCHAETA			
Prionospio (M) patagonica	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	1.477,3	56,8	1.193,2
Nais pardalis	738,6	0	284,1
INSECTA			
Chironomidae	170,5	0	340,9
Tanypodine	56,8	0	0
Ortocladine	0	0	113,6
Stilobezzia sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	113,6	0	0
Heterias exul	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
Littoridina cumingi	0	0	0
Pisidium sp.	56,8	0	0
Mulinia edulis	0	0	0
CHORDATA			
Geotria australis	0	0	0
ARACHNIDA			
Hydracarina	0	0	0
NEMERTEA			
Nemertea	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	Pichoy			
	otoño 2016 (abril)	primavera 2016 (octubre)	otoño 2017 (abril)	primavera 2017 (octubre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	681,8	5.340,9	340,9	909,1
Nais pardalis	0	2.329,5	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	0	113,6
Tanypodine	56,8	0	0	0
Ortocladine	0	5.056,8	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	227,3	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
Littoridina cumingi	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0
CHORDATA				
Geotria australis	0	0	0	0
ARACHNIDA				
Hydracarina	113,6	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	Pichoy				
	otoño 2018 (abril)	primavera 2018 (octubre)	otoño 2019 (abril)	primavera 2019 (octubre)	invierno 2020 (julio)
TAXA					
POLYCHAETA					
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	511,4	3.920,5	681,8	1.193,2	3181,8
Nais pardalis	0	681,8	0	6.590,9	113,6
INSECTA					
Chironomidae	0	568,2	0	454,5	57,0
Tanypodine	0	0	0	1.250,0	0
Ortocladine	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
Paracorophiun hartmannorum	56,8	0	0	0	909,1
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0
Leucon sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0
CHORDATA					
Geotria australis	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
Hydracarina	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Pichoy	
	primavera 2021 (junio)	otoño 2021 (octubre)
TAXA		
POLYCHAETA		
Prionospio (M) patagonica	0	170
Perinereis gualpensis	0	0
OLIGOCHAETA		
Tubificidae	1.364	9.432
Nais pardalis	0	852
INSECTA		
Chironomidae	0	284
Tanypodine	0	341
Ortocladine	0	0
Stilobezzia sp.	0	0
Ephemeroptera	0	0
Plecoptera	0	0
CRUSTACEA		
Paracorophiun hartmannorum	57	57
Cyprideis beaconensis	0	0
Ostracoda	0	0
Phoxocephalidae	0	0
Heterias exul	0	0
Leucon sp.	57	0
Copepoda	0	0
HIRUDINEA		
Hirudinea	0	0
MOLLUSCA		
Littoridina cumingi	0	0
Pisidium sp.	0	0
Mulinia edulis	0	0
CHORDATA		
Geotria australis	0	0
ARACHNIDA		
Hydracarina	0	0
NEMERTEA		
Nemertea	0	0

4.4 MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES

ANTECEDENTES

Los macroinvertebrados bentónicos que habitan los fondos acuáticos pedregosos o ritrales, son organismos que se adhieren a dicho sustrato, o bien se refugian entre éstos como estrategia para protegerse de las corrientes hídricas. La mayor parte de los invertebrados que componen esa macrofauna, son larvas y estados inmaduros de insectos con ciclos de vida anfibio (*e.g.,* efemerópteros, plecópteros, tricópteros, dípteros y coleópteros), cuyos estados pre adultos viven en el fondo de los ríos por periodos que fluctúan entre meses y años. Tales insectos, además de otros artrópodos que coexisten con los mismos (*e.g.*, crustáceos del género *Aegla*), son parte importante de la dieta de peces y de mamíferos acuáticos en tales ambientes (*e.g*., Medina, 1997, 1998).

Debido a su sensibilidad a condiciones estresantes, a su movilidad limitada y al hecho de que tengan ciclos de vida que pueden superar el año, estos organismos bentónicos, permiten detectar cambios ambientales asociados. Tales cambios incluyen, por ejemplo, el ingreso de altas cargas de materia orgánica a los cuerpos acuáticos, lo que puede influir adversamente sobre las funciones fisiológicas de las especies, como, por ejemplo, sobre la reproducción y el reclutamiento de las mismas. La periodicidad de los monitoreos que incluyen este tipo de organismos es relevante, ya que la presencia de los mismos en el medio acuático, depende de la estación debido a que en un período del año dejan ese ambiente y emergen para convertirse en organismos adultos.

Debido a lo anterior, el estudio de los organismos bentónicos de los fondos ritrales y fundamentalmente insectos, constituye una herramienta eficaz para evaluar eventuales cambios ambientales en sistemas acuáticos, como es el caso de la porción superior del humedal del río Cruces.

OBJETIVOS

- Analizar la riqueza y abundancia de especies de invertebrados bentónicos que ocurren en fondos ritrales o pedregosos del sector del río Cruces ubicado aguas arriba del Santuario de la Naturaleza Río Cruces y Chorocamayo, Sitio Ramsar Carlos Anwandter, durante el período 2014-2021.
- Evaluar la calidad del agua del área de estudio, referida a carga orgánica, mediante la estimación de un índice basado en la presencia y abundancia de estos invertebrados.
- Comparar los resultados obtenidos durante el año 2021, con los datos de los muestreos realizados durante el período 2014-2020.

MATERIAL Y METODOS

Obtención de las muestras de invertebrados bentónicos

Los muestreos se realizaron en otoño (abril) y primavera (diciembre) del año 2021, en los sitios que se muestran en la Figura 4.4.1.

Las estaciones de muestreo se dispusieron sobre sustratos de ripio grueso o bolones de 8 a 20 cm de diámetro, en la zona marginal del cauce hídrico y a una profundidad no superior a los 60 cm, la cual es el límite de alcance del brazo del operador del artefacto de muestreo. Las muestras fueron obtenidas con una red Surber (área muestreal de 0,09 m^2) provista con malla de 250 µm de trama (Fig. 4.4.2). Esta se usó por cinco minutos para la obtención de cada muestra; los clastos (piedras) recogidos en el marco de 30 x 30 cm, fueron frotados a mano en la boca de la red, lo cual permitió que los animales removidos fueran arrastrados por la corriente dentro del artefacto. Las muestras recolectadas (n= 4 por sitio de muestreo), se almacenaron en bolsas plásticas con etanol al 90% debidamente etiquetadas, para la posterior identificación y recuento de la fauna bajo lupa estereoscópica y microscopio. La identificación de los taxa se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible.

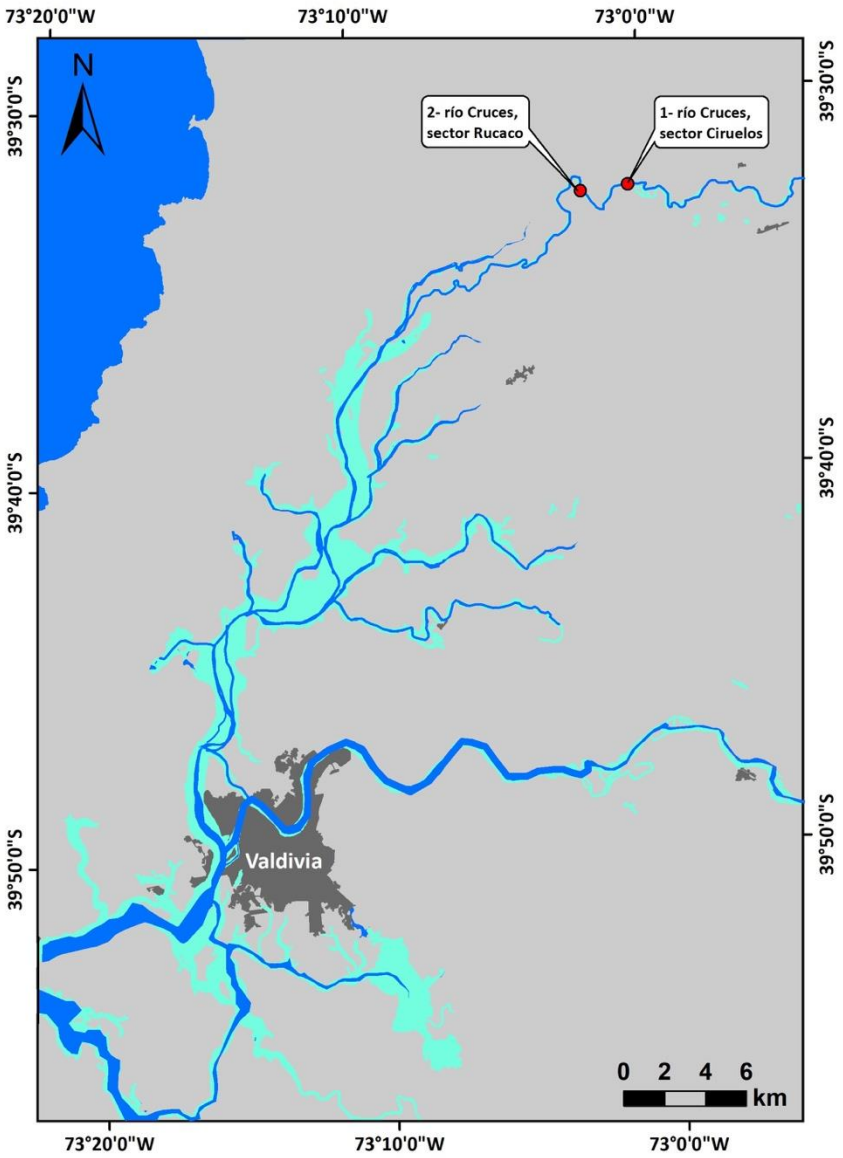


Figura 4.4.1. Ubicación de las dos estaciones de muestreo seleccionadas para el monitoreo de la macrofauna de fondos ritrales en el río Cruces. La correspondencia de estas estaciones con las destinadas al estudio del agua superficial y sedimentos submareales es: Ciruelos (estación 1) y Rucaco (estación 2).



Figura 4.4.2. Uso de red Surber en río Cruces, sector Rucaco para muestreo de la macrofauna bentónica de fondos ritrales.

Estructura comunitaria de la macrofauna bentónica

Los valores promedio de las abundancias de cada sitio se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies e Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977). Con el objetivo de evaluar eventuales asociaciones faunísticas entre sitios de muestreo se realizaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM), utilizando la distancia de Bray-Curtis como índice de similitud entre estaciones. Los datos fueron transformados con log (X) + 1, previo a su inclusión en los análisis. Los resultados de la distribución espacial de las agrupaciones se generan sobre un plano cartesiano de dos dimensiones. El EMDNM genera un valor de "stress" que corresponde a una medida de "no-bondad" del ajuste *(i.e.*, mientras mayor sea la distancia entre los objetos mayor es el valor de "stress", por ende, peor es el modelo resultante). Las categorizaciones para interpretar el valor de "stress" son las siguientes: 0,2 = modelo pobre; 0,1 = modelo aceptable; 0,05 =

modelo bueno; y 0 = valor mínimo y que corresponde a un excelente modelo de asociación (Kruskal, 1964).

Organismos bentónicos de fondos ritrales y carga orgánica en el agua

Para evaluar la calidad del agua referida a carga de materia orgánica disponible en el ambiente mediante indicadores biológicos, se utilizó el Índice Biótico de Hilsenhoff modificado (RBP III) (Plafkin *et al*., 1989) el que está basado en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos, expresado en la siguiente ecuación:

$$IB = \sum \frac{n_i \times a_i}{N}$$

Dónde:

IB = Índice Biótico

n_i = es el número de individuos del taxón "i"

a_i = es el valor de tolerancia del taxón "i"

N = es el número total de individuos de la muestra

Los valores de tolerancias a carga orgánica de los taxa estudiados varían entre 0 y 10. Los organismos con valores de 0 corresponden a aquellos que son intolerantes a las cargas de materia orgánica, a la vez que un valor de 10 corresponde a aquellos organismos que son muy tolerantes a cargas orgánicas. Los rangos intermedios incluyen organismos facultativos respecto a dicho tipo de cargas. Los valores de tolerancia de los taxa están basados en Klemm *et al*., (1990), Barbour *et al*., (1999), Mandaville (2002) y Figueroa *et al*., (2007). Para los análisis de calidad de agua se utilizó la escala que se presenta en la Tabla 4.4.1.

Tabla 4.4.1. Graduación de la calidad del agua en función del Índice Biótico de Hilsenhoff (1988) comúnmente utilizado para evaluar carga orgánica en ríos.

Índice Biótico	condición	grado de contaminación orgánica*
0,00-3,50	Excelente	Contaminación orgánica no aparente
3,51-4,50	Muy buena	Contaminación orgánica muy leve
4,51-5,50	Buena	Algo de contaminación orgánica
5,51-6,50	Regular	Contaminación orgánica algo significativa
6,51-7,50	Algo pobre	Contaminación orgánica significativa
7,51-8,50	Pobre	Contaminación orgánica muy significativa
8,51-10,0	Muy pobre	Contaminación orgánica severa

* = El término “contaminación” empleado anteriormente, se refiere a una traducción textual del Índice creado por Hilsenhoff en 1988.

RESULTADOS

Composición faunística

Durante el año 2021 se encontraron 36 taxa de macroinvertebrados bentónicos en los fondos ritrales de las estaciones Ciruelos y Rucaco, siendo los insectos del orden Díptera los que predominaron, tanto en otoño como en primavera. En otoño se registraron 32 taxa, de los cuales 27 correspondieron a insectos, 1 a un crustáceo, 1 a arácnido, y 3 a gasterópodo. En primavera en tanto se registraron 33 taxa, correspondiendo 27 a insectos, 2 a crustáceo, 1 a arácnido y 3 a gasterópodo.

La Tabla 4.4.2 muestra la presencia de taxa en cada estación del año y los valores del Índice Biótico de Hilsenhoff asignado a cada taxa (*cf*. Tabla 4.4.1).

Tabla 4.4.2. Invertebrados bentónicos de fondos ritrales recolectados en el área de estudio durante el año 2021 (campañas correspondientes a las temporadas de otoño y primavera). Se indica además el valor del Índice Biótico asignado para cada especie (*cf*. Tabla 4.4.1). VT= Valor Tolerancia contaminación orgánica

Phylum	Clase	Orden	Taxa	VT	otoño 2021	primavera 2021
Arthropoda	Insecta	Diptera	*Eukiefierella* sp.	4	✓	✓
			Corynoneura sp.	4	✓	✓
			Simulium sp.	4	✓	✓
			Atherix sp.	4	✓	✓
			Orthocladius sp.	6	✓	✓
			Orthocladiinae	6	✓	✓
			Ceratogonidae	6	✓	✓
			Reothanytarsus sp.	6	✓	✓
			Empididae	6	✓	✓
			Limonia sp.	4	✓	✓
			Chironomidae	6	✓	X
		Ephemeroptera	*Camelobaetedius* sp.	4	✓	✓
			Andesiops torrens	5	✓	✓
			Andesiops peruvianus	4	✓	✓
			Penaphlebia flavidula	4	✓	✓
			Penaphlebia chilensis	4	✓	✓
			Nousia maculata	3	✓	X
			Hapsiphlebia anastomosis	2	X	✓
			Medilialaris diguillina	4	✓	X
		Plecoptera	*Limnoperla jaffueli*	2	✓	✓
			Antarctoperla michaelseni	1	✓	✓
		Trichoptera	*Smicridea annulicornis*	5	✓	✓
			Oxyethira sp.	5	✓	✓
			Cailloma sp.	3	X	✓
			Hydroptilidae	5	X	✓
		Coleoptera	*Luchoelmis* sp.	4	✓	✓
			Austrolimnius sp.	4	✓	✓
			Hydraenidae	4	✓	✓
		Odonata	Gomphidae	1	✓	✓
		Megaloptera	*Protochauliodes* sp.	4	✓	✓
	Arachnida	Trombidiformes	Hydracarina	6	✓	✓
	Crustacea	Decapoda	*Aegla* sp.	5	✓	✓
			Hyalella sp.	7	X	✓
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	*Chilina dombeyana*	7	✓	✓
			Uncancylus sp.	6	✓	✓
			Littoridina sp.	8	✓	✓

Atributos Comunitarios

Riqueza de especies

Durante las dieciséis campañas realizadas durante el período 2014 - 2021, la riqueza de especies ha variado desde 7 especies, esto registrado en el sector de Ciruelos en primavera del año 2015 y Rucaco en otoño del año 2018, hasta 21 especies, registrado en el sector de Rucaco durante la primavera del año 2021 (Tabla 4.4.3). Durante el año 2021, la riqueza de especies fue mayor durante la primavera tanto en el sector de Ciruelos como Rucaco (18 y 21 especies, respectivamente), durante el otoño los valores de riqueza de especies alcanzaron a 15 taxa en ambos sectores de estudio (Tabla 4.4.3).

No se encontró tendencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) para la variabilidad temporal de la riqueza de especies desde el año 2014 a la fecha (Fig. 4.4.3).

Tabla 4.4.3. Riqueza de especies de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño y primavera del período 2014-2021. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas (tres para ambos periodos del año 2014) con desviación estándar en paréntesis.

Sitios	**Riqueza de especies (n°)**							
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015	otoño 2016	primavera 2016	otoño 2017	primavera 2017
1 (sector Ciruelos)	18 (1)	14 (1)	13 (1)	7 (1)	12 (1)	13 (1)	13 (1)	10 (1)
2 (sector Rucaco)	13 (1)	15 (0)	11 (1)	13 (1)	9 (2)	12 (1)	10 (1)	14 (3)
	otoño 2018	primavera 2018	otoño 2019	primavera 2019	otoño 2020	primavera 2020	otoño 2021	primavera 2021
1 (sector Ciruelos)	11 (2)	12 (2)	14 (1)	12 (2)	13 (3)	15 (2)	15 (3)	18 (4)
2 (sector Rucaco)	7 (2)	9 (2)	9 (1)	9 (3)	11 (1)	13 (3)	15 (4)	21 (2)

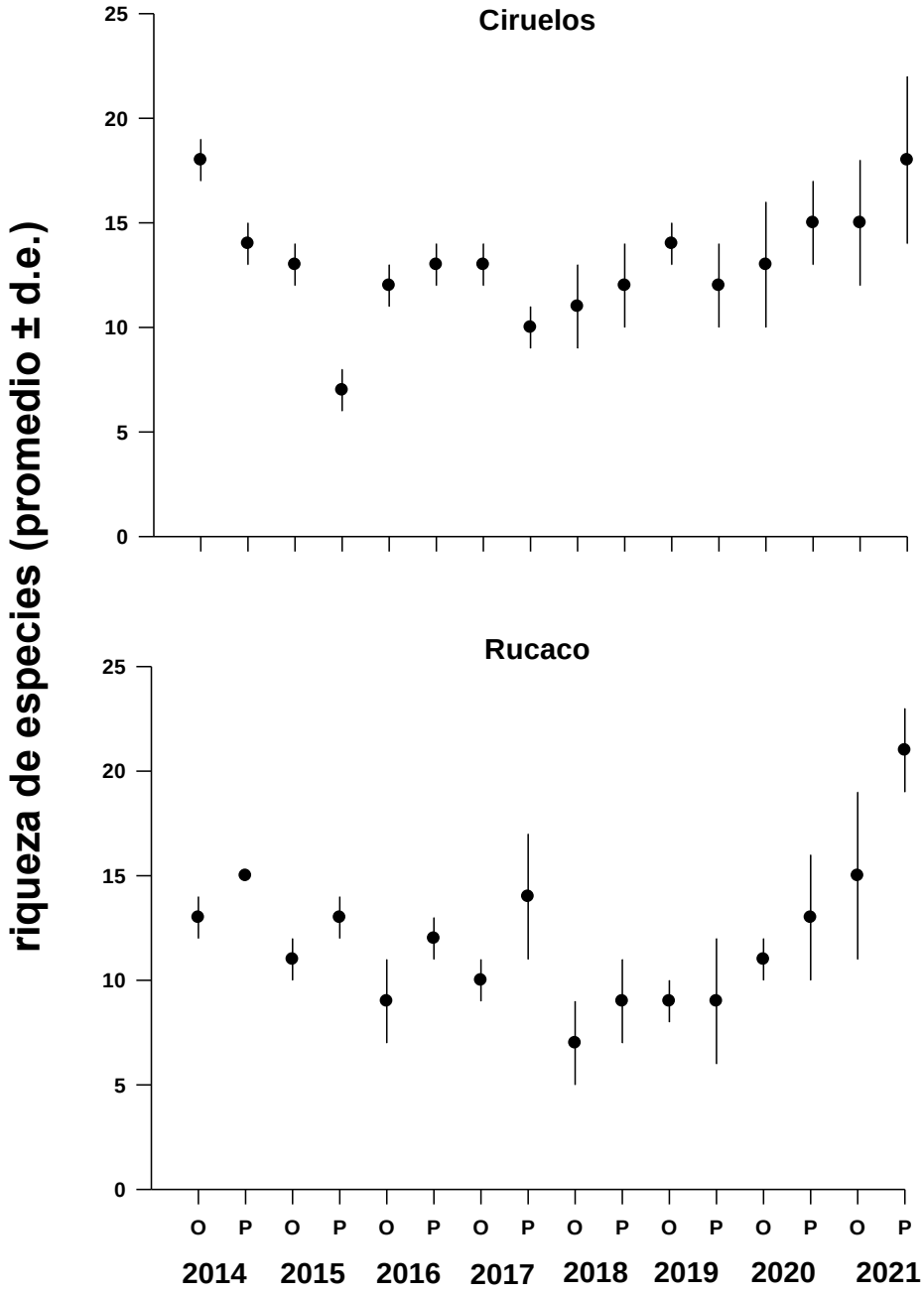


Figura 4.4.3. Riqueza promedio de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2021.

Abundancia

Durante el periodo de estudio, la mayor abundancia de organismos bentónicos ocurrió en el sector Ciruelos durante otoño del año 2017 (19.797 ind/m^2) (Tabla 4.4.4), mientras que la menor abundancia se registró en el sector Rucaco (536,1 ind/m^2) durante el año 2015 (Tabla 4.4.4). Durante el último muestreo, año 2021, las abundancias fluctuaron entre 4.944 ind/m^2 en otoño y 11.680 ind/m^2 en primavera, ambas reportadas en el sector Ciruelos (Tabla 4.4.4).

Las abundancias totales no presentaron tendencias estadísticamente significativas ($p>0,05$), al aumento o disminución en el tiempo transcurrido desde el inicio de este monitoreo (Fig. 4.4.4).

Tabla 4.4.4. Abundancia total (ind/m^2) de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño y primavera del período 2014-2021. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas (tres para ambos periodos del año 2014) con desviación estándar en paréntesis.

Sitios	**Abundancia total (ind/m^2)**			
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
1 sector Ciruelos	1.600,0 (616,5)	1.622,2 (539,3)	730,6 (170,3)	780,6 (56,9)
2 sector Rucaco	929,6 (109,6)	1.663,0 (39,0)	536,1 (69,3)	2.836,1 (835,4)
	otoño 2016	primavera 2016	otoño 2017	primavera 2017
1 sector Ciruelos	8.086,1 (1.579,3)	4.955,6 (1.431,6)	19.797,2 (15.137,2)	3.175,0 (369,6)
2 sector Rucaco	7.994,4 (5.748,3)	7.144,4 (2.690,1)	2.552,8 (865,0)	5.286,1 (877,3)
	otoño 2018	primavera 2018	otoño 2019	primavera 2019
1 sector Ciruelos	1.952,8 (1.083,9)	1.752,8 (594,1)	2.283,3 (245,9)	1.211,1 (626,8)
2 sector Rucaco	2.352,8 (1.175,9)	644,4 (307,3)	991,7 (550,3)	597,2 (350,5)
	otoño 2020	primavera 2020	otoño 2021	primavera 2021
1 sector Ciruelos	2.394,4 (1.091,2)	3.002,8 (696.5)	4.944,4 (1.883,6)	11.680,6 (4.019,1)
2 sector Rucaco	3.719,4 (1.755,9)	1.275 (708,9)	5.991,7 (3.024,2)	5.994,4 (4.110,3)

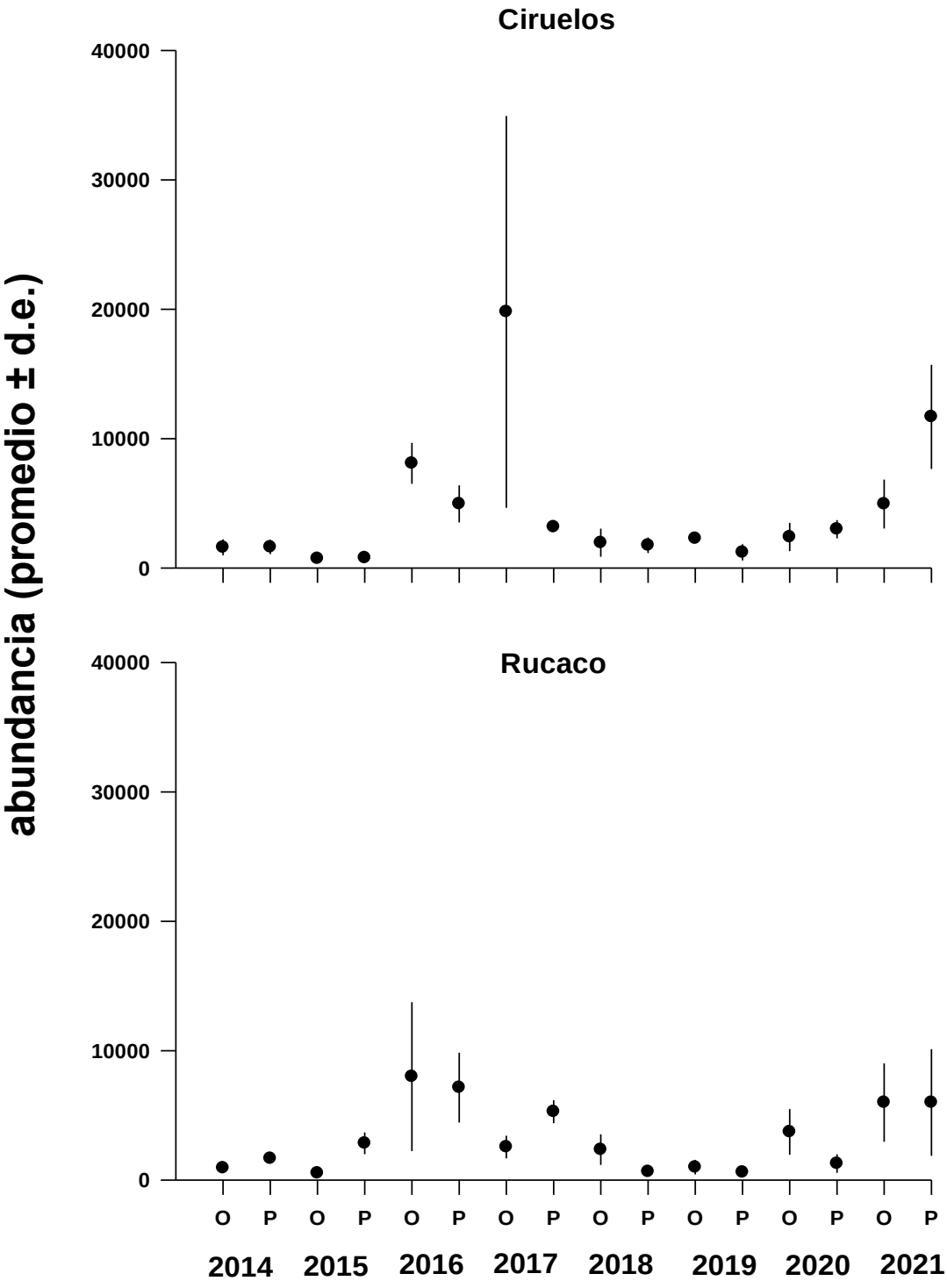


Figura 4.4.4. Abundancia total promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2021.

Dominancia

La especie que presentó la mayor ocurrencia en porcentaje durante el período de estudio, fue *Smicridea annulicornis* (Trichoptera) con un 78,2% durante el otoño 2019. A la vez, la menor ocurrencia ocurrió durante la primavera del año 2014 y correspondió al díptero *Eukiefferiella* sp. (<15%) (Tabla 4.4.5), ocurriendo ambas dominancias en el sector Rucaco.

Durante la campaña del año 2021, el trichoptero *Smicridea annulicornis* fue la especie que dominó en el sector de Ciruelos en las dos épocas del año con dominancias que alcanzaron 36,8 y 51,0 %, en el sector de Rucaco, el díptero *Eukiefferiella* sp. fue la especie que dominó en el otoño (37,9%) en tanto durante la primavera lo hizo *Smicridea annulicornis* con un 57,6 % (Tabla 4.4.5).

Tabla 4.4.5. Listado de las especies más abundantes de macroinvertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante otoño y primavera del período 2014- 2021. Los valores son porcentajes de abundancia de esas especies.

sitios	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
	otoño 2014		**primavera 2014**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	25,0	*Eukiefferiella* sp.	21,5
2 sector Rucaco	*Luchoelmis* sp.	17,9	*Eukiefferiella* sp.	14,5
	otoño 2015		**primavera 2015**	
1 sector Ciruelos	*Eukiefferiella* sp.	22,1	*Tubifex* sp.	30,2
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	20,7	*Corynoneura* sp.	31,8
	otoño 2016		**primavera 2016**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	35,4	*Simulium* sp.	23,4
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	61,0	*Simulium* sp.	27,1
	otoño 2017		**primavera 2017**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	46,2	*Eukiefferiella* sp.	31,8
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	52,8	*Eukiefferiella* sp.	32,3
	otoño 2018		**primavera 2018**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	29,6	*Limnoperla jaffueli*	47,4
2 sector Rucaco	*Eukiefferiella* sp.	34,0	*Atherix* sp.	27,6
	otoño 2019		**primavera 2019**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	73,2	*Penaphlebia chilensis*	31,0
2 sector Rucaco	*Smicridea annulicornis*	78,2	*Eukiefierella* sp.	51,2
	otoño 2020		**primavera 2020**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	48,3	*Smicridea annulicornis*	40,2
2 sector Rucaco	*Smicridea annulicornis*	62,1	*Smicridea annulicornis*	39,9
	otoño 2021		**primavera 2021**	
1 sector Ciruelos	*Smicridea annulicornis*	36,8	*Smicridea annulicornis*	51,0
2 sector Rucaco	*Eukiefierella* sp.	37,9	*Smicridea annulicornis*	57,6

Diversidad

Los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') han oscilado entre 0,43 (Rucaco, otoño 2019) y 1,07 (en los sectores Ciruelos y Rucaco durante el otoño y primavera del año 2014, respectivamente (Tabla 4.4.6). Durante las campañas realizadas durante el año 2021, los valores variaron entre 0,64 y 0,84 (muestreos de primavera en Ciruelos y Rucaco) (Tabla 4.4.6). En Ciruelos, la variabilidad temporal de la diversidad disminuyó significativamente ($p<0,05$) en el tiempo (Fig. 4.4.5).

Tabla 4.4.6. Índice de Diversidad de Shannon de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño y primavera del período 2014-2021. Los valores corresponden al promedio de cuatro réplicas (tres para ambos periodos del año 2014) con desviación estándar en paréntesis.

Sitios	**diversidad de Shannon (H')**			
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
1 (sector Ciruelos)	1,07 (0,04)	1,02 (0,02)	0,96 (0,05)	0,56 (0,12)
2 (sector Rucaco)	0,98 (0,02)	1,07 (0,01)	0,92 (0,07)	0,85 (0,03)
	otoño 2016	primavera 2016	otoño 2017	primavera 2017
1 (sector Ciruelos)	1,05 (0,05)	0,78 (0,15)	0,56 (0,17)	0,81 (0,03)
2 (sector Rucaco)	0,88 (0,10)	0,77 (0,03)	0,57 (0,06)	0,71 (0,03)
	otoño 2018	primavera 2018	otoño 2019	primavera 2019
1 (sector Ciruelos)	0,79 (0,09)	0,87 (0,03)	0,48 (0,16)	0,85 (0,09)
2 (sector Rucaco)	0,66 (0,12)	0,78 (0,08)	0,43 (0,13)	0,66 (0,24)
	otoño 2020	primavera 2020	otoño 2021	primavera 2021
1 (sector Ciruelos)	0,69 (0,13)	0,78 (0,05)	0,67 (0,14)	0,64 (0,08)
2 (sector Rucaco)	0,50 (0,19)	0,82 (0,12)	0,82 (0,05	0,84 (0,10)

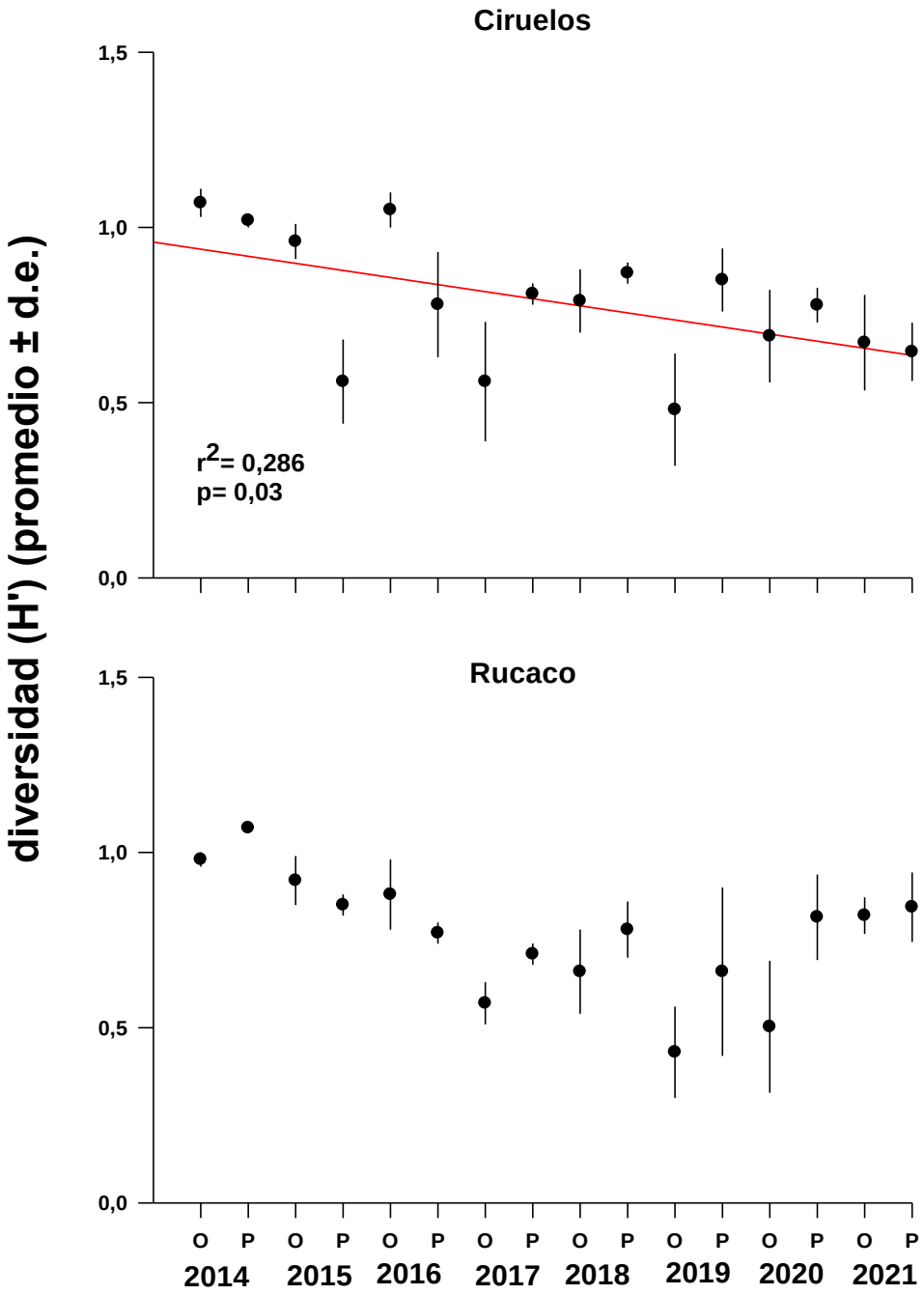


Figura 4.4.5. Diversidad promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2021. Se agrega la línea de tendencias además de p y R^2, cuando la correlación entre diversidad y tiempo transcurrido fue significativa ($p<0,05$).

Organismos bentónicos de fondos ritrales y carga orgánica en el agua

Durante el período 2014 - 2021 y de acuerdo a los valores establecidos para el Índice de Hilssenhoff (RBP III), la calidad del ambiente acuático con respecto a la carga orgánica del mismo, ha sido predominantemente “buena” y “muy buena”, con la única excepción de la primavera del año 2015, cuando esa condición fue regular en el sector de Ciruelos (Tabla 4.4.7). Durante el monitoreo del año 2021, la calidad del agua para ambas estaciones de muestreo y temporadas (otoño y primavera), fue categorizada como “buena” (algo de contaminación orgánica) (Tabla 4.4.7 y Tabla 4.4.1).

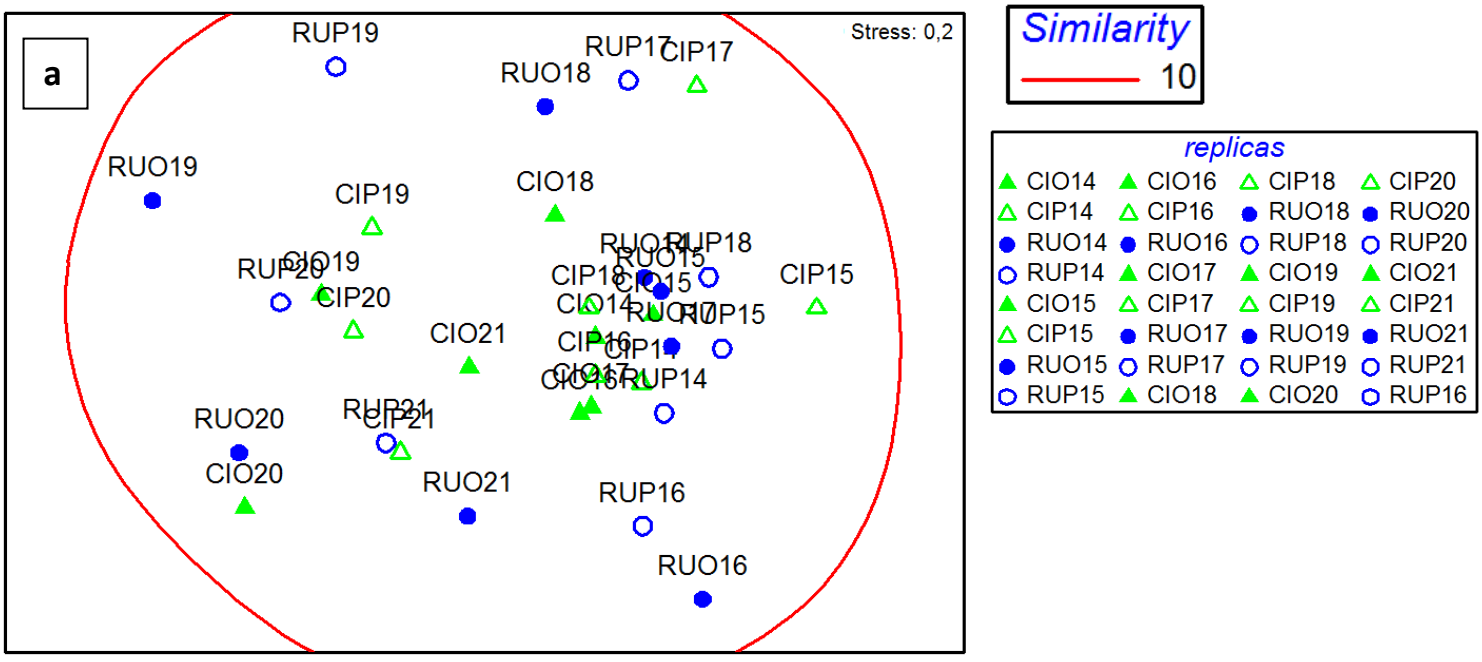
Tabla 4.4.7. Valores del Índice Biótico de Hilsenhoff para el área de estudio, durante las temporadas de otoño y primavera del período 2014-2021 (Hilsenhoff 1988).

	1 Sector Ciruelos	Calidad Agua	2 Sector Rucaco	Calidad Agua
otoño 2014	4.50	Muy buena	4.91	Buena
primavera 2014	4.30	Muy buena	4.21	Muy buena
otoño 2015	4.86	Buena	4.54	Buena
primavera 2015	6.23	Regular	4.27	Muy Buena
otoño 2016	4.79	Buena	4.62	Buena
primavera 2016	4.36	Muy buena	4.23	Muy buena
otoño 2017	4.72	Buena	5.03	Buena
primavera 2017	3.62	Muy buena	3.86	Muy buena
otoño 2018	4.57	Buena	4.40	Muy buena
primavera 2018	4.25	Muy Buena	4.57	Buena
otoño 2019	7.82	Buena	5.04	Buena
primavera 2019	3.92	Muy buena	4.51	Buena
otoño 2020	4.76	Buena	4.69	Buena
primavera 2020	4.87	Buena	4.87	Buena
otoño 2021	4.66	Buena	5.12	Buena
primavera 2021	5.02	Buena	5.08	Buena

Análisis de ordenamiento

La representación gráfica de los resultados de los análisis de EMDNM llevados a cabo para evaluar eventuales similitudes taxonómicas entre sitios de muestreo, se presentan en la Figura 4.4.6.

A un nivel de similitud faunística de 10% (estimación poco exigente), se observa la conformación de un solo conjunto de sitios y fechas (Fig. 4.4.6 a). Por el contrario, cuando el modelo se trabaja con un nivel de exigencia mayor (40% de similitud taxónomica), se forman dos grandes grupos de datos: uno de ellos incluye a la mayor parte de los datos de ambas estaciones para el período 2019 - 2021 (lado izquierdo del despliegue gráfico del EMDNM), a la vez que el segundo incluye datos del período 2014 - 2018 (lado derecho del despliegue gráfico del EMDNM) (Fig. 4.4.6 b).



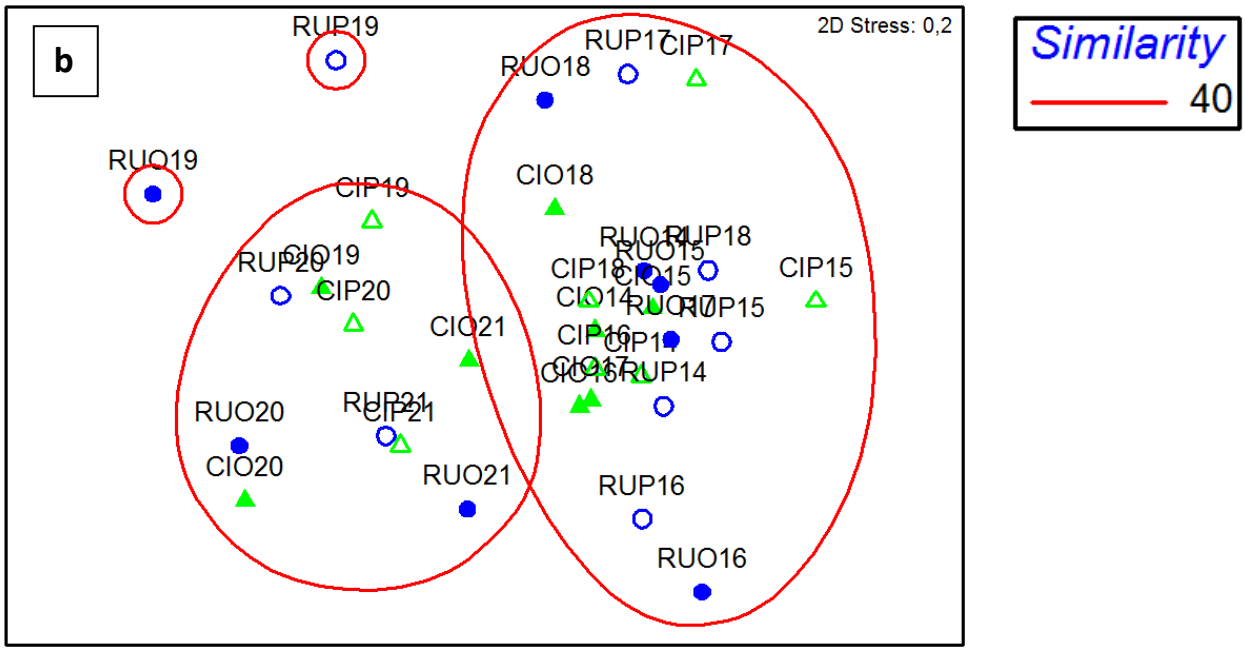


Figura 4.4.6. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) basado en la abundancia de los diferentes taxa, presentes en los fondos pedregosos del área de estudio (2014-2021). a) resultado en base a una similitud de 10%, b) resultado en base a una similitud de 40%. CI = Ciruelos, RU = Rucaco, O = otoño, P = primavera).

CONCLUSIONES

• La frecuencia relativa de especies ocurrida durante la reciente campaña (2021) y las campañas anteriores (2014-2020), da cuenta que las especies que predominan en las estaciones Ciruelos y Rucaco son insectos acuáticos, destacándose el trichoptero *Smicridea annulicornis* y el díptero Chironomido: *Eukiefierella* sp.

• No se han observado tendencias significativas ($p<0,05$) en la variabilidad temporal de la abundancia de especies, tanto para la estación Ciruelos como para Rucaco. Sin embargo, los datos muestran dos máximos de abundancias promedio: uno durante los años 2016 y 2017 y otro durante el año 2021.

• Los valores del índice de Diversidad de Shannon muestran que la diversidad de los organismos bentónicos de los fondos ritrales del sector Ciruelos, presentó tendencias significativas ($p<0,05$) a la disminución sostenida en el tiempo.

• Los valores del Índice biótico de Hilsenhoff, indican que la calidad del agua durante los muestreos realizados el año 2021, es buena. Cosa similar se ha observado durante todo el período 2014 – 2020, la calidad del agua ha sido “muy buena” y “buena”, solo se ha dado una excepción en el sector de Ciruelos durante la primavera del 2015 donde la calidad del agua fue regular.

• El análisis de ordenamiento multidimensional tendiente a evaluar eventuales relaciones taxonómicas entre sitios y estaciones del año, muestra que a una similitud de 40%, se presentan dos grupos espacialmente separados y muy diferenciados por años: los datos de las temporadas (otoño y primavera) recolectados en ambas estaciones durante el período 2019 - 2021 *versus* los datos recolectados durante el período 2014 - 2018. Ya que la suma de datos se separa básicamente por años y no por sitios, puede hipotetizarse que, a partir del año 2019, el conjunto de datos de ambos sitios ha variado en la misma dirección y con mayor homogeneidad taxonómica.

REFERENCIAS

Allan JD, Flecker AS, Segnini S, Taphorn DC, Sokol E, Kling GW (2006) Limnology of Andean piedmont rivers of Venezuela. Journal of the North American Benthological Society 25(1):66-81

Aura CM, Raburu PO, Herrmann J (2010) A preliminary macroinvertebrate Index of Biotic Integrity for bioassessment of the Kipkaren and Sosiani Rivers, Nzoia River basin, Kenya. Lakes & Reservoirs: Research & Management 15(2):119-128

Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. EPA 841/B-99/002. US Environmental Protection Agency, Office of water, Washington DC

Brower, JE, Zar JH (1977) Field laboratory methods for general ecology. William C. Brown Company Publishers. Dubuque, USA, p 192

Figueroa R, Palma A, Ruiz V, Niell X (2007) Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. Revista Chilena de Historia Natural 80(2):225-242

Hilsenhoff WL (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7(1):65-68

Klemm DJ (1990) Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA 600/4-90/030.Xii. US Environmental Protecting Agency, p 256

Kruskal JB (1964) Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. Psychometrika 29(2):115-129

Mandaville SM (2002) Benthic macroinvertebrate in freshwaters- taxa tolerance values, metrics, and protocols. (Proyect H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Canada

Marqués MJ, Martínez-Conde E, Rovira JV (2001) Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. Ecotoxicology and Environmental Restoration 4(1):25-31

Medina G (1997) A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in southern Chile. Journal of Zoology 242(2):291-297

Medina G (1998) Seasonal variations and changes in the diet of southern river otter in different freshwater habitats in Chile. Acta Theriologica 43:285-292

Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (1989) Integration of habitat, water quality, and biosurvey data. In: Plafkin JL, Barbour MT, Porter KD, Gross SK, Hughes RM (eds) Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440/4-89/001. US Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, Washington DC, 80-103 p

4.5. CAMARONES

Antecedentes

En las aguas continentales de Chile habitan seis especies de camarones de la familia Parastacidae (Crustacea, Decapoda): *Samastacus spinifrons*, *Parastacus nicoleti*, *Parastacus pugnax*, *Virilastacus araucanius*, *Virilastacus rucapihuelensis* y *Virilastacus retamali*. Con excepción de la primera especie, todos estos camarones son especies endémicas cuya distribución geográfica en conjunto, se encuentra entre el río Aconcagua por el norte y la península de Taitao por el sur (Rudolph, 2010). Del conjunto de especies arriba mencionadas, *S. spinifrons* o Camarón de río y *P. nicoleti* o Camarón de vega, han sido mencionadas como crustáceos comunes en el humedal del río Cruces en adelante HRC (http://www.ceachile.cl/Cruces/Fauna.htm).

Si bien escasos, hay estudios que muestran que algunas de las especies de camarones anteriormente mencionadas, tienen un rol relevante en la estructura de las tramas tróficas en los cuerpos acuáticos donde ocurren. Por ejemplo, *S. spinifrons* es parte de la dieta de depredadores como peces salmonídeos, anfibios (*Calyptocephalella gayi*, Rana chilena) (Rudolph, 1984), aves acuáticas (*Casmerodius albus*, Garza grande) (Figueroa & Corales, 1997) y Huairavo (*Nycticorax nycticorax*) (Corales & Figueroa, 1999) y mamíferos acuáticos (*Lontra provocax,* Huillín; *Neovison vison,* Visón) (Medina, 1997, Franco *et al.,* 2013).

El estudio de Medina (1997) muestra la importancia de los camarones para la dieta de esos mamíferos acuáticos; *i.e*., el 79 y 48% de las dietas tróficas del Huillín (especie icónica del HRC y sus ríos tributarios) y del Visón (especie invasora) respectivamente, está constituido por crustáceos, primariamente *Samastacus spinifrons* y *Aegla* sp. Similarmente, Franco *et al.* (2013) encontraron que en 262 muestras de fecas de Huillín recolectadas durante distintas estaciones del año, la aparición de restos de *S. spinifrons* fue cercana al 86% de las muestras analizadas. Dalannais (1984) ha mencionado que las garzas (no se

menciona la especie) depredan sobre *P. pugnax*, a la vez que Medina (1997) menciona a esta especie como parte importante de la dieta del Huillín.

Existen características relacionadas a la historia de vida de los parastácidos en general (*i.e*., crecimiento lento, baja fecundidad, maduración sexual tardía y largos períodos de desarrollo embrionario y post embrionario temprano), que hacen de los camarones de aguas continentales, organismos particularmente sensibles a los cambios o intervenciones en el hábitat que viven (Rudolph, 2002, 2010). Debido a lo mismo y en conjunto con otras características de los mismos, como facilidad de captura y tamaños convenientes para ser manipulados y estudiados, hacen que estos crustáceos puedan ser utilizados como bioindicadores adecuados para evaluar en el tiempo el efecto de perturbaciones del hábitat y cambios en la calidad de agua de cuerpos acuáticos continentales (Sharma *et al*., 2006; Suárez-Serrano *et al.,* 2010). Por ejemplo, se ha encontrado que perturbaciones ambientales de origen antrópico en ríos, pueden provocar alteraciones en el crecimiento, tamaño, capacidad de reproducción y/o sobrevivencia de camarones (Webb, 2011).

Es en el contexto anterior, que se seleccionó a *Samastacus spinifrons* - camarón que habita en el HRC y sus ríos tributarios - como un organismo relevante del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC. Los datos de abundancia de este camarón, obtenidos durante el otoño y primavera del año 2021, se compararon con los datos otoñales y primaverales del período 2014 - 2020.

Objetivos

- Analizar la abundancia del Camarón de río (*Samastacus spinifrons*) en el área de estudio.
- Comparar los resultados obtenidos, con los registrados durante el desarrollo de los Programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (2014 - 2021).

Material y métodos

Los muestreos destinados a recolectar camarones de río (*Samastacus spinifrons*), se realizaron en cinco estaciones de muestreo: río Cruces, sectores Ciruelos, Rucaco y Punucapa, río Pichoy y río Calle Calle, sector Chumpullo (Fig. 4.5.1). Durante el otoño y primavera de los años 2014 al 2021, se realizaron transectos de muestreo de 15 m de largo en cuatro secciones seleccionadas elegidas aleatoriamente en las riberas de cada estación de muestreo. Durante el año 2014 se realizaron sólo tres transectos de muestreo. Durante algunas fechas no se realizaron muestreos (SD en Tabla 4.5.1 y Fig. 4.5.2) debido a problemas de mantención equipo de pesca eléctrica y restricciones sanitarias por pandemia COVID 19.

El tiempo de trabajo en cada transecto fue de 10 minutos aproximadamente y a una profundidad inferior a un metro. La captura de *S. spinifrons* se realizó con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500. Posterior a la captura, los individuos recolectados se colocaron en estanques con agua para ser contados y posteriormente a esto, liberados al medio natural.

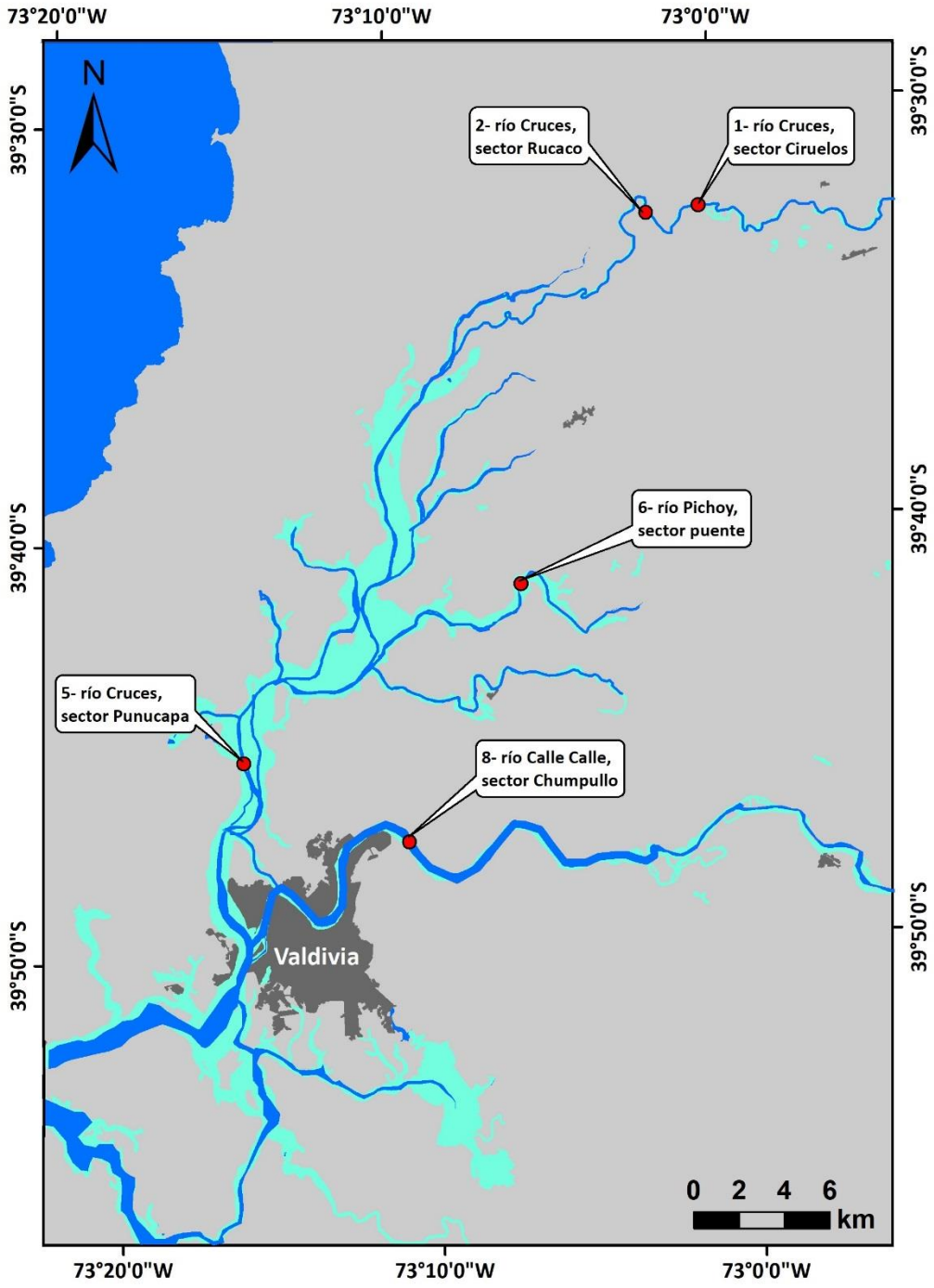


Figura 4.5.1. Ubicación de las estaciones de muestreo, seleccionadas para el monitoreo estacional del Camarón de río *Samastacus spinifrons* en el HRC.

Estimaciones de abundancia de *Samastacus spinifrons*

La abundancia de *S. spinifrons*, se estimó en base a captura por unidad de esfuerzo, la que correspondió a 10 minutos de trabajo con el sistema de pesca eléctrica en cada transecto de cada estación de muestreo.

Resultados

La Figura 4.5.2, muestra las abundancias del Camarón de río, estimadas a través de las campañas realizadas durante los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del humedal (2014 - 2019) y los primeros dos años del Programa de Continuidad de Monitoreo Ambiental del HRC (2020 - 2023). Los datos de abundancia correspondientes a cada transecto de muestreo, se muestran en la Tabla 4.5.1.

La Tabla 4.5.1 y Figura 4.5.2, muestran que las abundancias más bajas y más altas de *S. spinifrons*, ocurrieron en las estaciones de Rucaco y Calle Calle, respectivamente. Los datos de Rucaco muestran que después del otoño y primavera del año 2014, practicamente no se han recolectado camarones en esta estación (Fig. 4.5.2). Interesa también señalar que, durante el otoño del 2014, la comparación entre los datos de Ciruelos y Rucaco, muestra abundancias más altas de camarones en esta última estación (Fig. 4.5.2).

Similar a lo observado en Rucaco durante el período 2014 - 2021, las abundancias de camarones en Ciruelos y Pichoy, han disminuído notoriamente después del otoño y primavera del año 2014 (Fig. 4.5.2). La Figura 4.5.3, muestra tendencias negativas y significativas ($p<0,05$) para el período 2014 - 2021 en las abundancias de *S. spinifrons* de Ciruelos, Rucaco y Pichoy, además de las de Punucapa. No obstante, lo anterior, es necesario señalar que el valor de R^2 para la relación abundancias de camarones en Punucapa *versus* años, indica un menor grado de asociación entre el paso del tiempo y la variabilidad de esas abundancias (ver Fig. 4.5.3). En contraste a lo anterior, las abundancias de camarones en la estación Calle Calle, no muestran tendencias inter anuales significativas ($p>0,05$) durante el período 2014 - 2021 (Fig. 4.5.3).

Tabla 4.5.1. Número de individuos de *S. spinfrons* recolectados en cada transecto durante las campañas de otoño y primavera de los años 2014 - 2021. Se muestran promedios con desviación estándar en paréntesis. SD= sin datos (ver Metodologías).

		abundancia				
estaciones	**campaña**	**1**	**2**	**3**	**4**	**promedio y d.e.**
Eje central río Cruces	otoño 2014	6	10	4		6,7 (3,1)
(área límnica)	primavera 2014	7	3	7		5,7 (2,3)
Ciruelos	otoño 2015	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2015	4	0	5	13	5,5 (5,4)
	otoño 2016	1	1	4	1	1,8 (1,5)
	primavera 2016	5	0	3	0	2,0 (2,4)
	otoño 2017	5	0	1	2	2,0 (2,2)
	primavera 2017	0	4	2	2	2,0 (1,6)
	otoño 2018	1	1	2	0	1,0 (0,8)
	primavera 2018	3	0	0	0	0,8 (1,5)
	otoño 2019	0	0	4	0	1,0 (2,0)
	primavera 2019	4	2	0	0	1,5 (1,9)
	otoño 2020	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	primavera 2020	0	1	3	3	1,8 (1,5)
	otoño 2021	0	0	1	1	0,5 (0,5)
	primavera 2021	1	0	0	0	0,3 (0,4)
Rucaco	otoño 2014	14	8	10		10,7 (3,1)
	primavera 2014	2	8	4		4,7 (3,1)
	otoño 2015	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2015	0	0	0	2	0,5 (1,0)
	otoño 2016	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2016	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2017	0	0	0	3	0,8 (1,5)
	primavera 2017	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2018	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2018	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2019	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2019	1	0	0	1	0,5 (0,6)
	otoño 2020	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2020	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2021	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2021	1	0	0	0	0,3 (0,4)

Eje central río Cruces	otoño 2014	12	11	1		8,0 (6,1)
(área estuarial)	primavera 2014	12	3	12		9,0 (5,5)
Punucapa	otoño 2015	0	6	0	0	1,5 (3,0)
	primavera 2015	0	4	8	7	4,8 (3,6)
	otoño 2016	0	8	1	12	5,3 (5,7)
	primavera 2016	0	0	2	10	3,0 (4,8)
	otoño 2017	1	0	4	9	3,5 (4,0)
	primavera 2017	2	0	14	11	6,8 (6,8)
	otoño 2018	5	0	4	3	3,0 (2,2)
	primavera 2018	SD	SD	SD	SD	SD
	otoño 2019	SD	SD	SD	SD	SD
	primavera 2019	5	0	1	7	3,3 (3,3)
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	6	5	0	0	2,8 (3,2)
	otoño 2021	0	11	7	5	6,0 (4,7)
	primavera 2021	1	1	0	0	0,7 (0,5)
Río tributario del río	otoño 2014	9	12	7		9,3 (2,5)
Cruces	primavera 2014	4	8	6		6,0 (2,0)
(área estuarial)	otoño 2015	0	0	0	4	1,0 (2,0)
Pichoy	primavera 2015	2	2	0	0	1,0 (1,2)
	otoño 2016	1	1	0	6	2,0 (2,7)
	primavera 2016	0	3	3	2	2,0 (1,4)
	otoño 2017	3	1	3	1	2,0 (1,2)
	primavera 2017	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	otoño 2018	0	0	2	1	0,8 (1,0)
	primavera 2018	2	0	0	0	0,5 (1,0)
	otoño 2019	0	1	0	1	0,5 (0,6)
	primavera 2019	1	2	1	1	1,3 (0,5)
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	otoño 2021	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2021	0	0	0	0	0,0 (0,0)

Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial) Calle Calle, sector Chumpullo	otoño 2014	0	0	3		1,0 (1,7)
	primavera 2014	9	13	4		8,7 (4,5)
	otoño 2015	0	0	5	0	1,3 (2,5)
	primavera 2015	0	1	0	6	1,8 (2,9)
	otoño 2016	6	2	23	21	13,0 (10,6)
	primavera 2016	0	0	0	6	1,5 (3,0)
	otoño 2017	5	2	11	12	7,5 (4,8)
	primavera 2017	9	5	20	6	10,0 (6,9)
	otoño 2018	0	7	7	12	6,5 (4,9)
	primavera 2018	7	5	2	3	4,3 (2,2)
	otoño 2019	1	5	7	1	3,5 (3,0)
	primavera 2019	13	9	6	6	8,5 (3,3)
	otoño 2020	8	9	10	13	10,0 (2,2)
	primavera 2020	6	4	SD	SD	5,0 (1,4)
	otoño 2021	0	7	11	0	6,0 (4,7)
	primavera 2021	1	3	7	1	3,7 (2,4)

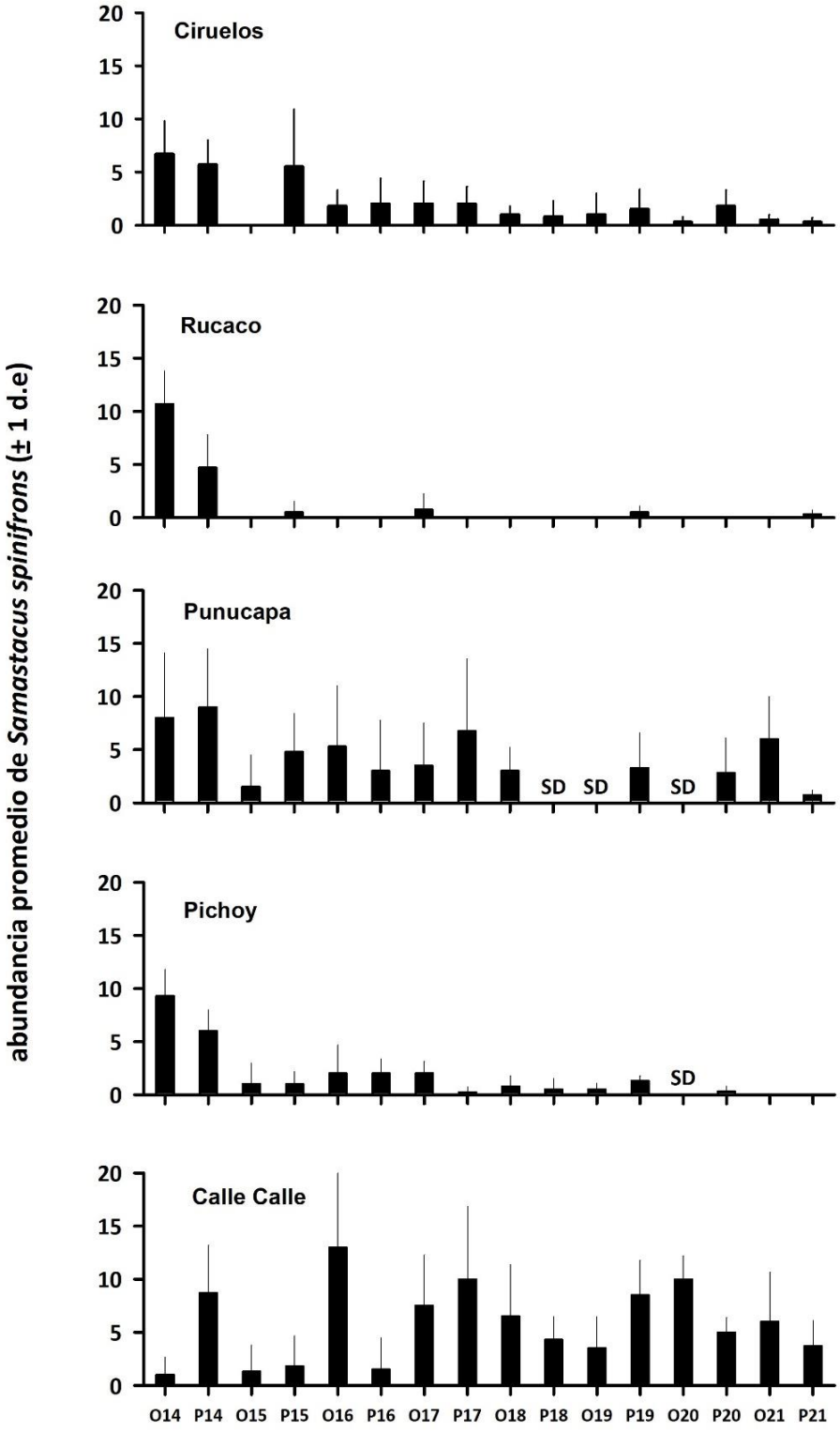


Figura 4.5.2. Abundancia promedio estacional de *Samastacus spinifrons* durante el período 2014 - 2021. SD= sin datos.

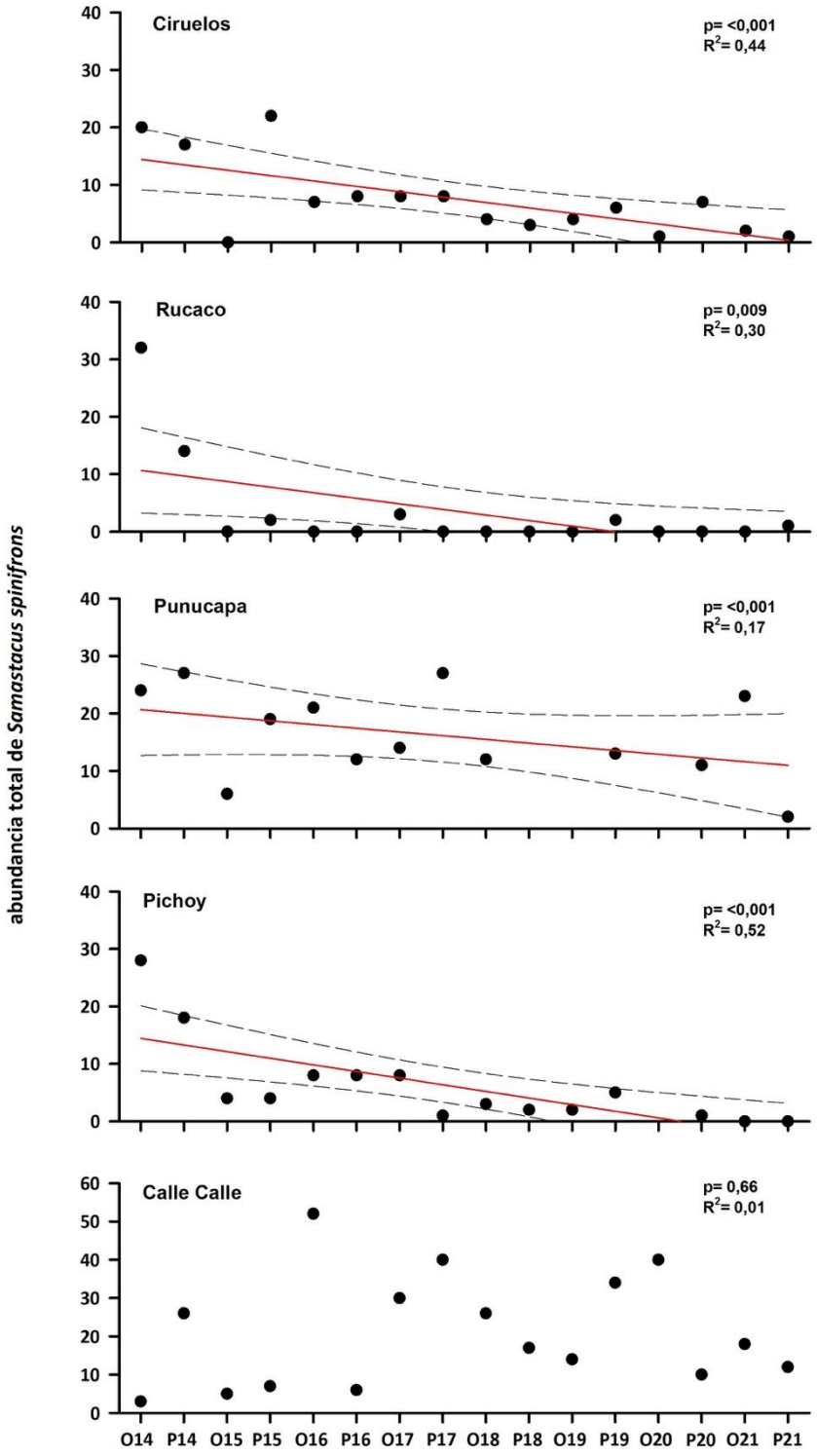


Figura 4.5.3. Variabilidad inter anual de la abundancia total de *Samastacus spinifrons* durante el período 2014 - 2021. Las líneas a trazos son los intervalos de confianza al 95%.

La Figura 4.5.4, muestra que, en las cinco estaciones de muestreo, no se han detectado diferencias significativas (p>0,05) entre las abundancias poblacionales de *Samastacus spinfrons*, estimadas para las estaciones de otoño y primavera, del período 2014 -2021.

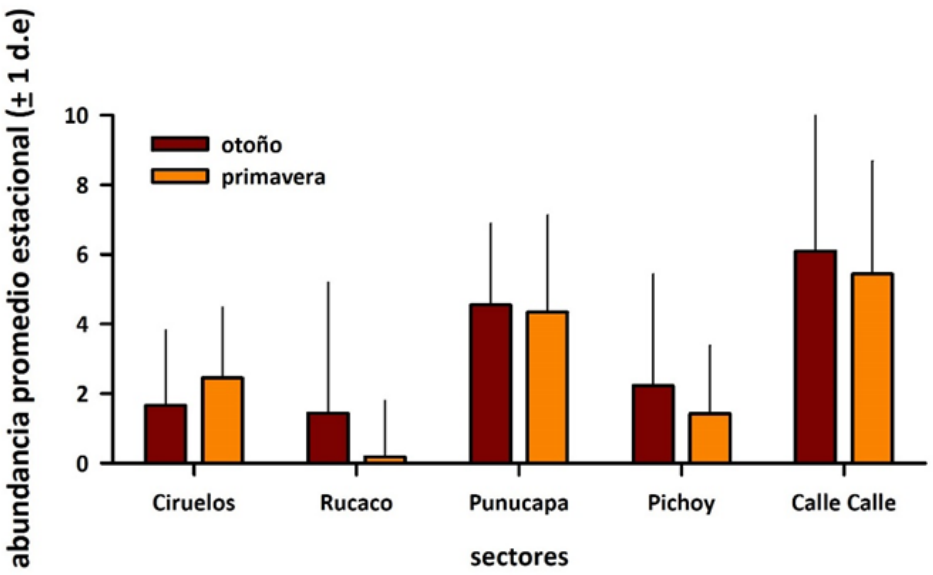


Figura 4.5.4. Abundancia promedio estacional de *Samastacus spinifrons* (2014 - 2021) en cada estación de muestreo, durante el periodo 2014 - 2021.

CONCLUSIONES

• Durante el período 2014 - 2021, las abundancias de *S. spinifrons* han sido más altas en el río Calle Calle y más bajas en Rucaco.

• Después del otoño y primavera del año 2014, prácticamente no se han recolectado camarones en Rucaco.

• Aparte de Rucaco, las estaciones de Ciruelos y Pichoy han mostrado tendencias significativas a la baja, durante el período 2014 - 2022.

• Esas tendencias a la baja, no son coincidentes - por ejemplo - con la variabilidad interanual de calidad de agua superficial que ocurre en las mismas, ya que en general no se detectaron

tendencias significativas al aumento de concentraciones de elementos y compuestos químicos en el agua

• Lo anterior permite hipotetizar que esas tendencias están relacionadas a factores ajenos a calidad de agua, entre los cuales se podrían mencionar afectación de riberas para construcción y/o mantención de obras viales.

REFERENCIAS

Corales, E.S., R.A. Figueroa (1999). Observaciones sobre la dieta del huairavo (*Nycticorax nycticorax*) en el sur de Chile. IV Congreso Nacional de Ornitología y VI Encuentro Nacional de Ornitólogos. Antofagasta.

Dalannais, R (1984). Contribución al conocimiento de la biología y ecología del camarón de vega *Parastacus pugnax* (Poeppig) (Crustacea, Parastacidae) en la zona de Talcahuano. Seminario de título, Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano, 37 pp.

Figueroa, R., E. Corales (1997). Dieta de la garza grande (*Casmerodius albus*) durante el período de crianza en agroecosistemas del sur de Chile. III Congreso Chileno de Ornitología. Santiago.

Franco, M., G. Guevara, L. Correa, M. Soto-Gamboa (2013). Trophic interactions of the endangered Southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. Naturwissenschaften 100: 299-310.

Medina, G (1997). A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in southern Chile. Journal of Zoology 242:291-297.

Rudolph, E (1984). Perspectivas del cultivo de camarones de agua dulce en Chile. Memorias de la Asociación Latinoamericana Acuicultura 5: 769-773.

Rudolph, E.H (2002). New records of intersexuality in the freshwater crayfish *Samastacus spinifrons* (Decapoda, Parastacidae). Journal of Crustacean Biology 22: 377-389.

Rudolph, E (2010). Sobre la distribución geográfica de las especies chilenas de Parastacidae (Crustacea: Decapoda: Astacidea). Boletín de Biodiversidad de Chile 3: 32-46.

Sharma, M.P., S. Sharma, V. Goel, P. Sharma, A. Kumar (2006). Water quality assessment of Behta River using benthic macroinvertebrates. Life Science Journal 3: 68-74.

Suárez-Serrano, A., C. Alcaraz, C. Ibañez, R. Trobajo, C. Barata (2010). *Procambarus clarkii* as a bioindicator of heavy metal pollution sources in the lower Ebro River and Delta. Ecotoxicology and Environmental Safety 73: 280-286.

Webb, D (2011). Freshwater shrimp (*Palaemonetes australis*) as a potential bioindicator of crustacean health. Environmental Monitoring and Assessment 178:537-544.

4.6. HERPETOFAUNA

ANTECEDENTES

El grupo de los anfibios (ranas y sapos) de Chile está compuesto por ocho familias: Alsodidae, Batrachylidae, Bufonidae, Calyptocephalellidae, Leptodactylidae, Rhinodermatidae, Telmatobiidae y Pipidae (Frost, 2021). De los 14 géneros reconocidos, seis son endémicos y tres de ellos monotípicos (*Calyptocephalella*, *Hylorina* e *Insuetophrynus*). En total, la diversidad de anfibios en Chile da cuenta de 61 especies nativas, contemplándose además una especie introducida asilvestrada, *Xenopus laevis* (Lobos *et al*., 2013). Las zonas de mayor riqueza de especies se encuentran en los bosques templados de *Nothofagus* y siempreverde del centro y sur, entre las regiones del Bío-Bío y Aysén (38º a 48º S), en donde los géneros *Alsodes* y *Eupsophus* presentan la mayor diversificación (Vidal *et al*., 2008).

Por su parte, la diversidad de reptiles de Chile (serpientes, lagartos y tortugas) da cuenta de aproximadamente 123 especies más dos especies de tortuga introducidas (Demangel 2016). La mayor riqueza específica de estos animales se concentra en el norte y centro del país, entre las regiones de Antofagasta y del Bío Bío. En este escenario, es posible encontrar especies de distribución exclusiva para el norte de Chile (*e.g., Liolaemus atacamensis* y *Microlophus quadrivittatus*) o el sur de nuestro país (*e.g*., *Diplolaemus darwinii* y *Liolaemus magellanicus*), y otras con rangos de distribución muy extensas (*e.g., Liolaemus lemniscatus* y *L. tenuis*). Además, se encuentran cuatro especies de tortugas marinas (*Dermochelys coriacea*, *Lepidochelys olivacea*, *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*), más dos tortugas introducidas: una terrestre desde Argentina, *Chelonoidis chilensis* y una dulceacuícola proveniente de Estados Unidos, *Trachemys scripta elegans* (González *et al*., 2018).

Los anfibios y reptiles son de especial interés debido a su gran sensibilidad a pequeños cambios ambientales, esta particularidad los convierte en una herramienta de primer orden a la hora de valorar la dimensión de estas transformaciones y perturbaciones ambientales. En efecto, la contaminación ambiental, la destrucción de hábitats, la introducción de especies exóticas y enfermedades emergentes asociadas al cambio global, están dando cuenta de una gran regresión poblacional a nivel mundial de estos animales (Baillie *et al*., 2004; Grant *et al*., 2016; Kueneman *et al*., 2019). De este modo, las evidencias de lo nocivo que para estos grupos animales representan las modificaciones físico-químicas y ambientales asociadas a actividades de origen antrópico (sobre todo del medio acuático), justifican su uso como herramienta de gran utilidad para sensibilizar a la población en general sobre problemáticas ambientales (Simon *et al*., 2011) y monitorear el medio ambiente (Heyer *et al*., 2001).

La Región de Los Ríos es una de las áreas particularmente importantes para los anfibios nativos debido a la diversidad de especies existentes, siendo algunos de ellos endémicos de esta zona. Así mismo, cerca del 30% de las especies que aquí habitan han sido catalogadas bajo los estados de conservación que van desde, Casi Amenazado hasta En Peligro Crítico (Tabla 4.6.1; UICN, 2021).

Tabla 4.6.1. Especies de anfibios y reptiles que habitan en la Región de los Ríos y su estado de conservación. Se indica además si la especie está presente potencialmente en el humedal del río Cruces (HRC). Los estados de conservación (E. Cons.) se indican según la categoría de la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN, 2021) y son: LC = Preocupación Menor, NT= Casi amenazado, VU= Vulnerable, DD= Datos insuficientes, EN= En Peligro, CR= En Peligro Crítico.

Familia	**Especie**	**E. Cons.**	**Presente en HRC**
Bufonidae	*Rhinella rubropunctata*	LC	no
Calyptocephalellidae	*Calyptocephalella gayi*	VU	si
Calyptocephalellidae	*Telmatobufo australis*	VU	no
Batrachylidae	*Batrachyla antartandica*	LC	no
Batrachylidae	*Batrachyla leptopus*	LC	si
Batrachylidae	*Batrachyla taeniata*	LC	si

Alsodidae	*Alsodes norae*	EN	no
Alsodidae	*Alsodes valdiviensis*	EN	no
Alsodidae	*Alsodes verrucosus*	LC	no
Alsodidae	*Eupsophus altor*	EN	si
Alsodidae	*Eupsophus calcaratus*	LC	no
Alsodidae	*Eupsophus migueli*	EN	no
Alsodidae	*Eupsophus roseus*	NT	si
Alsodidae	*Eupsophus vertebralis*	NT	si
Alsodidae	*Eupsophus emiliopugini*	NT	no
Batrachylidae	*Hylorina sylvatica*	LC	si
Rhinodermatidae	*Insuetophrymus acarpicus*	CR	no
Rhinodermatidae	*Rhinoderma darwinii*	VU	no
Leptodactylidae	*Pleurodema thaul*	LC	si
Liolaemidae	*Liolaemus pictus*	VU	si
Liolaemidae	*Liolaemus cyanogaster*	VU	si
Colubridae	*Tachymenis chilensis*	LC	si

El presente Informe hace referencia a los resultados obtenidos en la caracterización de la fauna de anfibios y reptiles del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), en el contexto del Programa de Monitoreo Ambiental de este humedal, considerando una campaña de otoño (12-15 de mayo) y una de primavera (12-13, 19-20 de noviembre) del año 2021. Se hace además un análisis comparativo considerando el presente año y el Programa de Diagnóstico Ambiental (año 2014) y los resultados del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015 al 2020).

OBJETIVOS

• Determinar, sobre la base de campañas de terreno realizadas durante otoño y primavera del año 2021, índices de riqueza específica y abundancia de anfibios y reptiles en cuatro sectores seleccionados en el HRC.

• Analizar el estado de conservación de las especies de anfibios y reptiles presentes en el área de estudio.

• Evaluar la eventual presencia de la especie exótica *Trachemys scripta elegans* (Tortuga Californiana) en el HRC.

• Comparar los resultados de las campañas del año 2021, con aquellos obtenidos durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (año 2014) y el Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015 a 2020).

MATERIAL Y MÉTODOS

Metodología de terreno

Para ambos grupos de animales, se utilizó la técnica de Relevamiento por Encuentros Visuales ("*Visual Encounter Survey*" o VES), dado que ofrece muchas posibilidades de uso (Heyer *et al*., 2001). Esta técnica de muestreo se ha utilizado ampliamente para la evaluación rápida de anfibios en grandes áreas, especialmente en hábitats uniformes donde la visibilidad es buena y también es útil para reptiles que habitan en el suelo y que son activos en áreas abiertas. Por otra parte, se la ha utilizado de manera efectiva para especies de anfibios que viven en hábitats fácilmente identificables, tales como troncos o zonas riparias, pendientes en talud, etc y también es apropiada para especies que están altamente agrupadas y para monitorear larvas de anfibios en charcas poco profundas, con aguas claras y vegetación dispersa (Heyer *et al*., 2001). En este método, una persona camina a través de un área o hábitat, por un período de tiempo predeterminado buscando animales de manera exhaustiva (Fig. 4.6.1). El VES es una técnica apropiada, tanto para estudios de inventario como para monitoreo.

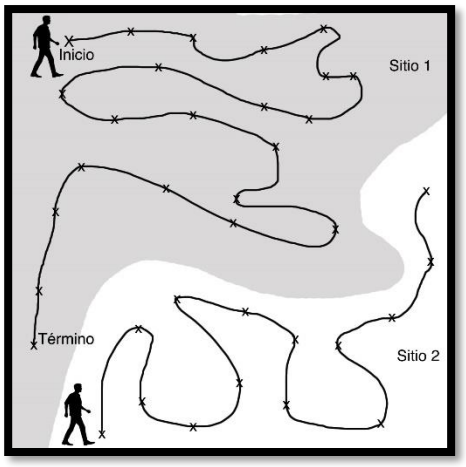


Figura 4.6.1. Esquema del método de búsqueda aleatoria para recolección de anfibios y reptiles, mediante transectos al azar en un área determinada (modificado de Heyer *et al.,* 2001).

Las campañas de terreno realizadas durante el año 2021, se llevaron a cabo entre los días 12 y 15 de mayo (campaña de otoño) y 12-13, 19-20 de noviembre (campaña de primavera). Como en años anteriores, el diseño del muestreo escogido para realizar la toma de datos estuvo basado en una combinación de un VES aleatorizado por caminatas al azar y un VES en transectos. En algunos casos, particularmente para reptiles, se usó el método de búsqueda en parches. Se escogieron estos métodos como referentes por ser los indicados para muestrear grandes áreas y por ser los que más se adaptan a las necesidades del presente estudio.

Se procedió a registrar el punto de cada observación con ayuda de un GPS y se apuntó en la planilla de campo el número y determinación de la(s) especie(s), así como otros datos relevantes en caso de que hubiesen (*e.g.,* anfibios o reptiles muertos, estado de desarrollo, presencia de parásitos). También se registraron evidencias auditivas o cantos. Por su movilidad y cuando fue posible, la prospección de la eventual presencia de reptiles se realizó hasta 50 metros desde las riberas de los cuerpos hídricos del área de estudio. Para cada sitio prospectado, se confeccionó un catastro de las especies de anfibios y reptiles existentes, estimándose riqueza específica, densidad y abundancia relativa, mediante el

esfuerzo de muestreo realizado. Al finalizar cada transecto se procedió a controlar la hora final para volverla a anotar en la planilla.

Índices de Diversidad

Las comunidades biológicas poseen una propiedad emergente, la diversidad específica, que se relaciona con la variedad dentro de esas comunidades, atributo que es la expresión de dos componentes: el número de especies presentes en la comunidad (=riqueza de especies) y la equidad, entendida como la abundancia (el número de individuos) relativa entre las especies de una determinada comunidad. En algunos casos un valor dado de un índice de diversidad puede provenir de distintas combinaciones de riqueza específica y equidad. Es decir, el mismo índice de diversidad puede obtenerse de una comunidad con baja riqueza y alta equidad como de una comunidad con alta riqueza y baja equidad. Esto significa que el valor del índice aislado no permite conocer la importancia relativa de sus componentes (riqueza y equidad). Los índices utilizados en el presente estudio fueron: índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D), índice de Berger-Parker (B), índice de Margalef (Dmg) e índice de Pielou (J'). Para todas las estimaciones de riqueza y abundancia relativa de especies se utilizó el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). Todas las mediciones fueron de acuerdo con lo descrito en el Informe Final del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC 2015, sección 4.9.

RESULTADOS

Riqueza y abundancia de anfibios y reptiles

En la Tabla 4.6.2 se muestran los resultados obtenidos sobre riqueza y abundancia de anfibios y reptiles encontrados en la zona de estudio durante la campaña de otoño y primavera de 2021. La riqueza fue de cuatro especies en otoño, mientras que en primavera fue de seis especies, correspondiente al 44,4% y 66,7% respectivamente del total esperado para la zona de estudio (nueve especies).

La especie más abundante de anfibios fue *Batrachyla taeniata* (64,28% y 29,41% del total por cada estación), a la vez que las especies menos abundantes fueron *Eupsophus altor* y *Eupsophus vertebralis*. Con respecto a los reptiles; en otoño no se encontraron especies de reptil, mientras que en primavera se determinaron dos de las tres especies de reptiles conocidas para el área, siendo *L. pictus* la especie más abundante y *L. cyanogaster* la de menor abundancia (Tabla 4.6.2).

Tabla 4.6.2. Número total de especímenes de anfibios y reptiles en el área de estudio durante el otoño y primavera del año 2021. Se señala además la abundancia relativa para otoño y primavera (ARo y ARp, respectivamente). En el caso de *C. gayi*, los números corresponden a registros auditivos.

Taxón	otoño 2021	primavera 2021	ARo (%)	ARp (%)
Anfibios				
Batrachyla leptopus	12	2	28,57	3,92
Batrachyla taeniata	27	15	64,28	29,41
Eupsophus altor	0	3	0	5,82
Eupsophus roseus	1	5	2,38	9,80
Calyptocephalella gayi	0	12	0	24,00
Pleurodema thaul	2	1	4,76	1,96
Reptiles				
Liolaemus pictus	0	8	0	15,68
Liolaemus cyanogaster	0	5	0	9,80

En la Figura 4.6.2 se muestra la ubicación de las cuatro áreas de muestreo en el HRC y sus ríos tributarios. La distribución de la fauna de anfibios durante el otoño 2021 se muestra en la Tabla 4.6.3, mientras que la distribución de anfibios y reptiles durante la campaña de primavera se muestra en las Tablas 4.6.4 y 4.6.5.

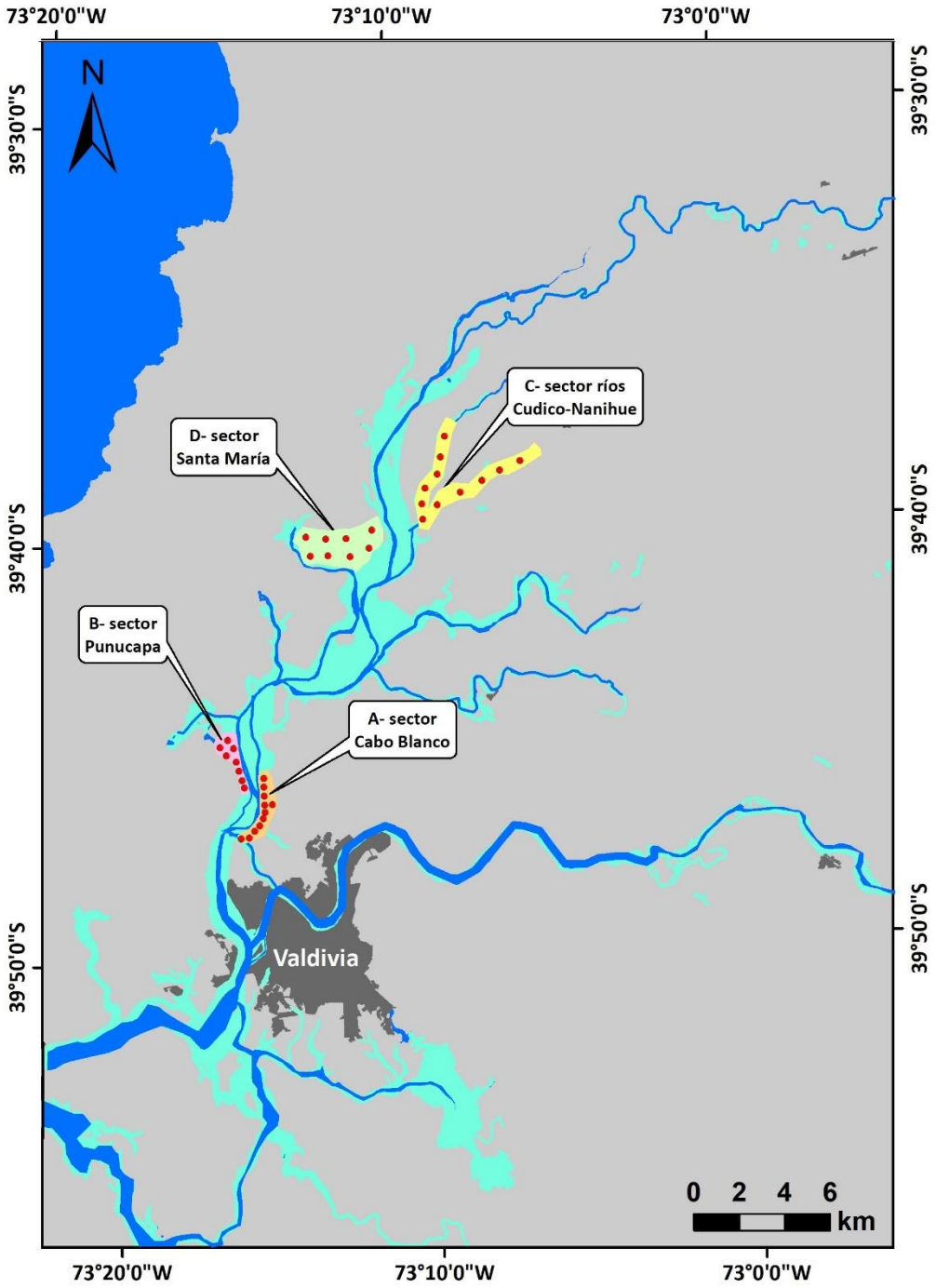


Figura 4.6.2. Ubicación de las cuatro áreas de muestro (A-D) de anfibios y reptiles en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. **A**: sector Cabo Blanco Alto, **B**: sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D**: sector ríos Santa María-San José.

Tabla 4.6.3. Riqueza y abundancia de especies de anfibios registradas en otoño de 2021 en la zona de estudio. **A**: sector Cabo Blanco Alto, **B**: sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D**: sector ríos Santa María-San José.

Especie	A	B	C	D	Total
Batrachyla leptopus	9	0	2	1	**12**
Batrachyla taeniata	19	2	4	2	**27**
Eupsophus roseus	0	0	0	1	**1**
Pleurodema thaul	1	0	0	1	**2**
Total	**29**	**2**	**6**	**5**	**42**

Tabla 4.6.4. Riqueza y abundancia de especies de anfibios registradas en primavera de 2021 en la zona de estudio. **A**: sector Cabo Blanco Alto, **B**: sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D**: sector ríos Santa María-San José.

Especie	A	B	C	D	Total
Batrachyla leptopus	1	0	0	1	**2**
Batrachyla taeniata	7	4	2	2	**15**
Calyptocephalella gayi	0	0	9	3	**12**
Eupsophus altor	0	3	0	0	**3**
Eupsophus roseus	2	0	0	3	**5**
Pleurodema thaul	1	0	0	0	**1**
Total	**11**	**7**	**11**	**9**	**38**

Tabla 4.6.5. Riqueza y abundancia de especies de reptiles registradas durante la primavera de 2021 en el área de estudio. **A**: sector Cabo Blanco Alto, **B**: sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D**: sector ríos Santa María-San José.

Especie	A	B	C	D	Total
Liolaemus pictus	1	0	2	5	8
Liolaemus cyanogaster	3	0	2	0	5
Total	4	0	4	5	**13**

En la campaña de otoño 2021, la zona con mayor presencia de anfibios fue la zona A (sector Cabo Blanco Alto), con 29 individuos contabilizados, destacando la alta abundancia relativa de *Batrachyla taeniata* (64% del total prospectado), mientras que la zona de menor abundancia fue la zona B (sector Punucapa) con dos individuos (Tabla 4.6.3). No se encontraron reptiles durante esta campaña.

En la campaña de primavera, la zona con mayor abundancia de anfibios fue del mismo modo la zona A (sector Cabo Blanco Alto) y C (sector ríos Nanihue-Cudico) con 11 especímenes, mientras que la zona con menor abundancia fue la zona B (sector Punucapa) (Tabla 4.6.4). Durante esta campaña la zona de avistamiento de reptiles fue la zona A (sector Cabo Blanco Alto), C (sector ríos Nanihue-Cudico) y D (sector ríos Santa María-San José) (Tabla 4.6.5).

Las Tablas 4.6.6 y 4.6.7 muestran los valores de los índices de diversidad de Shannon-Weaver (H'), índice de Simpson (D), índice de Berger-Parker (B), Indice de Margalef (Dmg) e índice de Pielou (J'), para la campaña de otoño y primavera de 2021.

Tabla 4.6.6. Índices de diversidad de Berger-Parker (B), de Margalef (Dmg), de Simpson (D), de Shannon-Weaver (H') e índice de Pielou (J'), para la campaña de otoño del año 2021.

	B	Dmg	D	H'	J
Anfibios	1,5555	0,8026	0,5145	0,8759	0,6318

Tabla 4.6.7. Índices de diversidad de Berger-Parker (B), de Margalef (Dmg), de Simpson (D), de Shannon-Weaver (H') e índice de Pielou (J'), para la campaña de primavera del año 2021.

	B	Dmg	D	H'	J
Anfibios	2,4666	1,3846	0,7252	1,4147	0,7895
Reptiles	1,6250	0,3898	0,5128	0,6662	0,9612

El índice de diversidad de Shannon, que es el más utilizado para estimaciones de diversidad fue de H' = 0,8759 para la campaña de otoño de 2021, mientras que el de la

campaña de primavera fue de H' = 1,4147. Dado que conceptualmente el índice H' es una medida del grado de incertidumbre asociada a la selección aleatoria de un individuo en el muestreo (Pla, 2006), si una comunidad de S especies es muy homogénea, por ejemplo, porque existe una especie claramente dominante (que es el caso de *Batrachyla taeniata*) y las restantes S-1 especies apenas presentes, el índice será más bajo que si todas las S especies fueran igualmente abundantes. En este sentido, los resultados de otoño muestran claramente que la comunidad de anfibios y reptiles tiende a ser dominada por la rana *Batrachyla taeniata* (Tabla 4.6.3). En la campaña de primavera, se evidencia también un dominio de esta especie (Tabla 4.6.4), aunque con presencia significativa de otras especies como *Calyptocephalella gayi.*

Con respecto al índice de Simpson, en la campaña de otoño el valor fue de D' = 0,5145, mientras que en primavera fue de D' = 0,752. En este sentido, un valor menor en otoño (Tabla 4.6.6), está claramente relacionado con la mayor abundancia relativa de *B. taeniata*, es decir, en un muestreo al azar durante esta campaña, hubo una alta probabilidad de encontrar esta especie. El valor más alto en primavera (Tabla 4.6.7), está correlacionado a que las abundancias relativas de otras especies fueron mayores como en el caso de *Calyptocephallela gayi* y *Eupsophus roseus* (Tabla 4.6.2).

Comparación entre las campañas de los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC

Para hacer estimaciones de variabilidad temporal de la diversidad de anfibios y reptiles del HRC, se compararon los resultados de las campañas del año 2021 con las campañas del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y aquellos resultados del Programa de Monitoreo del HRC (primavera del año 2015; otoño y primavera de 2016, 2017, 2018, 2019 y primavera de 2020). Los resultados se muestran en las Tablas 4.6.8. y 4.6.9.

Al comparar abundancia y riqueza por estaciones a lo largo de todas las campañas se observa que el patrón general es claramente dominado por *Batrachyla taeniata* y en

segundo lugar *Calyptocephalella gayi*. Ambas especies representan cerca del 76% del total de anfibios prospectados en el HRC (1022 anfibios). Por otra parte, *Liolaemus cyanogaster* representa la especie más abundante en el caso de los reptiles, con 105 individuos (57% del total).

En el caso de *B. taeniata*, como ya se ha comentado, la abundancia de esta especie se puede deber a su tolerancia a los ambientes intervenidos, encontrándose incluso bajo escombros y acopios de basura. Las diferencias estacionales que se pueden observar podrían estar dadas por sus épocas reproductivas. Ejemplo de esto, es *C. gayi*, cuya mayor abundancia se observa en primavera (cantos y desplazamientos en agua y tierra) y no así en otoño, dado que permanecen ocultos en los cuerpos de agua, siendo difícil encontrarlas sin usar redes de arrastre u otros implementos. Con respecto a *C. gayi*, los resultados son relevantes, pues al parecer esta especie es abundante en comunidades relativamente estables en el HRC, situación que contrasta con el estado de conservación de esta especie que está como Vulnerable y en general sus poblaciones se han visto drásticamente disminuidas por pérdida de hábitat y cambios de uso de suelo.

En el caso de los reptiles (Tabla 4.6.9), los patrones de variación temporal indican presencia relativamente común de *Liolaemus pictus* y *L. cyanogaster*. En este caso, las diferencias en las abundancias estacionales (otoño *versus* primavera) están claramente relacionadas con la menor o nula actividad de estos animales en otoño, dada principalmente por el descenso de la temperatura ambiental.

Tabla 4.6.8. Comparaciones de la riqueza y abundancia de anfibios entre las campañas del año 2021 y las del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020). o = otoño; p = primavera. Se indican además los índices de diversidad estimados para cada estación.

Especie	o2014	p2014	p2015	o2016	p2016	o2017	p2017	p2018	o2019	p2019	p2020	o2021	p2021	Total
Batrachyla leptopus	2	10	1	1	0	2	8	5	4	6	2	12	2	**55**
Batrachyla taeniata	20	120	72	35	39	23	33	46	30	32	21	27	15	**513**
Calyptocephalella gayi	0	30	106	0	12	0	19	26	0	40	12	0	12	**257**
Eupsophus altor	0	5	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3	**11**
Eupsophus roseus	7	7	2	3	16	2	4	17	18	18	8	1	5	**108**
Eupsophus vertebralis	0	1	0	0	2	0	0	4	8	15	3	0	0	**33**
Pleurodema thaul	3	5	0	2	16	0	1	7	2	5	1	2	1	**45**
Total	**32**	**178**	**182**	**42**	**85**	**28**	**65**	**105**	**62**	**116**	**47**	**42**	**38**	**1022**
Índice Berger-Parker, B	0,6250	0,6741	0,5824	0,8333	0,4588	0,8214	0,5076	0,4380	0,4938	0,3448	0,4468	1,5555	2,4666	1,9922
Índice de Margalef, D_{mg}	0,8656	1,1579	0,7686	1,0701	0,9003	0,9003	0,9582	1,0743	0,9691	1,0518	1,2986	0,8026	1,3846	0,8658
Índice de Shanon-Weaver, H’	1,0214	1,0840	0,7884	0,6634	1,3508	0,6575	1,1973	1,4519	1,2621	1,5647	1,4018	0,8759	1,4147	1,3849
Índice de Simpson, D	0,5665	0,5136	0,5068	0,3042	0,7064	0,3253	0,6475	0,7192	0,6705	0,7662	0,7150	0,5145	0,7252	1,3849
Índice de Pileou, J’	0,7367	0,5574	0,4898	0,4121	0,8393	0,4743	0,7439	0,8103	0,7842	0,8733	0,7823	0,6318	0,7895	0,6682

Tabla 4.6.9. Comparaciones de la riqueza y abundancia de reptiles entre las campañas del año 2021 y las del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020). o = otoño; p = primavera. Se indican además los índices de diversidad estimados para cada estación.

Especie	**o2014**	**p2014**	**p2015**	**o2016**	**p2016**	**o2017**	**p2017**	**p2018**	**o2019**	**p2019**	**p2020**	**o2021**	**p2021**	**Total**
Liolaemus cyanogaster	3	31	18	0	11	0	1	10	4	19	8	0	5	**105**
Liolaemus pictus	7	2	12	0	1	0	9	9	0	23	11	0	8	**74**
Tachymenis chilensis	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	**5**
Total	**10**	**34**	**31**	**1**	**13**	**0**	**10**	**19**	**4**	**43**	**19**			**184**
Índice Berger-Parker, B	0,7000	0,9117	0,5806	1,000	0,8461	-	0,9000	0,5263	1,000	0,4693	0,5789	-	1,6250	1,7523
Índice de Margalef, D_{mg}	0,4342	0,5671	0,5824	0	0,7797	-	0,4342	0,3396	0	0,5317	0,5317	-	1,3846	0,3835
Índice de Shanon-Weaver, H’	0,6108	0,3545	0,7938	0	0,5359	-	0,3250	0,6917	0	0,7830	0,6806	-	0,6662	0,7844
Índice de Simpson, D	0,4666	0,1693	0,5290	0	0,2948	-	0,2000	0,5263	0	0,5304	0,5146	-	0,5128	0,5146
Índice de Pileou, J’	0,8812	0,3227	0,7225	-	0,4878	-	0,4689	0,9980	-	0,7127	0,9819	-	0,9612	0,7140

Patrones de diversidad espacial

En la Tabla 4.6.10 se muestran los resultados de las comparaciones por sector de todas las campañas realizadas hasta ahora incluyendo anfibios y reptiles. Cabe señalar que los sitios de muestreo del año 2020 y 2021 se seleccionaron sobre la base del Programa de Monitoreo 2015-2019, los que presentaron los valores más altos de abundancia y riqueza específica de estos vertebrados.

Se observa que los sectores con mayor abundancia de herpetofauna son el sector D (sector ríos Santa María-San José) con 488 especímenes observados (aunque con una cobertura espacial mayor que las otras áreas) y el sector A (sector Cabo Blanco Alto) con 202 especímenes. El sector de ríos Santa María-San José, aunque altamente intervenido por la ganadería tiene varios parches de bosque nativo donde fue posible observar la mayoría de los especímenes de *Eupsophus roseus* y *E. vertebralis*. En general el patrón de diversidad se mantiene, con fluctuaciones de abundancia otoño-primavera que están dadas principalmente por épocas reproductivas en anfibios y descenso de temperatura en la estación otoñal en el caso de los reptiles.

Tabla 4.6.10. Abundancia (número de individuos) de anfibios y reptiles en el área de estudio según los sectores señalados en la Figura 4.6.2.

Campaña	A	B	C	D
otoño 2014	4	4	3	4
primavera 2014	31	14	14	63
primavera 2015	5	6	20	134
otoño 2016	8	1	1	15
primavera 2016	11	2	7	34
otoño 2017	17	1	0	2
primavera 2017	11	0	3	35
primavera 2018	28	7	4	66
otoño 2019	6	9	1	38
primavera 2019	19	26	14	53
primavera 2020	18	12	13	23
otoño 2021	29	5	2	6
primavera 2021	15	14	7	15
Total	**202**	**101**	**89**	**488**

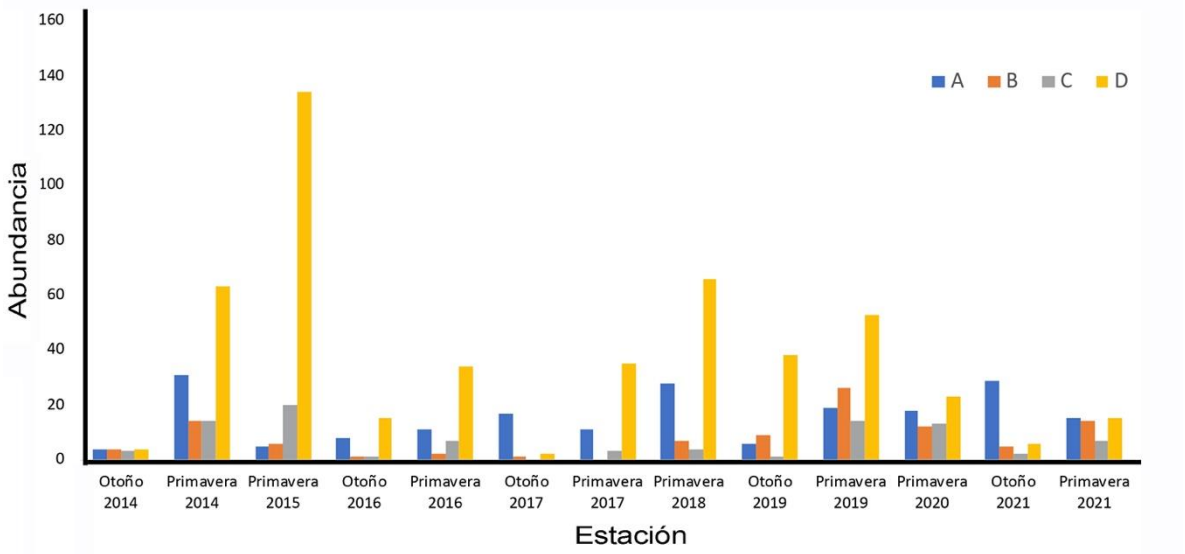


Figura 4.6.3. Patrones comparativos de abundancia por estación en las cuatro áreas de muestro seleccionadas(A-D) de anfibios y reptiles en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. **A**: sector Cabo Blanco Alto, **B**: sector Punucapa **C**: sector ríos Nanihue - Cudico, **D**: sector ríos Santa María - San José.

Potenciales amenazas a la herpetofauna del HRC

Como se ha informado en campañas previas, se ha observado un progresivo cambio en el uso de suelo en particular en el sector ríos Santa María -San José, lo que ha provocado la desaparición de hábitats acuáticos para *Calyptocephalella gayi*. En otros sectores, como Cabo Blanco Alto se advierte el aumento de microbasurales y la construcción de viviendas a orillas del humedal. A pesar de ser una potencial amenaza, no se detectó presencia de la tortuga de orejas rojas en el HRC, aunque para confirmar su presencia se requiere un monitoreo más continuo en especial en la estación de verano. Con respecto a ácaros parásitos detectados en algunos anfibios, estos han sido circunstanciales y debido probablemente al contacto directo con fecas de vacuno, donde habitan estos ácaros.

Estos resultados se suman al conjunto de evidencias de los efectos de la fragmentación de hábitat y cambios de uso de suelo. Resalta la necesidad de conocer las implicaciones de estas actividades y la necesidad del diseño de estrategias de conservación de la herpetofauna del HRC, no poco relevante en una zona de alta biodiversidad y que se encuentra bajo fuerte presión por las actividades humanas como en el sector Santa María.

La pérdida o degradación del hábitat debido al cambio en la cobertura del suelo se considera uno de los principales impulsores de la declinación de los anfibios. Cambios en el uso de suelo no se advierten con una campaña de terreno de un año, por lo que los datos registrados en el presente informe son evidencia empírica de cómo el cambio de cobertura terrestre puede afectar a este grupo de vertebrados.

En la Figura 4.6.4 se muestran fotografías representativas de las especies de anfibios y reptiles observados en el HRC a lo largo del periodo de estudio.



Figura 4.6.4. Especies de anfibios y reptiles observados en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. A: *Batrachyla taeniata*, B: *Batrachyla leptopus*, C: *Pleurodema thaul*, D: *Eupsophus roseus*, E: *Liolaemus cyanogaster*, F: *Liolaemus pictus*.

CONCLUSIONES

• La comunidad de anfibios del HRC está dominada por *Batrachyla taeniata* y *Calyptocephalella gayi*. Esto concuerda con lo esperado, ya que *B. taeniata* corresponde a una especie común en la región, con una tolerancia moderada a la actividad antrópica.

• Al igual que en casos anteriores, se observaron especímenes con quistes intradérmicos correspondientes a estados larvales del ácaro *Hannemania* sp., común en anfibios expuestos a zonas donde hay ganado vacuno.

• No se detectó la presencia de la Tortuga de orejas rojas (*Trachemys scripta*) en el HRC.

• Las variaciones en el tiempo (2014 – 2021), dan cuenta de fluctuaciones tanto en riqueza, como en la abundancia de anfibios y reptiles. Las especies más abundantes en el HRC son *B. taeniat*a y *C. gayi*, aunque esta última, así como reptiles estuvieron ausentes en otoño. Las fluctuaciones parecen ser más bien estacional que de descenso progresivo de algunas de las especies, a pesar del marcado cambio en el uso de suelo en algunos sectores como en el sector Santa María-Río San José.

REFERENCIAS

Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart SN (2004) IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Cambridge, p 217

Berger WH, Parker FL (1970) Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. Science 168(3937):1345-1347

Colwell RK (2013) EstimateS, Version 9: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. http://purl.oclc.org/estimates

Demangel D (2016) Reptiles en Chile. Verlag, p 604

Frost DR (2021) Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6. Electronic Database. American Museum of Natural History, New York, USA. http://research.amnh.org/vz/ herpetology/amphibia/ (Última consulta: 27 nov 2018)

González N, Ruiz J, Puente S, Nuñez JJ (2018) On the status of red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) (*Testudines, Emydidae*) with evidences of its reproduction in the wild, Chile. Biodiversity International Journal 2(3):292-295

Grant EHC, Miller DA, Schmidt BR, Adams MJ, Amburgey SM, Chambert T, Cruickshank SS, Fisher RN, Green DM, Hossack BR, Johnson PT, Joseph MW, Rittenhouse TAG, Ryan ME, Waddle JH, Walls SC, Bailey LL, Fellers GM, Gorman TA, Ray AM, Pilliod DS, Price SJ, Saenz D, Sadinski W, Muths E (2016) Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. Scientific Report 6(1):1-9. DOI: 10.1038/srep25625

Heyer RW, Donnelly MA, Mc. Diarmid RW, Hayek LC, Foster MS (2001) Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Métodos estandarizados para Anfibios, (ed. original 1994, traducido de Lavilla, Esteban O), Editorial Universitaria de la Patagonia, Chubut

IUCN 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. https://www.iucnredlist.org.

Kueneman JG, Bletz MC, McKenzie VJ, Becker CG, Joseph MB, Abarca JG, Archer H, Arellano AL, Bataille A, Becker M, Belden LK, Crottini A, Geffers R, Haddad CFB, Harris RN, Holden WM, Hughey M, Jarek M, Kearns PJ, Kerby JL, Kielgast J, Kurabayashi A, Longo AV, Loudon A, Medina D, Nuñez, Bina Perl RG, Pinto-Tomás A, Rabemananjara FCE, Rebollar EA, Rodríguez A, Rollins-Smith L, Stevenson R, Tebbe CC, Vargas Asensio G, Waldman B, Walke JB, Whitfield SM, Zamudio KR, Zúñiga Chaves I, Woodhams DC, Vences M (2019) Community richness of amphibian skin bacteria correlates with bioclimate at the global scale. Nature Ecology and Evolution 3(3):381-389. doi: 10.1038/s41559-019-0798-1

Lobos G, Vidal M, Correa C, Labra A, Díaz-Páez H, Charrier A, Rabanal F, Díaz S, Tala C (2013) Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente, Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología, Santiago, p 104

Margalef R (1995) Aplicación del caos determinsita en ecologia En: Flos J (ed) 1995. Ordre i Caos en ecología, vol 6. Publicacions Universitat de Barcelona, p 171-184

Pielou E (1975) Ecological Diversity. John Wiley & Sons, New York, p 165

Pincheira-Donoso D, Scolaro JA, Sura P (2008) A monographic catalogue on the systematics and phylogeny of the South American iguanian lizard family Liolaemidae. Zootaxa 1800(1):1-85

Shannon CE, Weaver W (1949) The Mathematical Theory of Communication. University Illinois Press, Urbana, IL

Simpson EH (1949) Measurement of diversity. Nature. 163(4148): 688-688

Simon E, Puky M, Braun M, Tóthmérész B (2011) Frogs and toads as biological indicators in environmental assessment. In: Murray JL (ed) Frogs: Biology, Ecology and Uses. Nova Science Publisher, New York, p 141-150.

Smith-Ramírez C, JJ Armesto, C Valdovinos (2019). Historia, Biodiversidad y Ecología de los Bosques Costeros de Chile, Segunda Edición. Editorial Universitaria.

4.7. AVIFAUNA ACUÁTICA

ANTECEDENTES

En este Capítulo se entrega información, sobre los resultados de análisis tendientes a estudiar la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), durante un período de aproximadamente 30 años. Para ello, se analizan los resultados de censos mensuales llevados a cabo por CONAF entre los años 1991 y 2021 (ambos incluidos) y de muestreos estacionales realizados por la UACh entre noviembre 2015 y octubre 2022. Estos últimos, como parte de los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2022), diseñados con posteridad a cambios ambientales significativos que ocurrieron en el HRC, durante el año 2004.

Los cambios ambientales ya mencionados, incluyeron primariamente la emigración y mortalidad de cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) por causas desconocidas y la desaparición de la macrófita acuática *Egeria densa*, alimento primario de cisnes y taguas (*Fulica armillata*) en el humedal (Escaida *et al*. 2014, Jaramillo *et al*. 20018 a, 2018 b). Estudios realizados con posterioridad al año 2004, indicaron que aparte de los cisnes, las taguas también habían emigrado del humedal y que las garzas (*Ardea cocoi* o Garza Cuca, *Ardea alba* o Garza blanca grande y *Egretta thula* o Garza blanca chica) - las aves acuáticas más conspicuas del área, aparte de cisnes y taguas - no habían sido afectadas (Lagos *et al.*, 2008).

Debido entonces a la necesidad de monitorear las abundancias de cisnes, taguas y garzas, se enfatiza en este capítulo el análisis dela variabilidad inter anual de ambos grupos de aves. Para ello, se toma como punto clave de referencia el año 2004, comparándose valores de abundancia obtenidos con anterioridad y posterioridad a ese año. Para el caso de las aves herbívoras, es relevante conocer si la tendencia a la recuperación de cisnes y taguas que comenzó aproximadamente el año 2012 contínua o ha cambiado, a la vez que para el caso de las aves carnívoras como son las garzas, se necesita evaluar si se mantiene la tendencia detectada por Lagos *et al*. (2008) en el sentido de que sus abundancias muestran - para el período estudiado (1999 - 2006) - una variabilidad bastante homogénea o conservativa.

OBJETIVOS

- Analizar - en base a la data mensual de CONAF - la riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática en el HRC, durante el periodo 1991 - 2021.
- Analizar - en base a la data mensual de CONAF - las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro, la Tagua, la Garza cuca, la Garza blanca grande y la Garza blanca chica el HRC, durante el periodo 1991 - 2021.
- Analizar - en base a la data mensual de CONAF - la distribución espacial de las aves arriba mencionadas, en siete sectores del HRC, durante el período 1991 -2021.
- Analizar - en base a la data de la UACh - la distribución espacial de las aves arriba mencionadas en 19 sectores del HRC, durante el período noviembre 2015 - octubre 2022.
- Realizar - en base a la data de la UACh - análisis de regresión entre los datos de abundancia de aves herbívoras y carnívoras, recopilados por la UACh y CONAF durante el período noviembre 2015 - octubre 2022, a fin de evaluar cuan comparables son las tendencias resultantes de tales análisis.

METODOLOGÍAS

Origen de los datos

La fuente de los datos corresponde a CONAF y al equipo del programa de monitoreo de la UACh. Como se explica más adelante en las metodologías, la forma de obtener esas bases de datos, difiere entre instituciones; sin embargo, el uso de ambas contribuye a obtener una visión más integral de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática del HRC.

Datos mensuales de CONAF

Se utilizó la base de datos mensuales de la CONAF (Valdivia) obtenida entre enero 1991 y octubre 2022 y estructurada por el equipo de la UACh, en base a los ocho sectores que se muestran en la Figura 4.7.1 y Tabla 4.7.1.

Tres de estos sectores incluyen primariamente al eje central del HRC (ríos Cruces y Chorocamayo) y a ríos tributarios ubicados en la vertiente occidental del mismo, como son los ríos San Ramón, Tambillo y Santa María (sectores 1, 2 y 3, respectivamente), otro se ubica en la parte superior del área de estudio e incluye al eje central del río Cruces y parte de los ríos San José y Cruces (sector 4), a la vez que tres sectores incluyen primariamente a ríos tributarios ubicados en la vertiente oriental del HRC (sector 5 con ríos Nanihue y Cudico, sector 6 o río Pichoy y sector 7 o río Cayumapu); el sector 8 o Isla Teja es la continuación sur del eje central del HRC pero está fuera de este (Tabla 4.7.1).

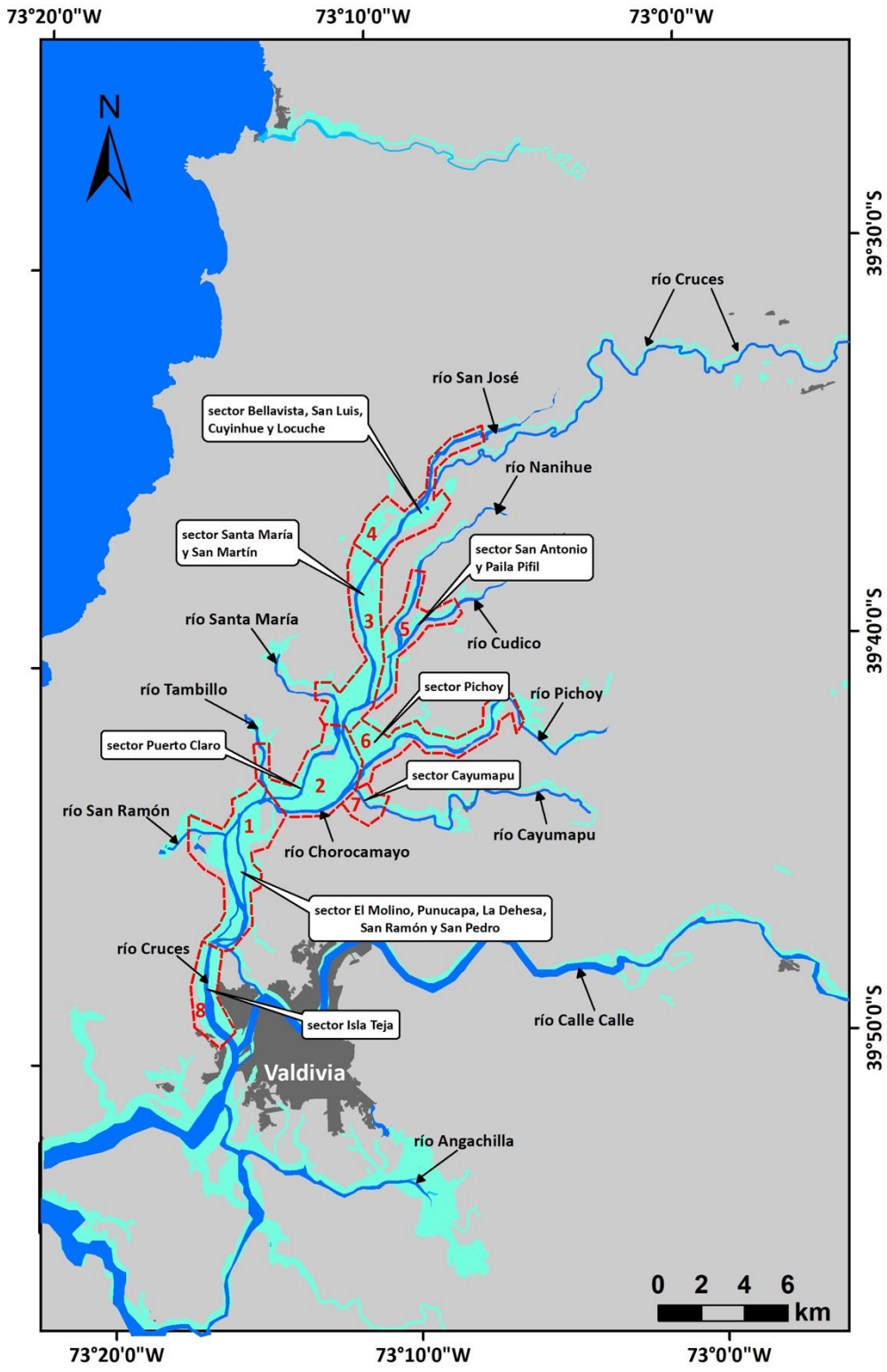


Figura 4.7.1. Ubicación de los ocho sectores delimitados para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática, en base a los censos mensuales llevados a cabo por CONAF entre los años 1991 y 2021.

Tabla 4.7.1. Sectores predefinidos del humedal del río Cruces y su correspondencia con los sitios de observación usados en los censos realizados por la CONAF.

ubicación	sectores	sitios establecidos por CONAF para censos de avifauna
eje central del HRC	1	El Molino, Punucapa, La Dehesa, San Ramón y San Pedro
	2	Puerto Claro
	3	Santa María y San Martín
	4	Bellavista, Fuerte San Luis, Cuyinhue y Locuche
ríos tributarios del HRC	5	San Antonio (río Cudico) y Paila Pifil (río Nanihue)
	6	Pichoy y Chihuao
	7	río Cayumapu
fuera del HRC	8	Isla Teja

Datos UACh

Se utilizó la base de datos recopilada durante las fechas que se indican en la Tabla 4.7.2. Entre noviembre 2015 y diciembre 2021, los datos tienen una periodicidad *circa* estacional, a la vez que, entre enero 2021 y octubre 2022 la periodicidad de los censos fue practicamente mensual (Tabla 4.7.2). Durante esas fechas se censó en 19 sectores específicos del HRC y cuyas ubicaciones se muestran en la Fig. 4.7.2.

Se censó a lo largo de polígonos ordenados visualmente a lo largo de las riberas del eje central del HRC (ríos Cruces y Chorocamayo) y sus ríos tributarios (San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Cudico, Nanihue, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este) y cuyas longitudes aproximadas fueron de 500 m (Fig. 4.7.3). Los puntos iniciales y finales de cada polígono fueron georeferenciados en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx. Para estas actividades se utilizaron dos tipos de embarcaciones (ambas conducidas a una velocidad aproximada de 5-6 nudos): lancha de fibra de vidrio, modelo Robalo y con cabina para pasajeros, eslora de 7,7 m y motor Tohatsu de 50 HP, durante meses de otoño e invierno y bote de goma Zodiac, modelo Skua 490, eslora 4,9 m y motor Suzuki de 60 HP, durante meses de primavera y verano.

Tabla 4.7.2. Fechas de salidas a terreno para la realización de censos de la avifauna acuática durante el desarrollo de los Programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC.

programa	periodo	censos
Primer año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2015 - marzo 2016	28 - 30 noviembre 2015
		27 - 29 enero 2016
Segundo año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2016 - marzo 2017	28 - 30 abril 2016
		13 - 15 julio 2016
		25 - 27 enero 2017
Tercer año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2017 - marzo 2018	09 - 11 mayo 2017
		04 - 06 julio 2017
		11 - 13 octubre 2017
		14 - 16 febrero 2018
Cuarto año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2018 - marzo 2019	18 - 20 abril 2018
		17 - 19 Julio 2018
		02 - 05 octubre 2018
		18 - 19 enero 2019
Quinto año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2019 - marzo 2020	06 - 08 mayo 2019
		25 - 27 junio 2019
		25 - 27 septiembre 2019
		10 - 12 diciembre 2019
Primer año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2020 - marzo 2021	08 - 10 abril 2020
		06 - 08 mayo 2020
		15 - 16 octubre 2020
		09 - 11 diciembre 2020
		03 - 04 febrero 2021
Segundo año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2021 - marzo 2022	16 - 17 junio 2021
		12 - 13 julio 2021
		22 - 23 septiembre 2021
		15 - 16 octubre 2021
		04 - 05 noviembre 2021
		24 - 25 enero 2022
		16 - 17 marzo 2022
Tercer año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2022 - marzo 2023	09 - 10 mayo 2022
		29 - 30 junio 2022
		28 - 29 julio 2022
		30 - 31 agosto 2022
		27 - 28 septiembre 2022
		28 - 29 octubre 2022

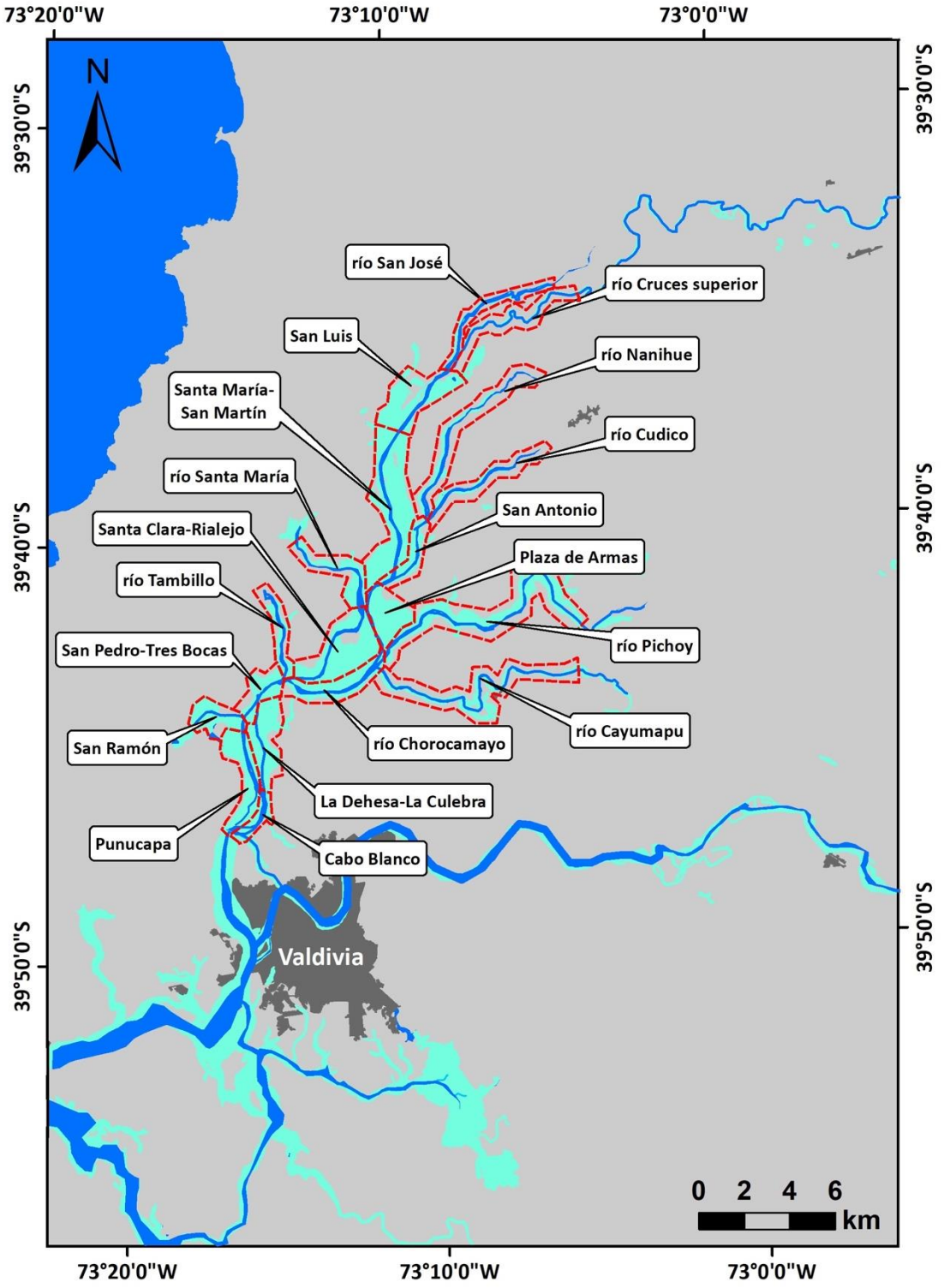


Figura 4.7.2. Ubicación de los 19 sectores destinados para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática, en base a los censos llevados a cabo por la UACh entre noviembre 2015 y octubre 2022 en todas las riberas del HRC (ver Fig. 4.7.3).

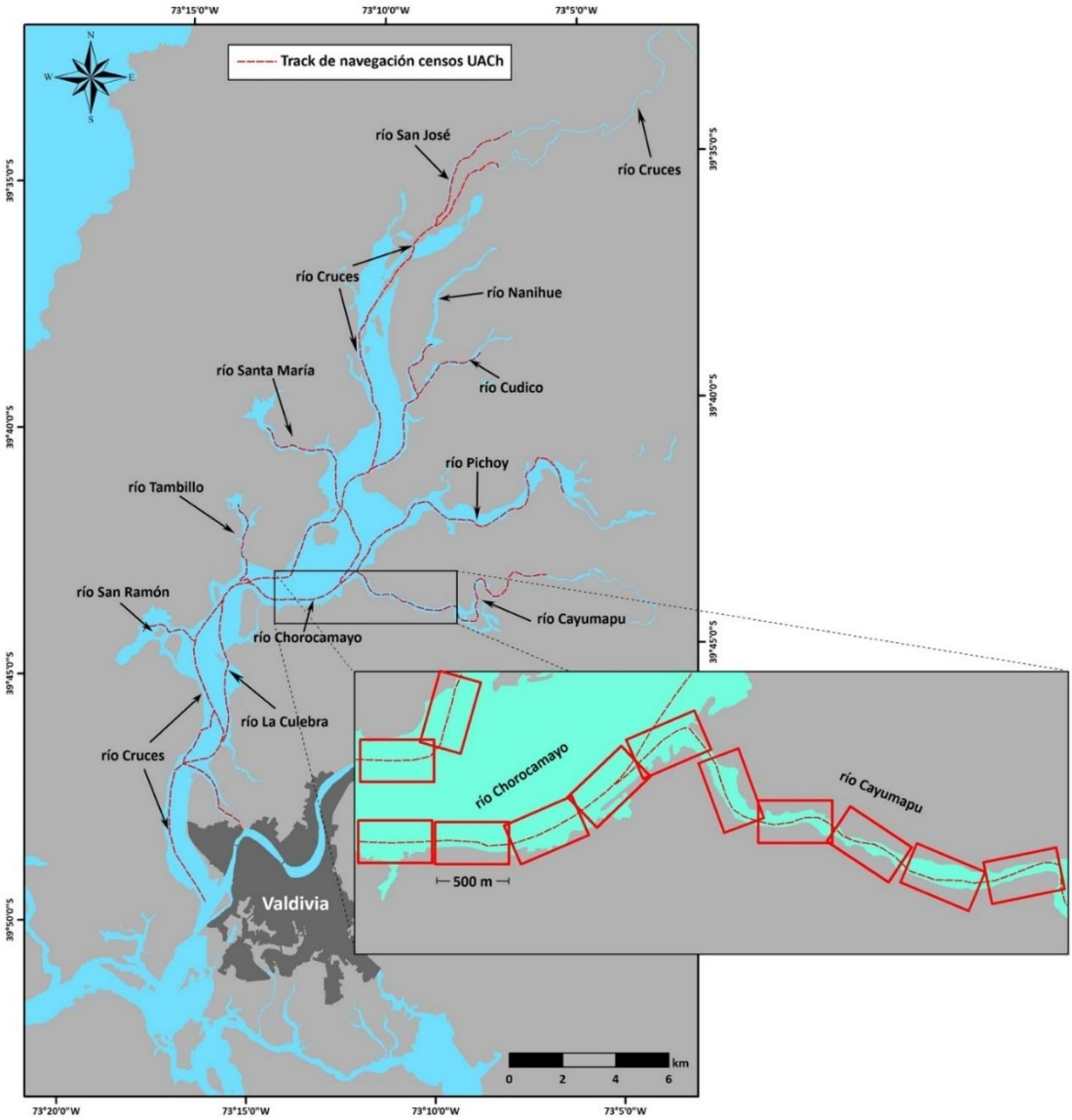


Figura 4.7.3. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a censar la avifauna acuática en las riberas del del HRC y sus ríos tributarios.

RESULTADOS

4.7.1. DATA MENSUAL DE CONAF (1991 - 2021)

Riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática

La data disponible para evaluar la riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática del HRC, corresponde a datos de censos realizados mensualmente en los sectores 1 a 4 del humedal (ver Fig. 4.7.1), durante el período 1991 - 2021 (ambos años incluídos).

En general, los valores de riqueza de especies en los sectores 1, 2 y 3 del eje central del HRC, mostraron pequeñas fluctuaciones inter anuales (Fig. 4.7.4). Por el contrario, en el sector 4, tales valores tendieron a disminuír significativamente ($p<0,05$) en el tiempo: desde aproximadamente 20 especies en al año 1991 a 15 taxa en el año 2021 (Fig. 4.7.4).

La Figura 4.7.5 muestra que con posteridad al año 2004, las abundancias de la avifauna acuática disminuyeron notoriamente en los sectores 1, 2 y 3 (en el sector 4, las abundancias han sido muy bajas y sin mayor variabilidad en el tiempo). Esas disminuciones estuvieron primariamente relacionadas a la disminución significativa en las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro y la Tagua común (ver más adelante), las especies más abundantes del HRC.

A partir del año 2012 (*circa* ocho años después de la disminución significativa de cisnes y taguas en el HRC), comenzó a ocurrir un incremento gradual en la cantidad de aves acuáticas, particularmente en los sectores 1 y 2 del eje central del HRC (Fig. 4.7.5). Ese incremento se mantuvo hasta el año 2020, ya que, durante el año 2021, las abundancias disminuyeron significativamente en los sectores 1, 2 y 3, situación debida primariamente a una disminución poblacional del Cisne de cuello negro durante ese año (ver más adelante).

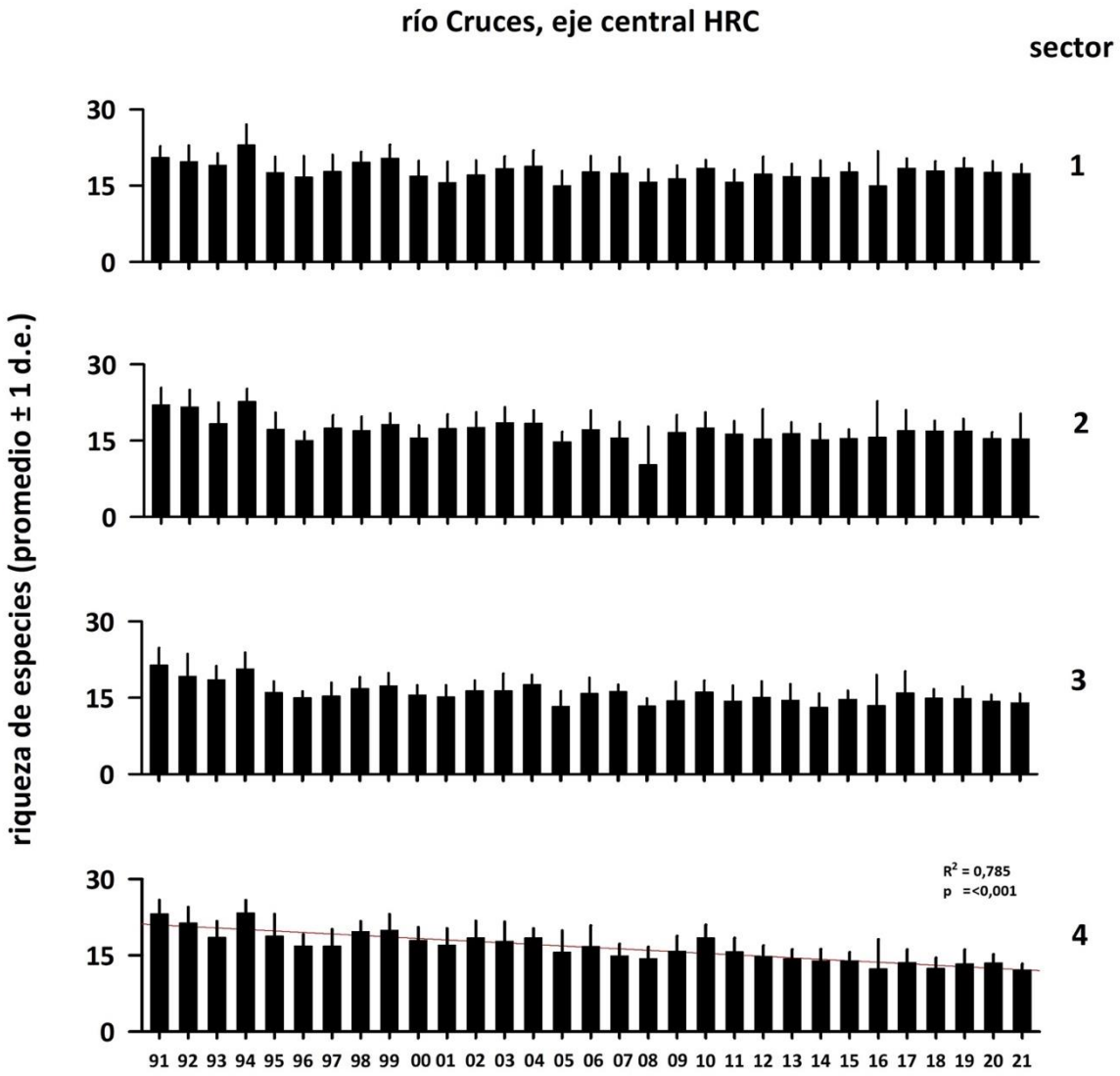


Figura 4.7.4. Variabilidad inter anual de la riqueza de especies de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC (1991 a 2021). Los promedios están basados en los doce datos mensuales de cada año. La línea roja es la línea de tendencia derivada del análisis de regresión, entre riqueza de especies y años. Fuente de datos: CONAF.

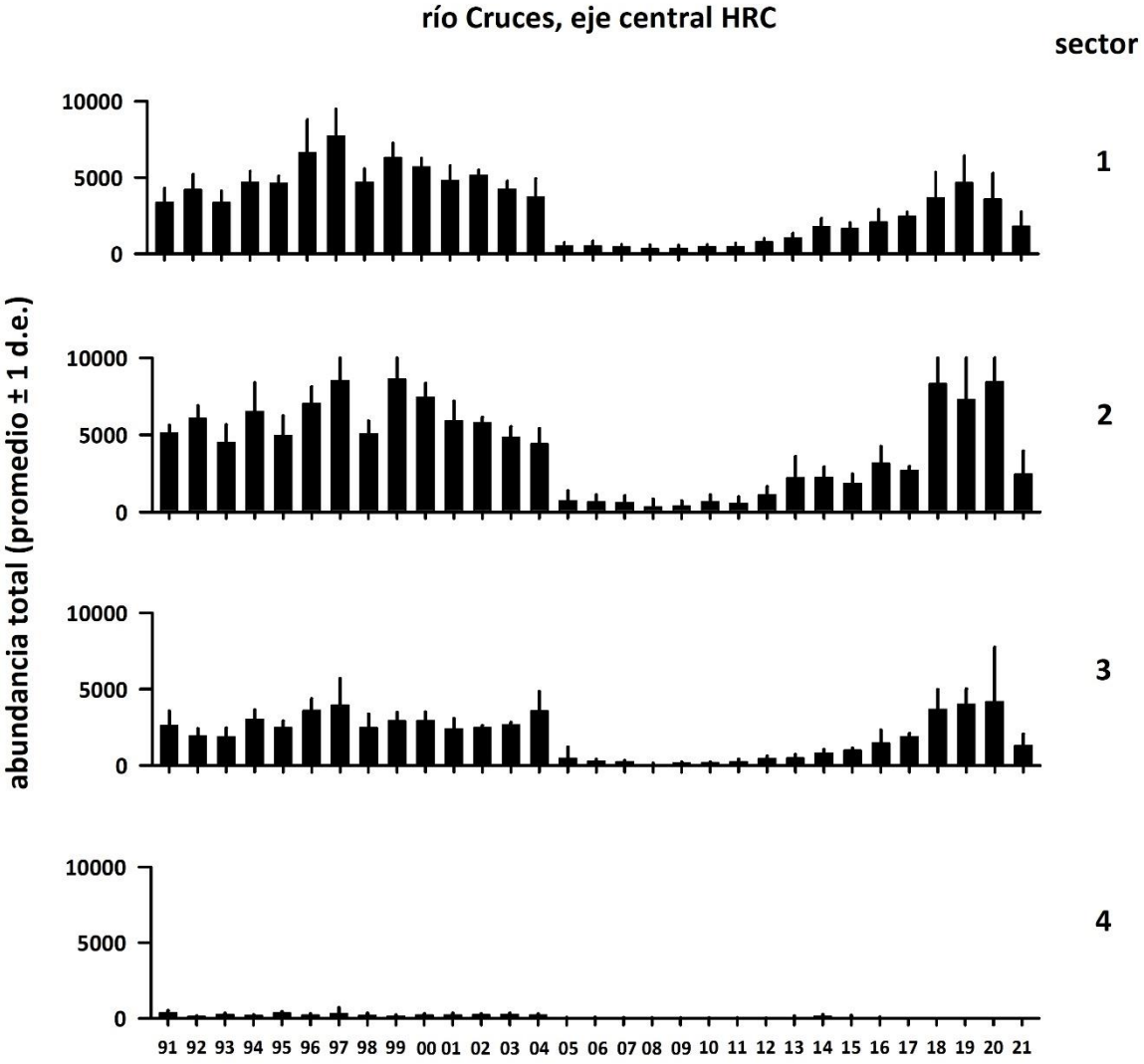


Figura 4.7.5. Variabilidad interanual de la abundancia total de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC (1991 a 2021). Los promedios están basados en los doce datos mensuales de cada año. Fuente de datos: CONAF.

Abundancias de aves acuáticas herbívoras

La data disponible para evaluar la variabilidad intra anual e inter anual en la abundancia poblacional del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) en el HRC, corresponde a datos de censos realizados mensualmente en los sectores 1 a 8 del humedal (ver Fig. 4.7.1), durante el período 1991 - 2021 (ambos años incluídos). A su vez, la data disponible para realizar análisis similares a los anteriormente mencionados, pero con la

Tagua (*Fulica armillata*), proviene de censos llevados con la misma periodicidad y en el mismo período de tiempo arriba mencionado, pero en los sectores 1 a 4 y 8 (ver Fig. 4.7.1).

Cisne de cuello negro

Previo al año 2005 y durante un período de aproximadamente 14 años (1991 - 2004), la abundancia promedio anual de los cisnes varió entre *ca*. 2000 y 7.000 aves (años 1992 y 1997, respectivamente); durante el año 2005, ese valor promedio cayó abruptamente a *ca.* 550 cisnes, situación que se mantuvo hasta aproximadamente el año 2011 (Fig. 4.7.6). A partir del año 2012, las abundancias de los cisnes aumentaron sostenidamente hasta los años 2019 y 2020 (promedios cercanos *ca.* 13.000 individuos para cada uno de esos años), para luego disminuir a *ca.* 5100 cisnes como promedio anual para el año 2021 (Fig. 4.7.6).

Durante el período 1991 - 2004, no se detectaron tendencias significativas ($p>0,05$) en la variabilidad inter anual de las abundancias de cisnes (Fig. 4.7.7); por el contrario, durante el período 2005 - 2021, la tendencia fue significativa ($p<0,05$) y al aumento en los promedios de abundancias anuales, aun cuando la data muestra una fuerte caída en las abundancias durante el año 2021 (Fig. 4.7.7).

Tagua

Con anterioridad al año 2005 y durante un período de 14 años (1999 - 2004), la abundancia promedio anual de las taguas varió entre *ca.* 8000 y 15.300 aves (años 1991, 1993 y 2003 para el primer valor y año 1999 para el segundo valor); durante el año 2005, ese valor promedio cayó abruptamente a *ca.* 1.100 aves, situación que se mantuvo hasta los años 2013 y 2014: aproximadamente 1.800 taguas como promedio anual para cada uno de esos años (Fig. 4.7.6). Desde el año 2018 hasta el 2021, la población de taguas disminuyó gradualmente de *ca.* 6240 aves a 1400 individuos (Fig. 4.7.6).

Similar a lo observado con los cisnes, las abundancias promedios anuales de las taguas durante el período 1991 - 2004 no mostraron tendencias significativas (p>0,05) (Fig. 4.7.7); sin embargo, durante el período 2005 - 2021, la tendencia al aumento fue significativa (p<0,05), aun cuando la data muestra una fuerte caída en las abundancias durante el año 2021 (Fig. 4.7.7).

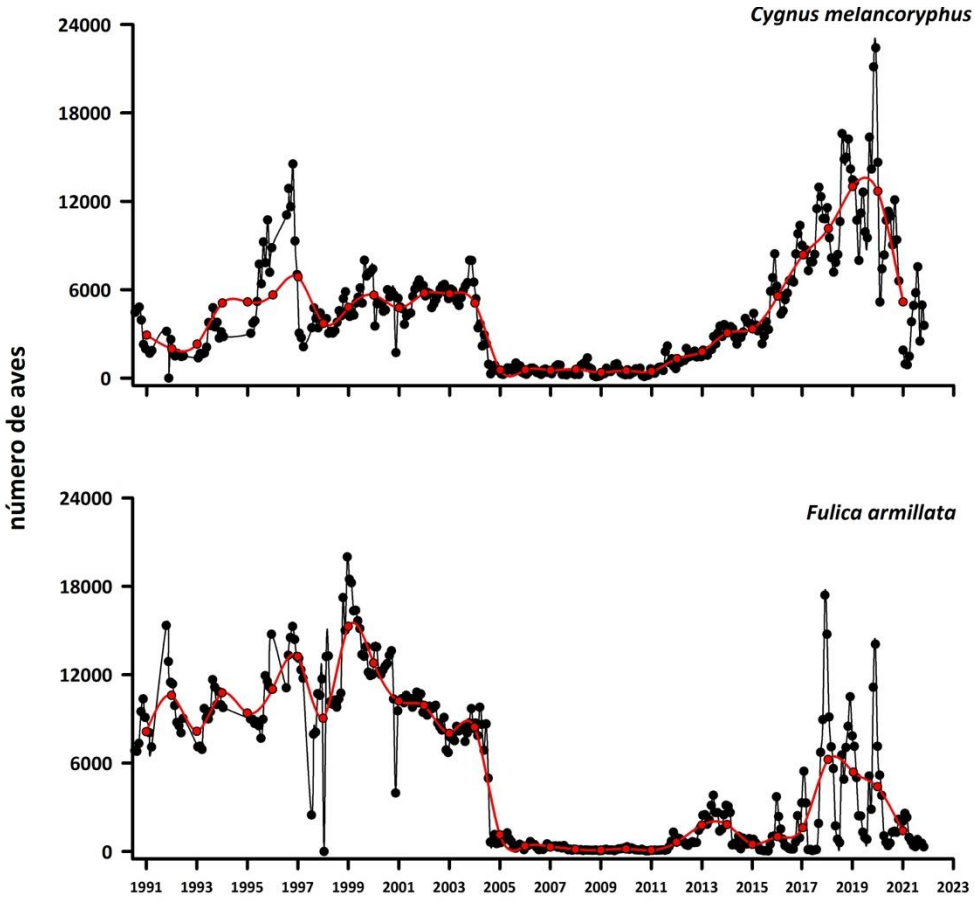


Figura 4.7.6. Variabilidad intra e interanual (puntos negros y línea roja, respectivamente) en el número de ejemplares de *C. melancoryphus* y *F. armillata*, entre enero del año 1991 y diciembre del año 2021. Fuente de datos: CONAF.

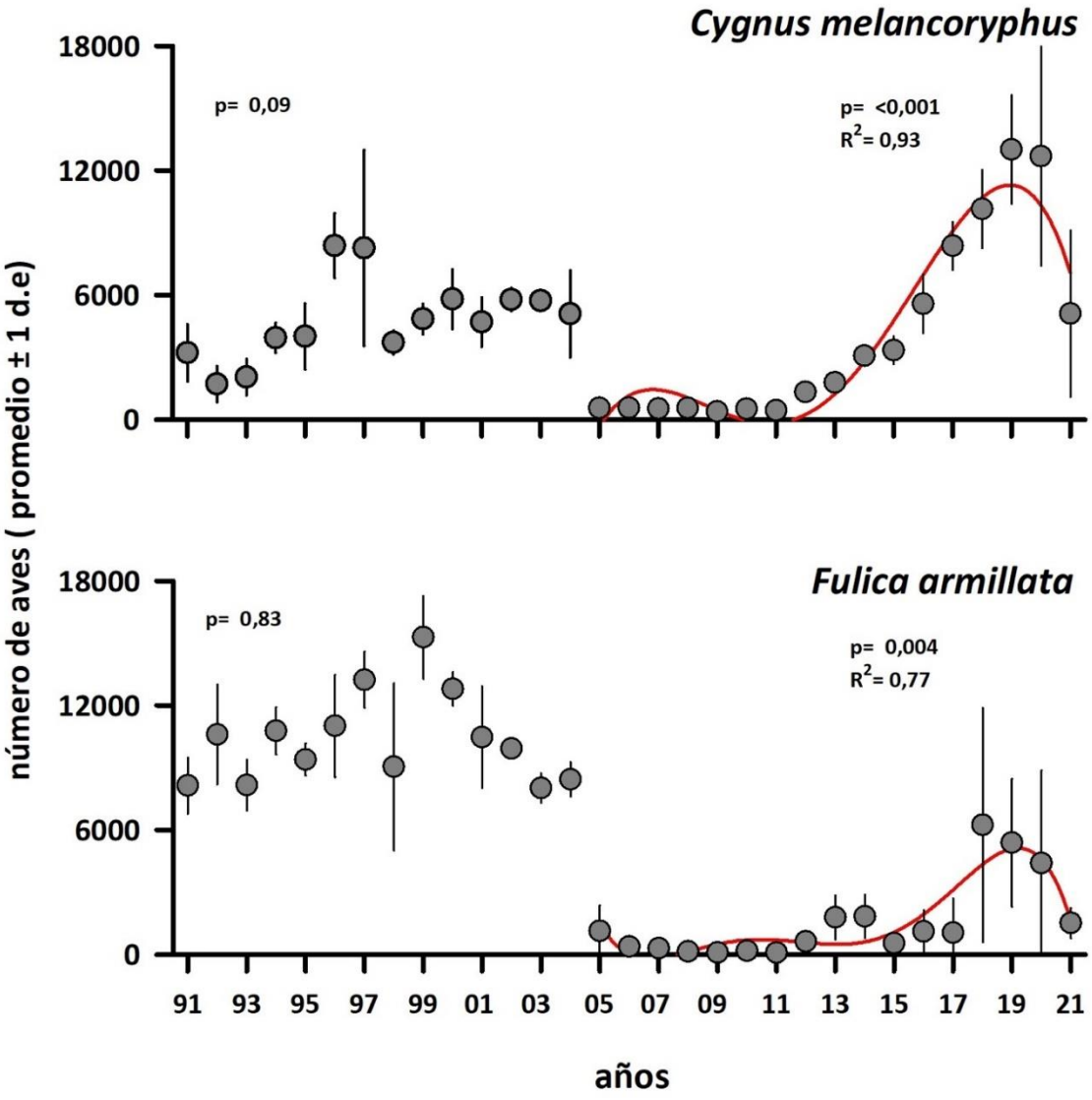


Figura 4.7.7. Variabilidad interanual en el número de ejemplares de *C. melancoryphus* y *F. armillata*, entre los años 1991 y 2021. Análisis de regresión para la data 1991 - 2004 y 2012 - 2021. Las líneas rojas indican tendencias significativas (p<0,05). Fuente de datos: CONAF.

Abundancias de aves acuáticas carnívoras

La data disponible para evaluar la variabilidad intra anual e inter anual en la abundancia poblacional de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), la Garza blanca grande (*Ardea alba*) y la Garza blanca chica (*Egretta thula*), corresponde a datos de censos realizados mensualmente en los sectores 1 a 4 del humedal (ver Fig. 4.7.8), durante el período 1991 - 2021 (ambos años incluidos).

Garza cuca

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza cuca varió entre *ca.* 12 y 34 - 36 aves (año 1994 para el primer valor y años 1999, 2003 y 2004, para los otros valores) (Fig. 4.7.8). Durante el segundo período (2005 - 2021), los rangos promedios anuales en las abundancias de esta especie, fueron más altos que los registrados para el primer período: *ca.* 23 a 66 aves (años 2008 y 2018, respectivamente) (Fig. 4.7.8).

La abundancia poblacional de la Garza cuca incrementó significativamente ($p<0,05$) durante ambos períodos comparados (1991 - 2004 y 2005 - 2021) (Fig. 4.7.9). No obstante, lo anterior, las tendencias fueron diferentes en ambos períodos, ya que, durante el segundo, ese aumento no fue sostenido en el tiempo (a diferencia del primero), sino solo hasta los años 2018 y 2019; después de estos años (2020 y 2021), las abundancias de esta especie disminuyeron (Fig. 4.7.9).

Garza blanca grande

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza blanca grande varió entre *ca.* 21 y 79 aves (año 1996 para el primer valor y 1993 para el segundo valor) (Fig. 4.7.8). Durante el segundo período (2005 - 2021), el rango promedio anual en las abundancias de esta garza, fue similar en su valor inferior al del primer período (*ca.* 22 aves el año 2019), pero más bajo en su valor superior (*ca.* 62 aves el año 2012) (Fig. 4.7.8).

La abundancia poblacional de la Garza blanca grande disminuyó significativamente ($p<0,05$) durante el período 1991 - 2004 (con valores más bajos entre los años 1996 y 2001); por el contrario, para el período 2005 - 2021, no se detectó una tendencia significativa en el tiempo ($p>0,05$) (Fig. 4.7.9). Sin embargo, una re - evaluación de los datos del segundo período e incluyendo solo la data 2012 - 2021, muestra una tendencia significativa ($p<0,05$) a la baja de esta especie hasta los años 2018 y 2019, para luego volver a aumentar hasta el año 2021 (Fig. 4.7.10).

Garza blanca chica

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza blanca chica varió entre *ca.* 7 y 34 aves (año 1996 para el primer valor y 2004 para el segundo valor) (Fig. 4.7.8). Durante el segundo período (2005 - 2021), los rangos promedios anuales en las abundancias de esta garza, fueron más altos que durante el primer período: *ca.* 13 - 52 aves, durante los años 2019 y 2009, respectivamente (Fig. 4.7.8).

La abundancia poblacional de la Garza blanca chica, no mostró tendencias significativas ($p>0,05$) de variabilidad inter anual, en ninguno de los períodos comparados (1991 - 2004 *vs*. 2005 - 2021) (Fig. 4.7.9). No obstante, una re - evaluación de los datos del segundo período e incluyendo solo la data 2012 - 2021, muestra una tendencia significativa a la baja de esta especie hasta los años 2018 y 2019, para luego volver a aumentar hasta el año 2021 (similar a lo observado para la Garza blanca grande (Fig. 4.7.10).

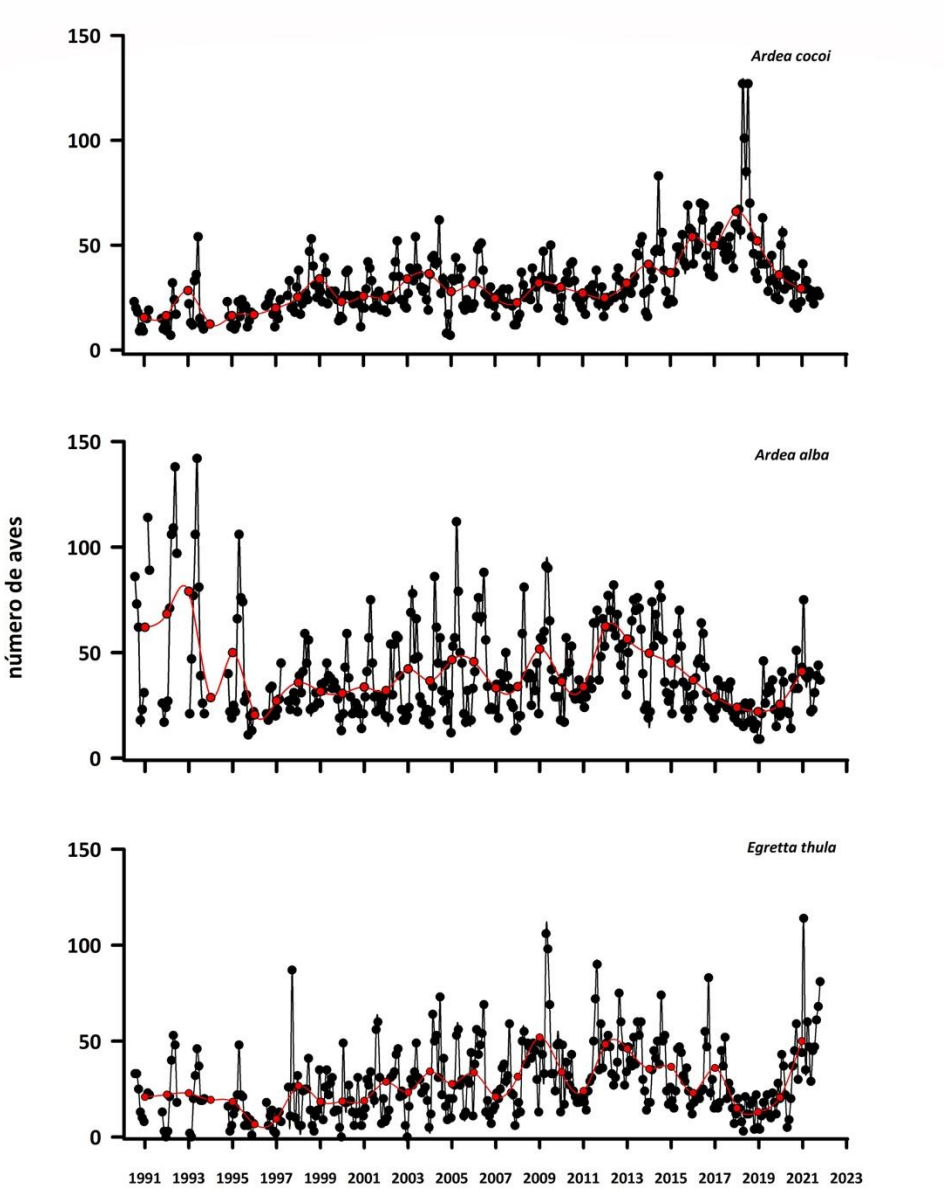


Figura 4.7.8. Variabilidad intra e interanual (puntos negros y línea roja, respectivamente) en el número de individuos de *A. cocoi, A. alba y E. thula* entre enero del año 1991 y diciembre del año 2021. Fuente de datos: CONAF.

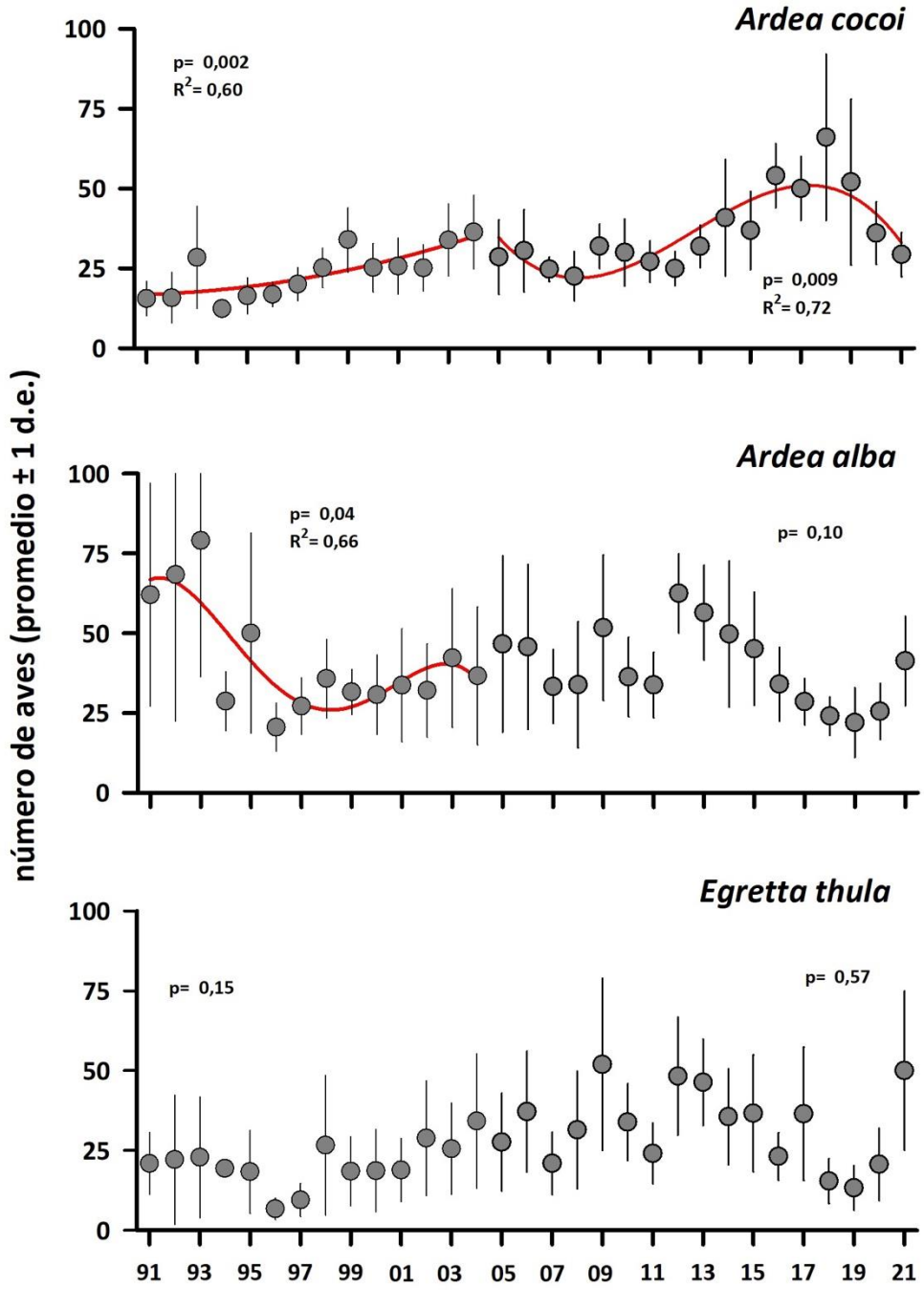


Figura 4.7.9. Variabilidad inter anual en el número de ejemplares de *A. cocoi, A. alba y E. thula*, entre los años 1991 y 2021. Análisis de regresión para la data 1991 - 2004 y 2005 - 2021. Las líneas rojas indican tendencias significativas (p<0,05). Fuente de datos: CONAF.

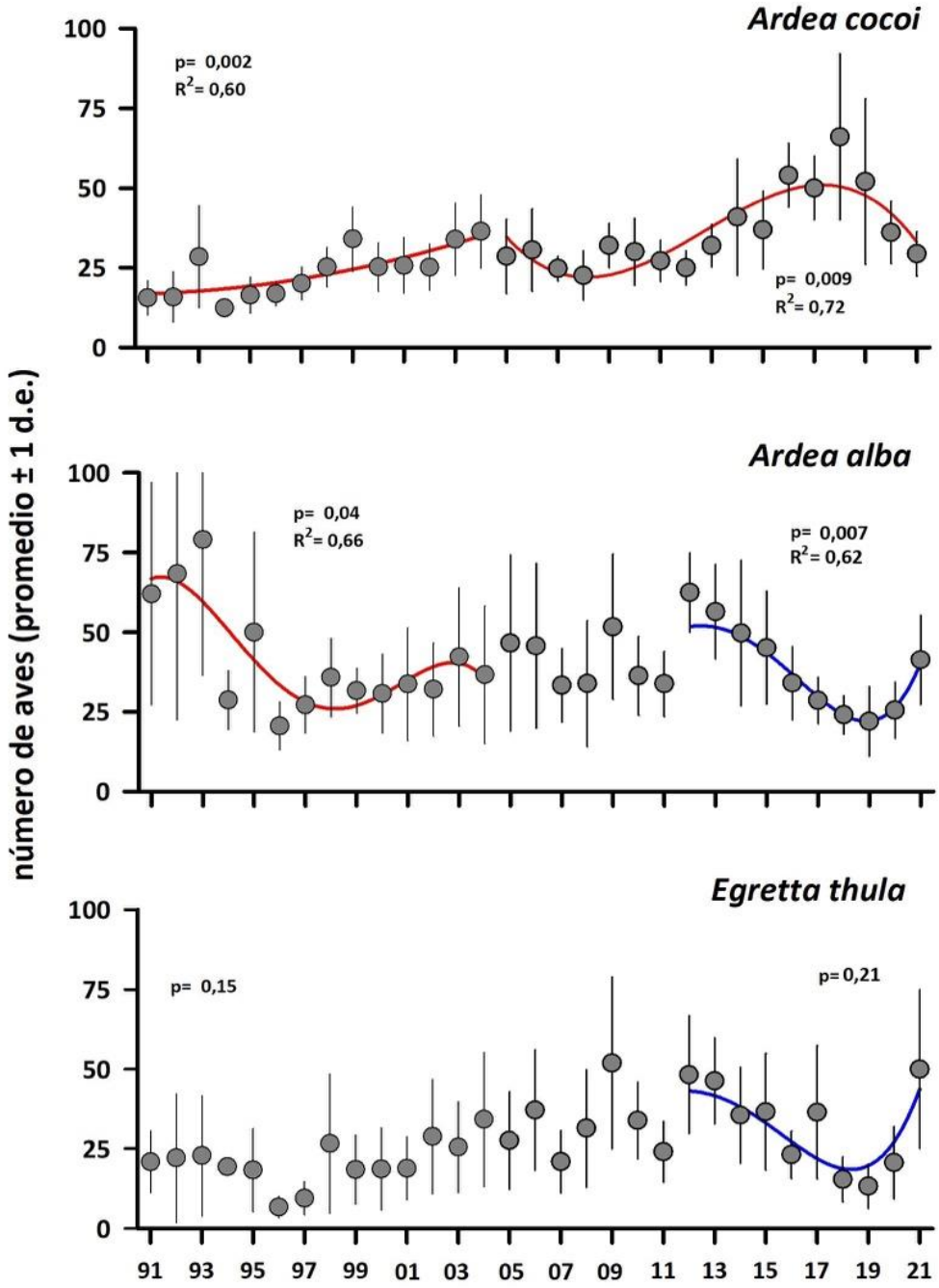


Figura 4.7.10. Variabilidad inter anual en el número de ejemplares de *A. cocoi, A. alba y E. thula*, entre los años 1991 y 2021. Análisis de regresión para la data 1991 - 2004 y 2012 - 2021. Las líneas rojas y azules indican tendencias significativas ($p<0,05$). Fuente de datos: CONAF.

Abundancia de aves acuáticas herbívoras en diferentes sectores del HRC

Cisnes

Desde el año 1991 al año 2004, las mayores abundancias de cisnes (*Cygnus melancoryphus*) se detectaron en el eje central del HRC (sectores 1, 2 y 3) (Fig. 4.7.11). Después de los cambios ambientales del año 2004, las abundancias de estas aves disminuyeron drásticamente en toda el área de estudio, con excepción del sector 7 (río Cayumapu), donde se observó un incremento en el número de cisnes, con respecto al número de especímenes censados en el mismo, durante el período pre - 2004 (Fig. 4.7.11). El aumento de cisnes en el río Cayumapu, duró hasta el año 2013 (Fig. 4.7.11), cuando ya se había iniciado la recuperación gradual de esta ave en el HRC luego de los cambios ambientales anteriormente referidos. De hecho, prácticamente no se censaron cisnes en este sector durante el período 2014 - 2017 (Fig. 4.7.11). La Figura 4.7.11, también muestra la notoria disminución de cisnes durante el año 2021, en los sectores del eje central del HRC (1, 2 y 3), pero no así en el sector 7 (río Cayumapu) (Fig. 4.7.11), lo que sugiere que este río ha sido un refugio para los cisnes, ante eventos de cambios ambientales (como lo ha sido la intrusión del lobo marino en el eje central del HRC durante los años 2018 y 2019 y su posterior expansión, hacia ríos tributarios a partir de esos años).

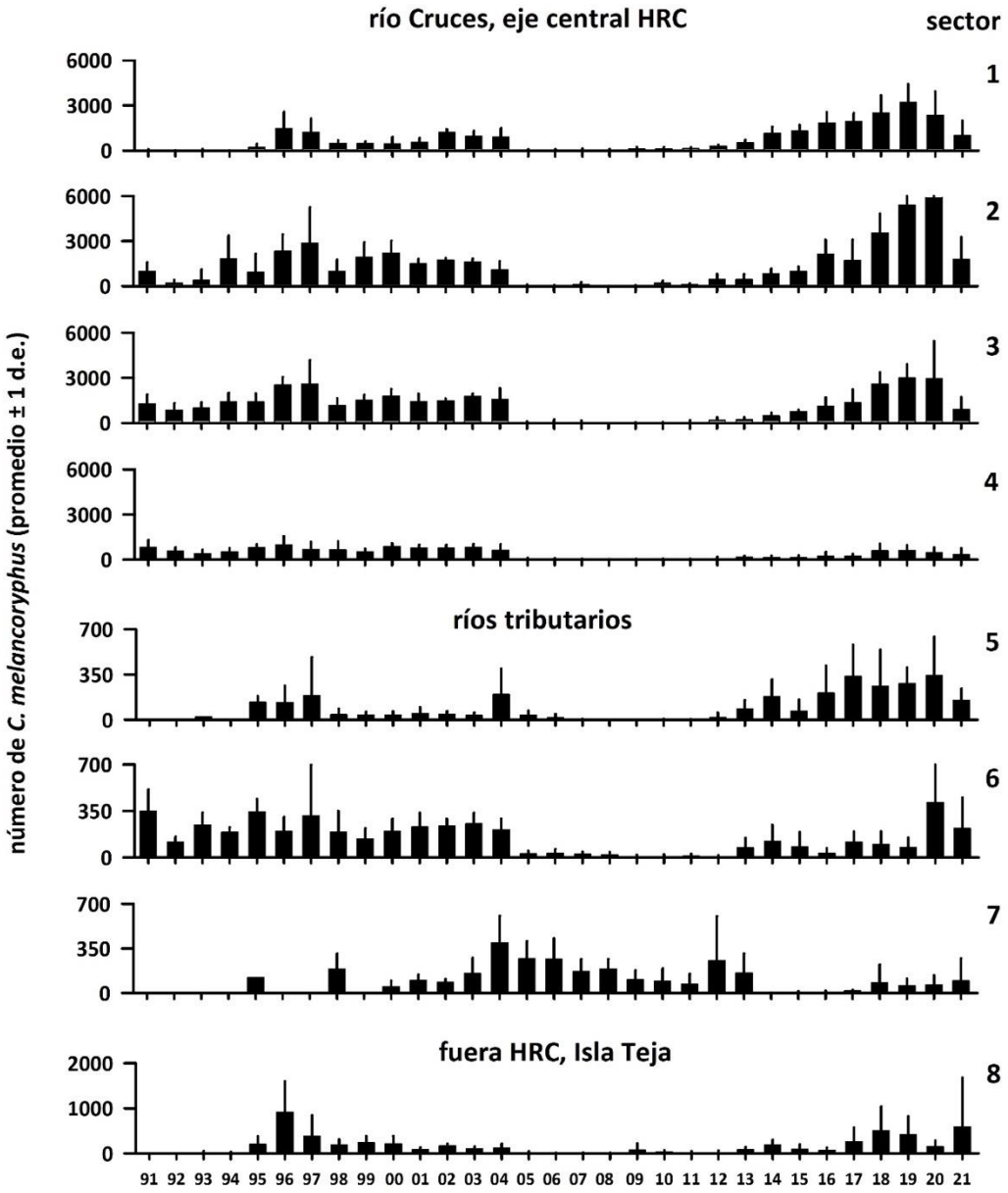


Figura 4.7.11. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Cygnus melancoryphus* en siete sectores ubicados dentro del HRC y uno fuera del mismo (Isla Teja), durante el período 1991 - 2021. Fuente de datos: CONAF.

Taguas

Entre los años 1991 y 2004 y similar a lo observado con los cisnes, las taguas (*Fulica armillata*) fueron más abundantes en el eje central del HRC (sectores 1 y 2), aun cuando durante el período 1998 - 2001, estas aves también mostraron abundancias altas (*ca.* 3.000 aves) fuera del HRC (sector 8 o Isla Teja) (Fig. 4.7.12). Luego de ocurridos los cambios ambientales del año 2004, las taguas desaparecieron de practicamente todo el HRC (sectores 1 a 4) y no fue hasta el año 2012 aproximadamente, que estas aves comenzaron a recuperarse y primariamente, en los sectores 2 y 3 (Fig. 4.7.12). La Figura 4.7.12, también muestra que, durante el año 2021, la abundancia de taguas disminuyó en todo el HRC y que durante el período 2007 – 2021, el número de taguas en el sector 8 (Isla Teja) ha sido muy bajo (inferior a 100 aves).

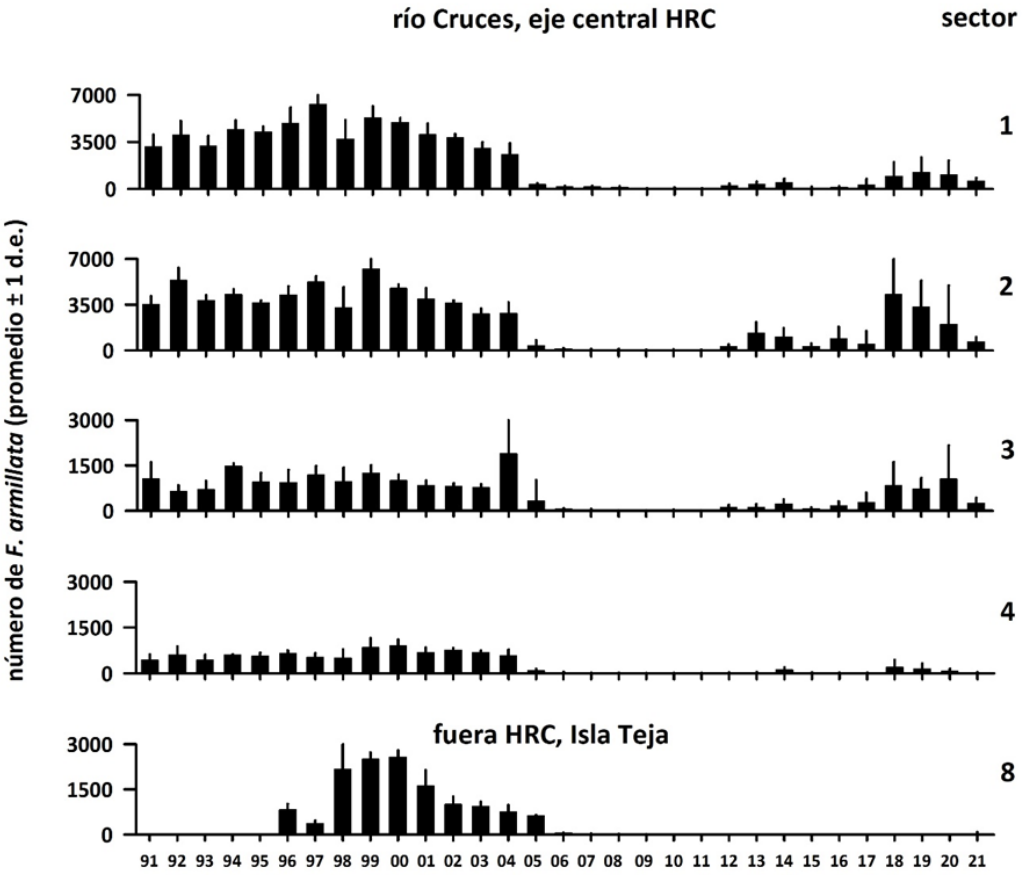


Figura 4.7.12. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Fulica armillata* en cuatro sectores ubicados dentro del HRC (1 a 4) y uno fuera del mismo (Isla Teja), durante el período 1991 - 2021. Fuente de datos: CONAF.

Abundancia de aves acuáticas carnívoras en diferentes sectores del HRC (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 4.7.13 a 4.7.15 muestran la variabilidad espacial y temporal de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), la Garza blanca grande (*Ardea alba*) y la Garza blanca chica (*Egretta thula),* respectivamente.

Garza cuca

Para el período 1991 - 2004, la Garza cuca (*Ardea cocoi*), mostró abundancias anuales promedios, similares en los sectores 1 y 4 del eje central del HRC (Fig. 4.7.13). Los datos muestran que a partir de aproximadamente los años 2012 y 2013 y hasta los años 2018 y 2019, se observa una tendencia al aumento de las abundancias en los sectores 2 y 3, para posteriormente mostrar la tendencia contraria (Fig. 4.7.13). Durante todo el período de estudio, las abundancias de esta garza han sido más estables en el sector 4 del área de estudio (Fig. 4.7.13).

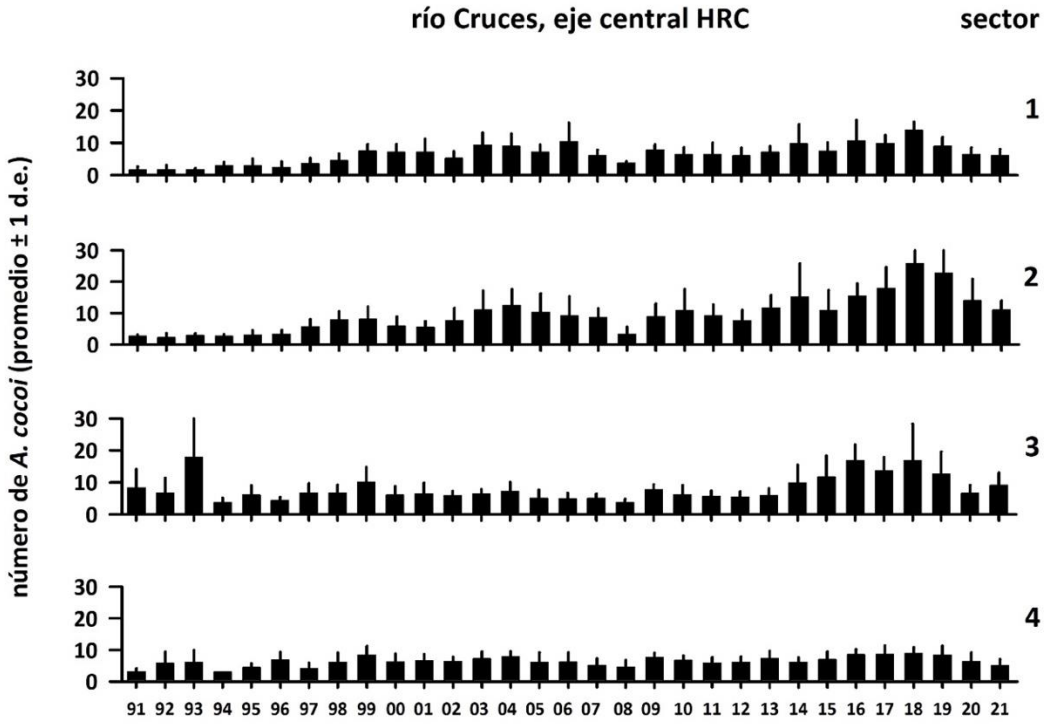


Figura 4.7.13. Variabilidad interanual de la abundancia de *Ardea cocoi* en cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período 1991 - 2021. Fuente de datos: CONAF.

Garza blanca grande

Durante el período 1991 - 2004, la Garza blanca grande (*Ardea alba*), mostró abundancias anuales promedios más altas en los sectores 1 y 4 del eje central del HRC y especialmente en el período 1991 - 1995 (Fig. 4.7.14). Desde ese período, las abundancias de esta garza no han mostrado tendencias inter anuales marcadas, con menor variabilidad en el sector 4 del HRC (Fig. 4.7.14).

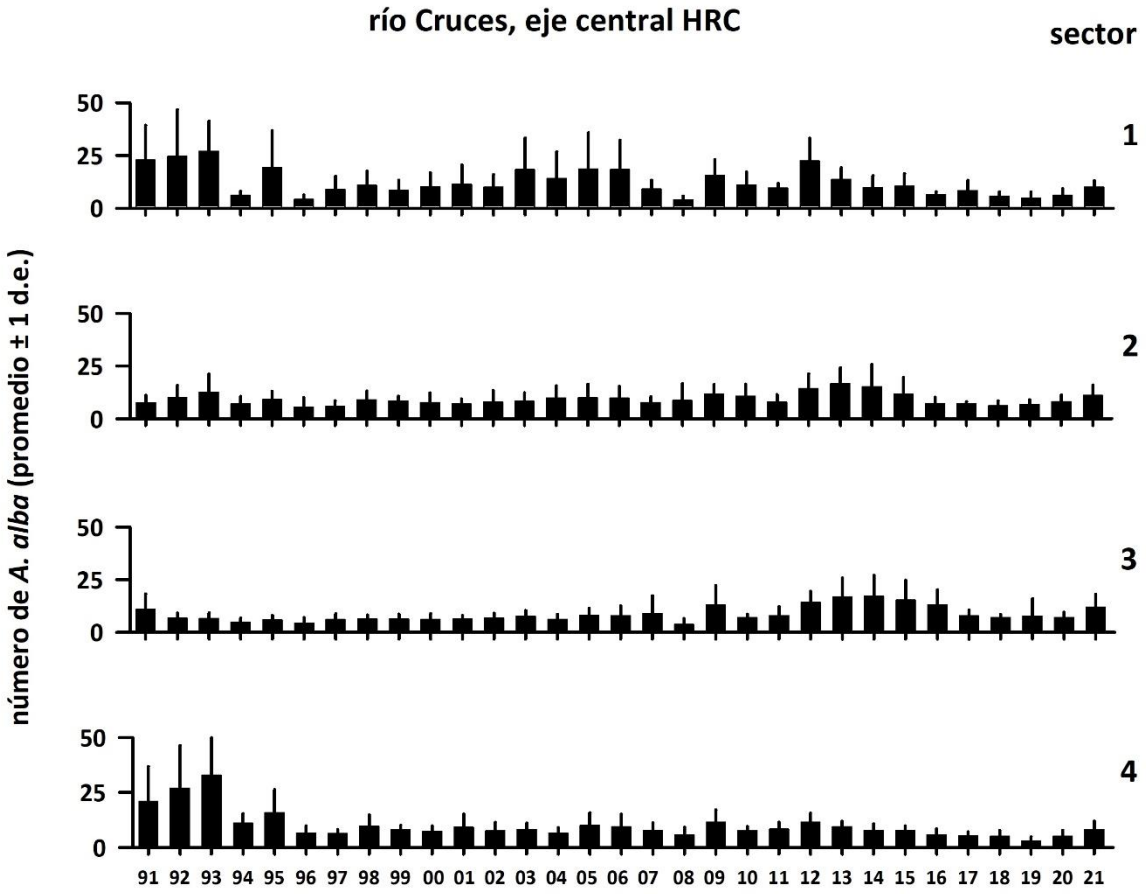


Figura 4.7.14 Variabilidad interanual de la abundancia de *Ardea alba* en cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período 1991 – 2021. Fuente de datos: CONAF.

Garza blanca chica

Con anterioridad al año 2004, la Garza blanca chica (*Egretta thula*), mostró abundancias anuales promedios más altas en el sector 4 del eje central del HRC (Fig. 4.7.15). Con posterioridad a ese año, las abundacias de esta garza han sido similares en los sectores 1 a 4 con una leve tendencia inter anual al alza (Fig. 4.7.15).

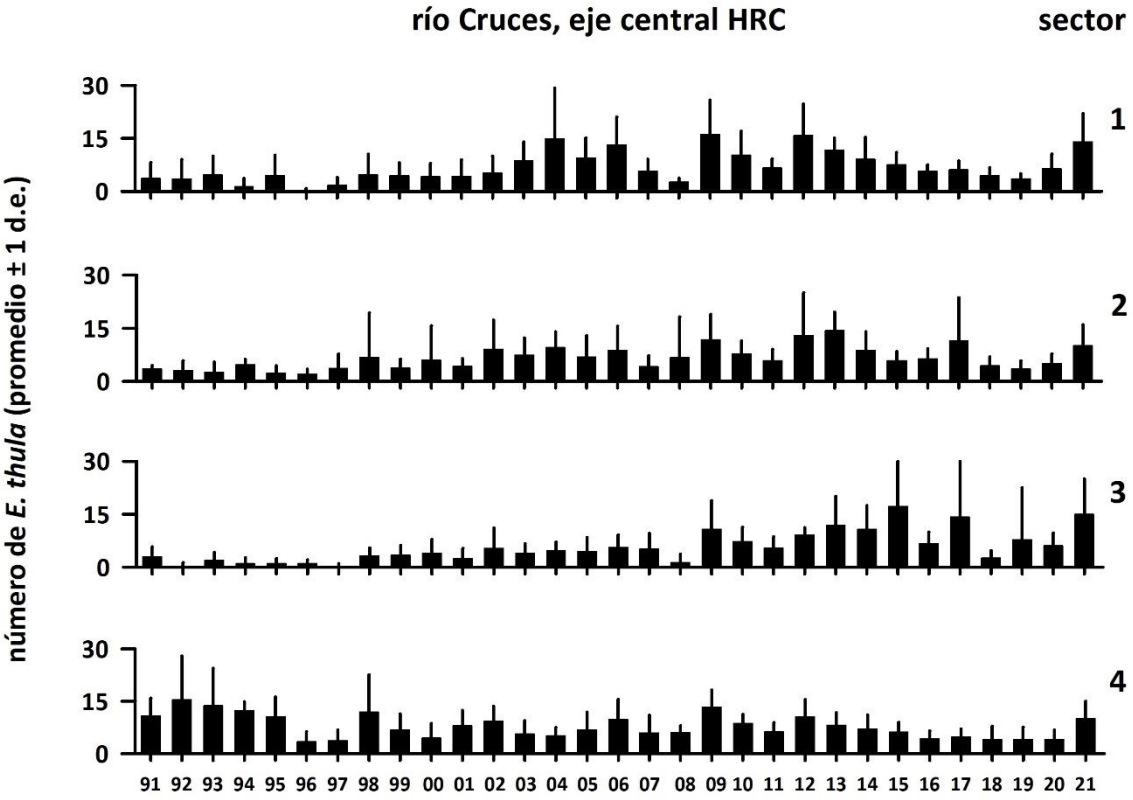


Figura 4.7.15. Variabilidad interanual de la abundancia de *Egretta thula* en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2021. Fuente de datos: CONAF.

4.7.2. DATA UACh

Distribución espacial y abundancia de avifauna acuática (19 sectores del HRC)

Aves acuáticas herbívoras

Cisnes

Durante el período noviembre 2015 - abril 2022, los sectores donde se estimaron las abundancias más altas de cisnes de cuello negro, fueron Santa María & San Martín (*ca.* 3.000 - 4.000), Santa Clara & Rialejo (*ca.* 3.000 - 6.000 aves), Plaza de Armas (*ca.* 3.000 - 4.000 aves) y Cayumapu (*ca.* 4.000 aves) (Fig. 4.7.16). Durante ese período de muestreo, no se detectaron cisnes en el sector río Cruces superior (Fig. 4.7.16).

Taguas

El análisis de la Figura 4.7.17, muestra que, en primer lugar, las taguas tienen menor distribución espacial que los cisnes en el humedal (Fig. 4.7.17). Los sectores donde se estimaron las abundancias más altas de taguas, fueron Santa Clara & Rialejo (*ca.* 1.500 - 3.000 aves), Plaza de Armas (*ca.* 2.000 - 3.000 aves) y La Dehesa & La Culebra (*ca.* 3.000 aves) (Fig. 4.7.17). Similar a lo mencionado anteriormente para los cisnes, no se detectaron taguas en el sector río Cruces superior (Fig. 4.7.17).

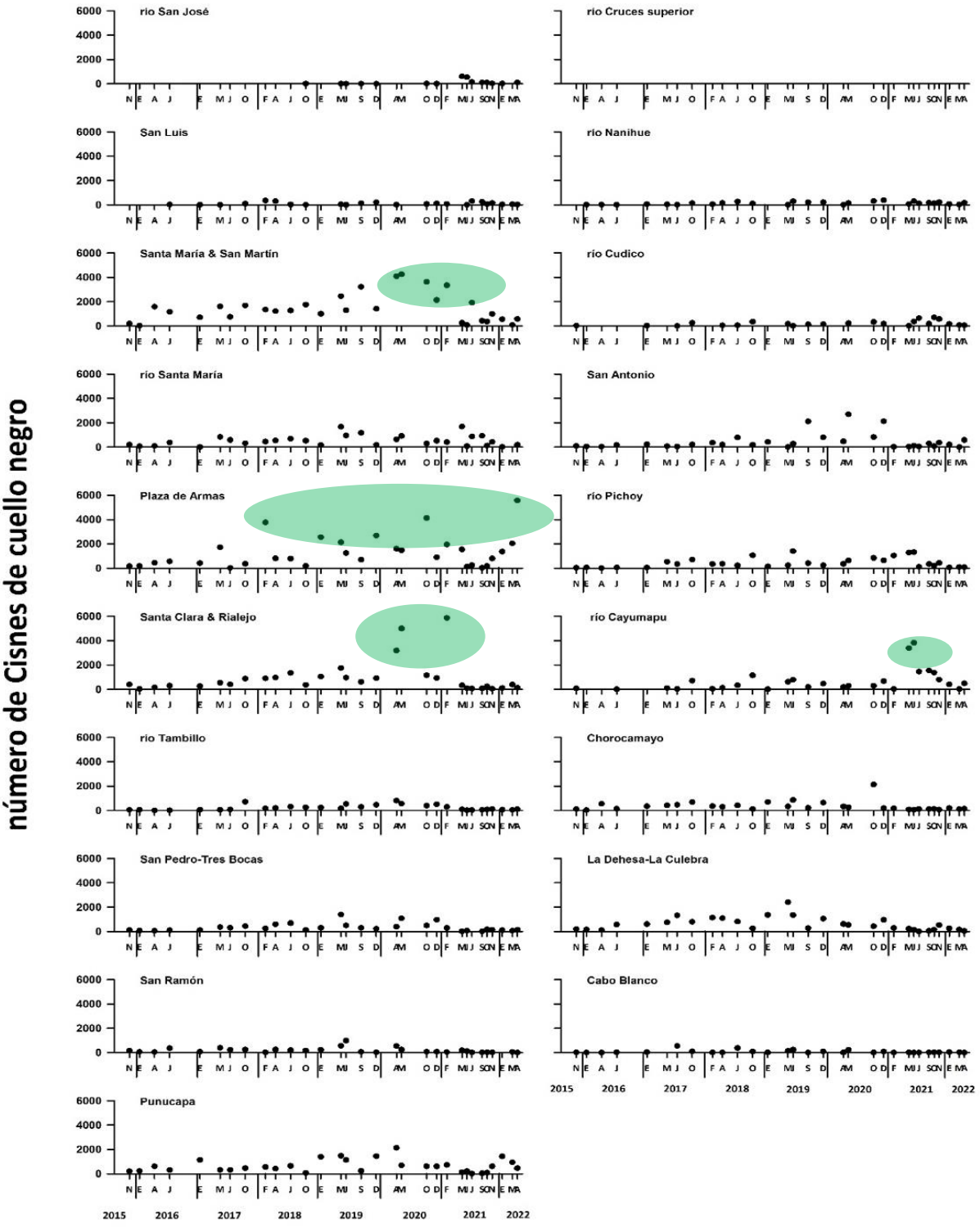


Figura 4.7.16. Abundancia y distribución espacial del Cisne de cuello negro en 19 sectores del HRC (*cf.* Fig. 4.7.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y abril 2022 (n=33 muestreos). Las elipses verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

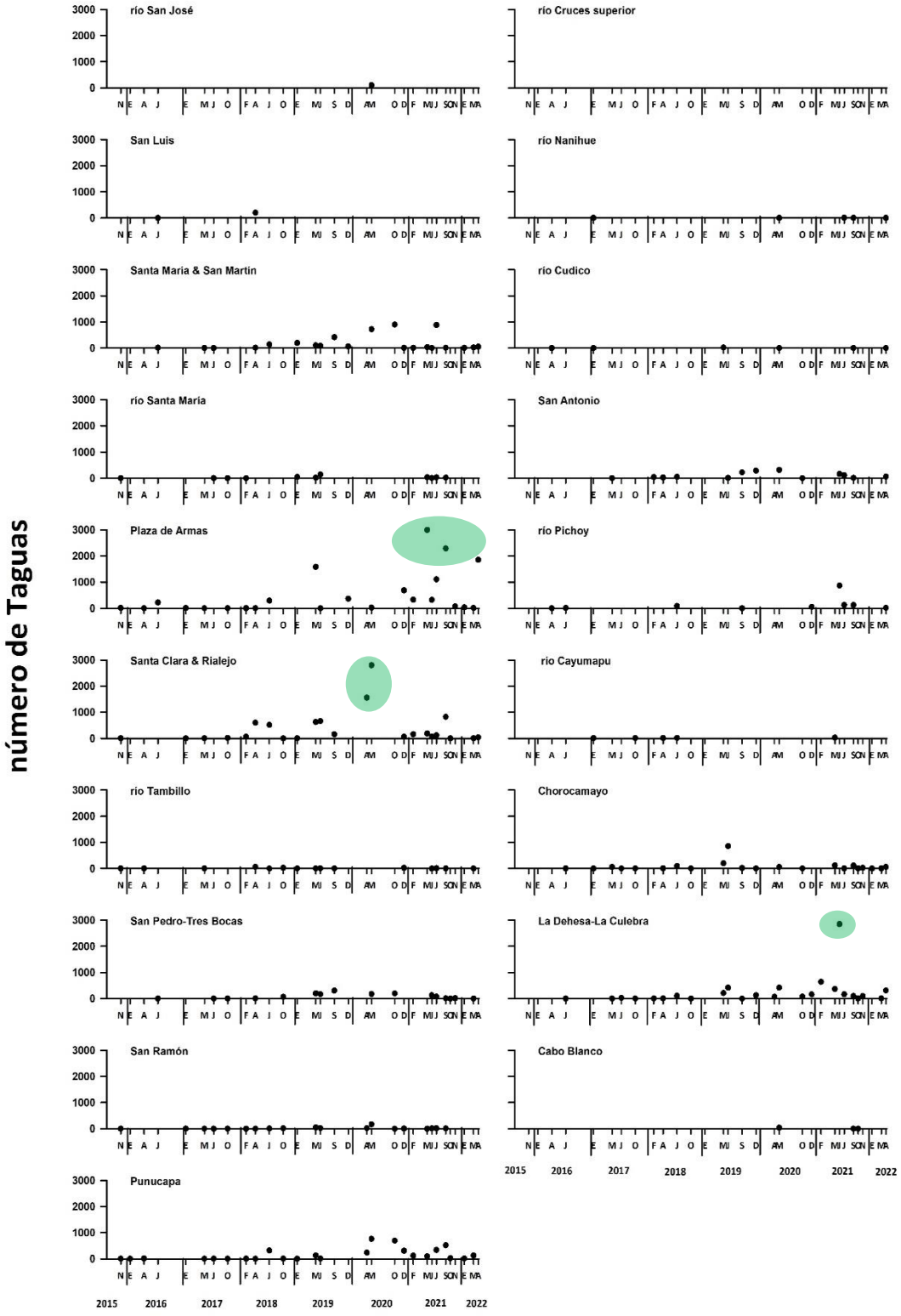


Figura 4.7.17. Abundancia y distribución espacial de la Tagua en 19 sectores del HRC (*cf.* Fig. 4.7.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y abril 2022 (n=33 muestreos). Las elipses verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

Aves acuáticas carnívoras

Garza cuca

Durante el período noviembre 2015 - abril 2022, el sector donde se estimaron las abundancias más altas de la Garza cuca, fue Santa María & San Martín (*ca.* 40 - 60 aves) (Fig. 4.7.18). Le siguen los sectores río Santa María, Plaza de Armas, ríos Pichoy y Cayumapu y La Dehesa & La Culebra; en todos ellos se contaron aproximadamente 20 aves y con excepción del sector Plaza de Armas, durante un solo muestreo (Fig. 4.7.18).

Garza blanca grande

Durante el el período noviembre 2015 - abril 2022, el sector donde se estimaron las abundancias más altas de la Garza blanca grande fueron Santa María & San Martín (*ca*. 15 – 25 aves), seguido de los sectores ríos Pichoy y Cayumapu (*ca.* 15 – 20 aves) (Fig. 4.7.19).

Garza blanca chica

En el mismo período arriba mencionado para la Garza blanca grande, los sectores ríos Pichoy y Cayumapu fueron aquellos donde se detectaron puntualmente las abundancias más altas de la Garza blanca chica (75 aves); le siguen los sectores San Luis y Santa María & San Martín con aproximadamente 50 aves (Fig. 4.7.20).

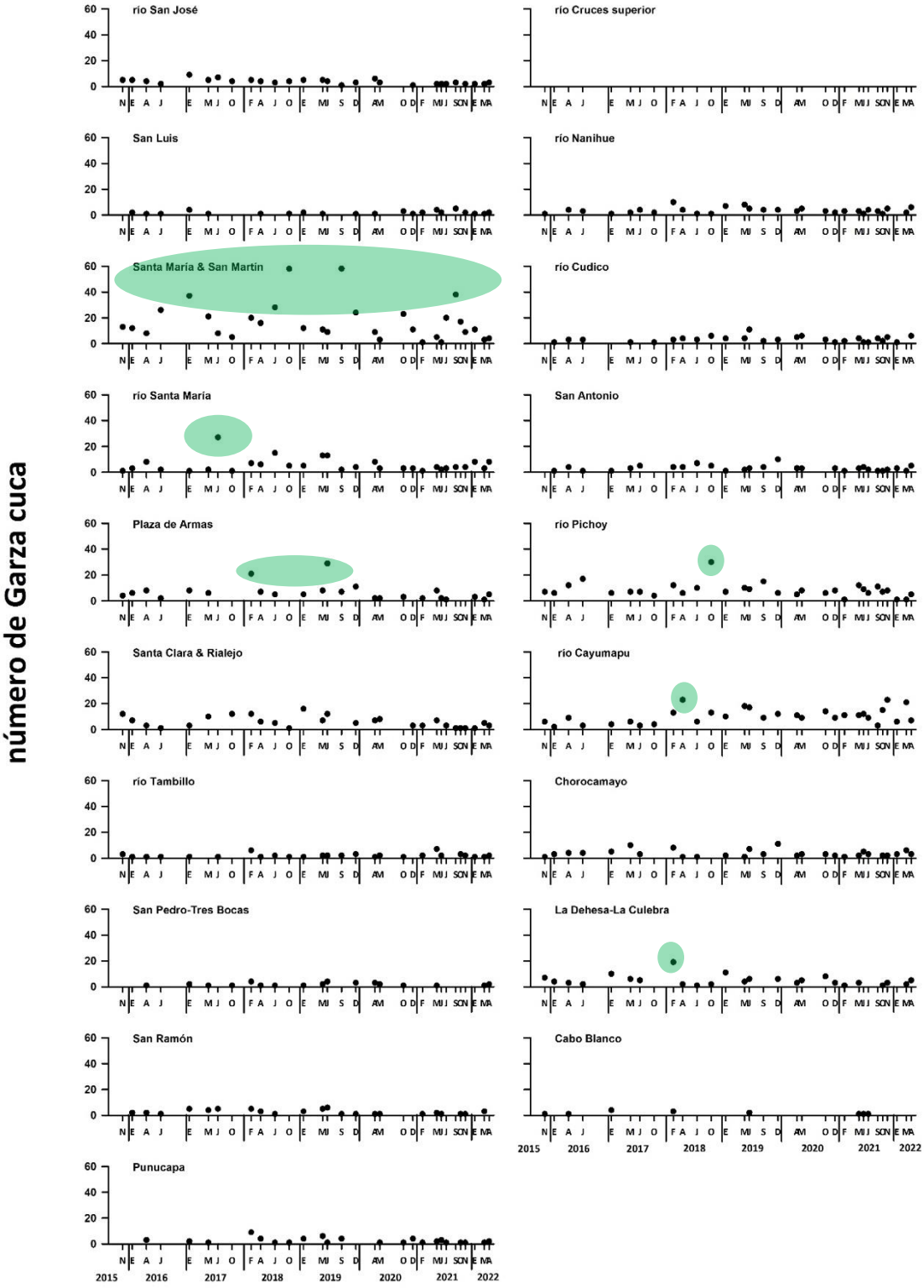


Figura 4.7.18. Abundancia y distribución espacial de la Garza cuca en 19 sectores del HRC (*cf.* Fig. 4.7.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y abril 2022 (n=33 muestreos). Las elipses verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

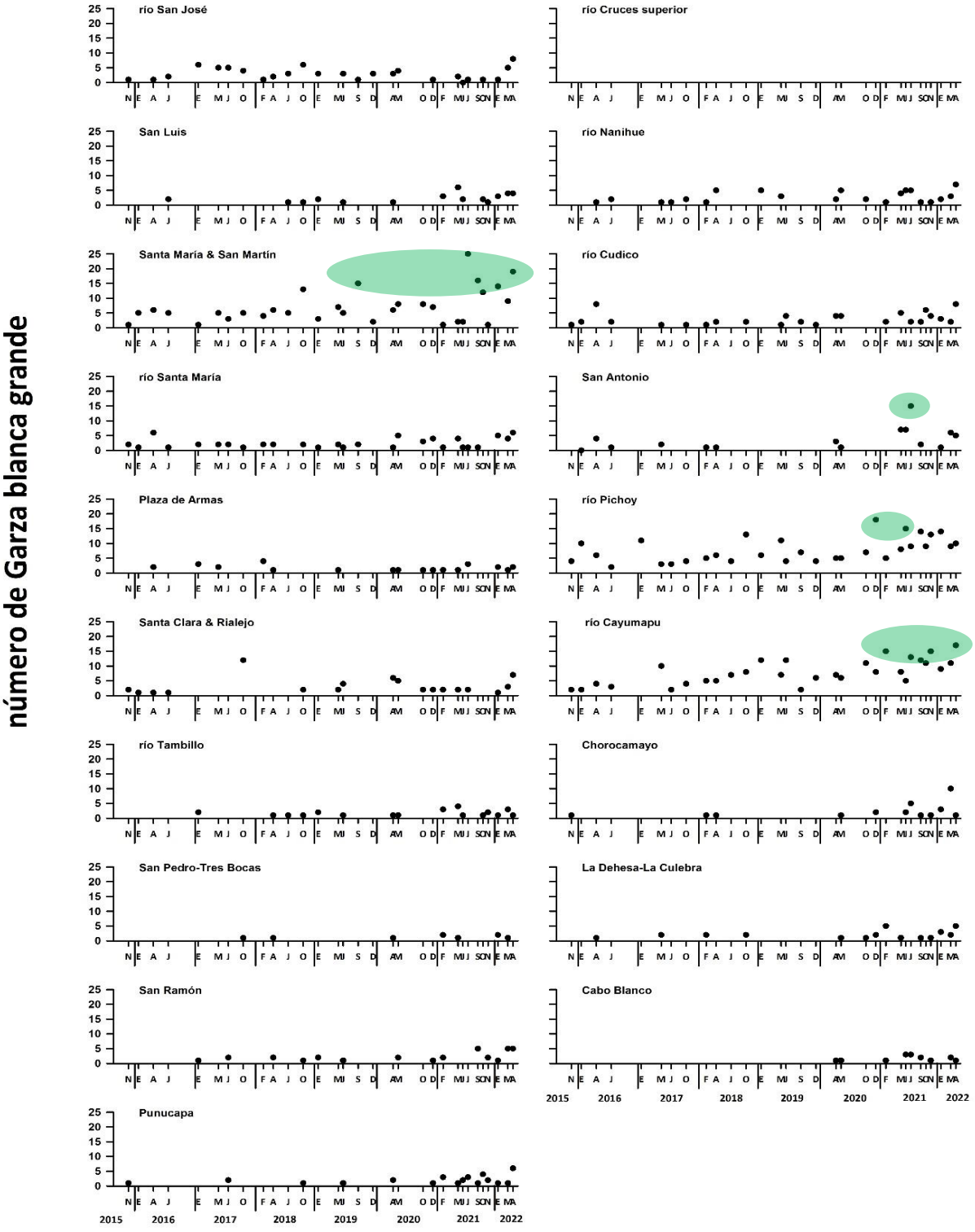


Figura 4.7.19. Abundancia y distribución espacial de la Garza blanca grande en 19 sectores del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y abril 2022 (n=33 muestreos). Las elipses verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

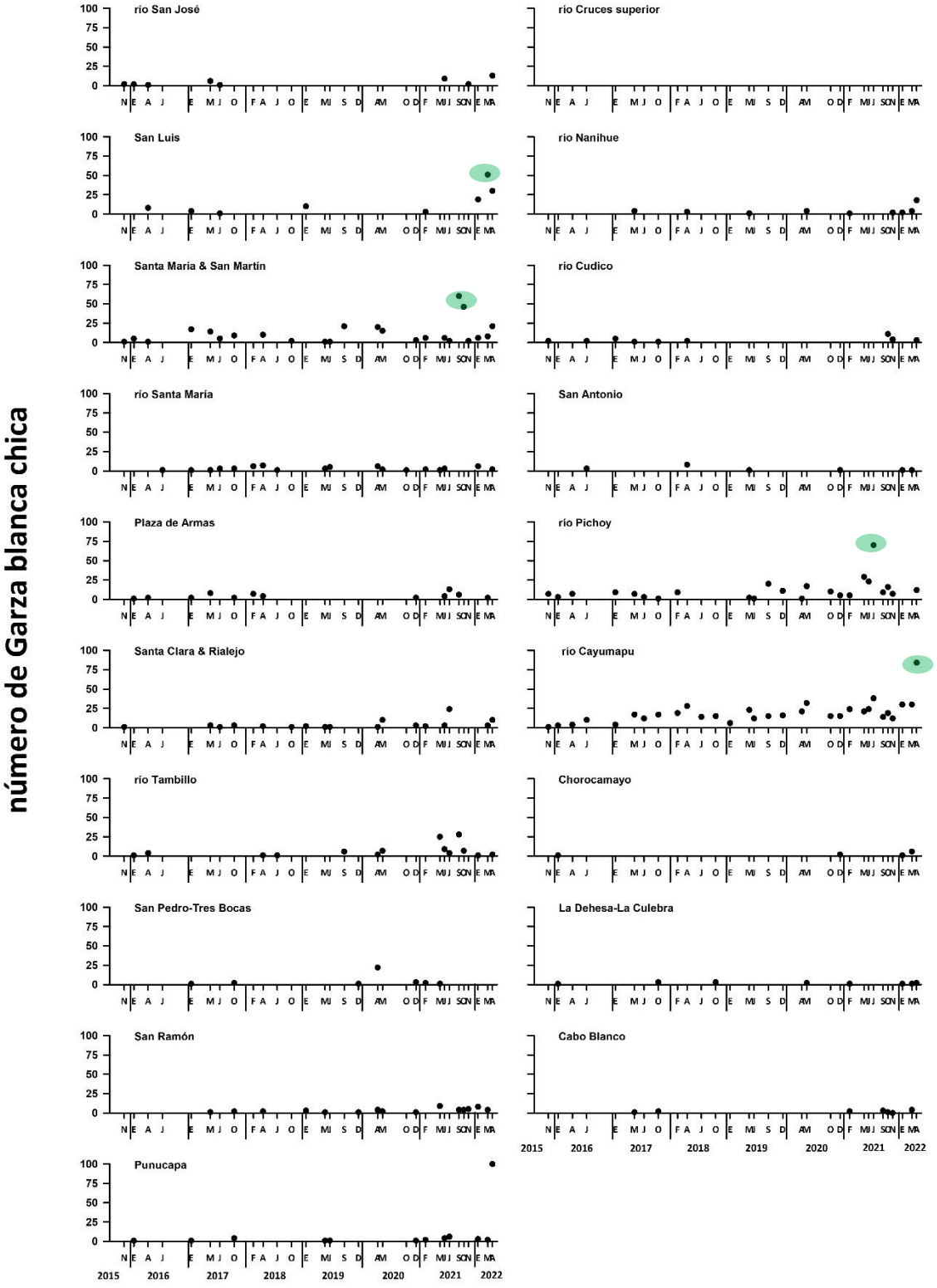


Figura 4.7.20. Abundancia y distribución espacial de la Garza blanca chica en 19 sectores del área de estudio. Datos recolectados entre noviembre 2015 y abril 2022 (n=33 muestreos). Las elipses verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

Comparación data UACh & CONAF

La Figura 4.7.21, muestra la variabilidad temporal del Cisne de cuello negro y la Tagua, basada en datos de la UACh y la CONAF, recolectados entre noviembre 2015 y octubre 2022. La data de CONAF tiene periodicidad mensual, a la vez que la de la UACh incluye dos sets de datos: uno con periodicidad *circa* estacional obtenido entre noviembre 2015 y diciembre 2021 y otro de periodicidad mensual recolectado entre enero 2021 y octubre 2022 (ver Tabla 4.7.2).

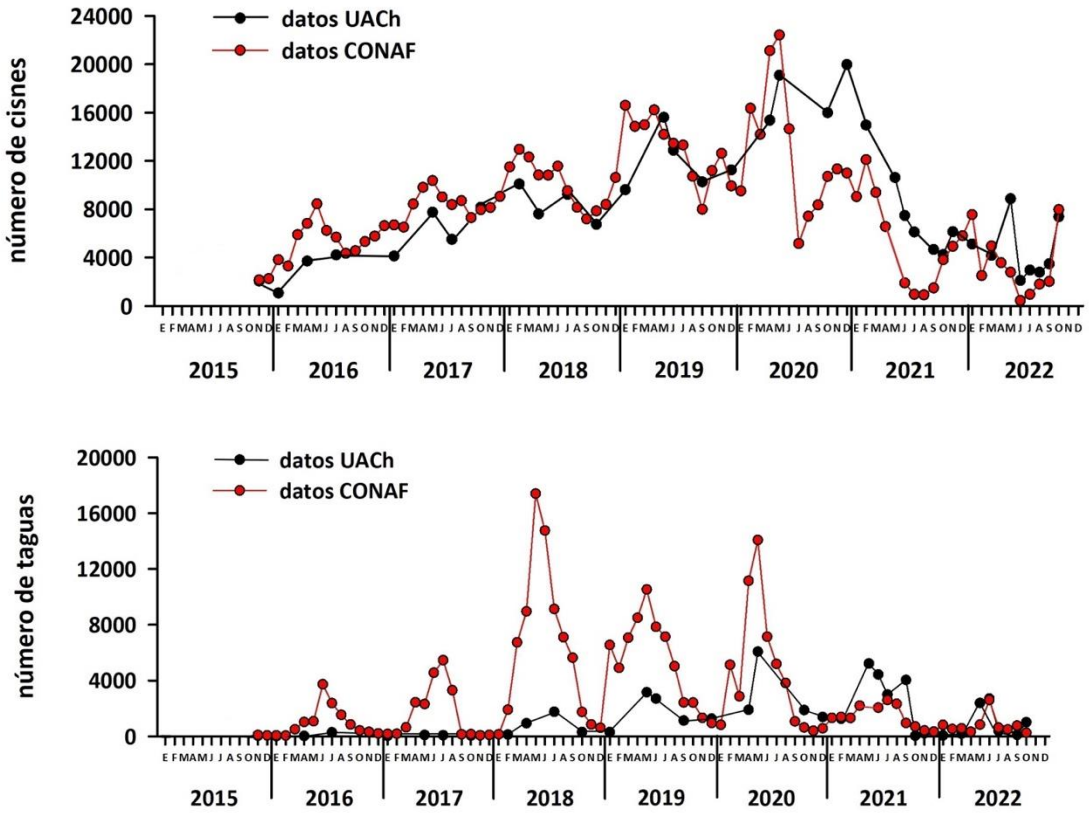


Figura 4.7.21. Comparación de las abundancias del Cisne de cuello negro y la Tagua, estimadas por la UACh y la CONAF, durante el período noviembre 2015 - octubre 2022.

La Figura 4.7.22 muestra los resultados de los análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre ambos sets de datos. Esos resultados muestran correlaciones significativas ($p < 0,05$) entre ambos; en otras palabras, los datos de la UACh y la CONAF

predicen la misma tendencia en la variabilidad de las abundancias de cisnes y taguas o, dicho de otro modo, cuando los datos de la UACh muestran tendencias al aumento en las abundancias de cisnes y taguas, los datos de CONAF predicen lo mismo y *viceversa*. No obstante, lo anterior, los valores del coeficiente de determinación o R^2 (porcentaje de la variable dependiente explicado por la variable independiente), indican que la tendencia para los datos de cisnes tiene mayor certidumbre que la referida a los datos de taguas (valores de R^2 de 0,579 y 0,256 para cisnes y taguas, respectivamente (Fig. 4.7.22).

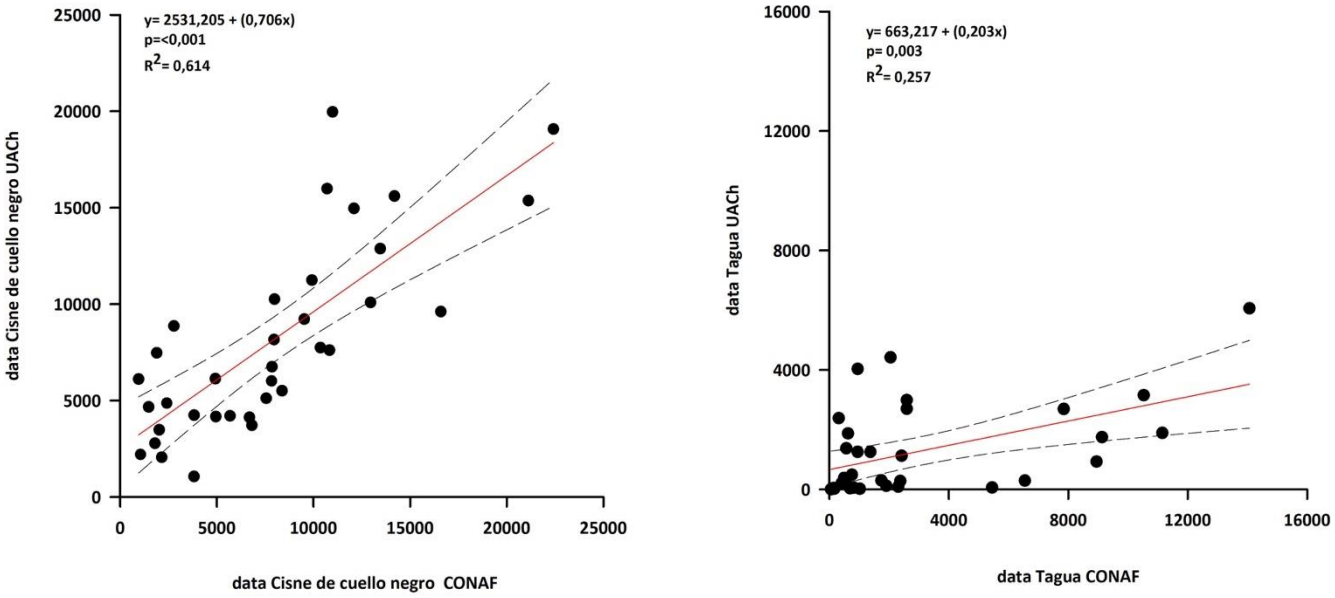


Figura 4.7.22. Resultados de análisis de regresión realizados con datos de censos de cisnes y taguas, llevados a cabo por la UACh y CONAF (noviembre 2015 a octubre 2022; n=35 muestreos).

La Figura 4.7.23, muestra la variabilidad temporal de la Garza Cuca, Garza Blanca grande y Garza blanca chica, basada en datos recolectados por la UACh y la CONAF, durante el período noviembre 2015 - octubre 2022.

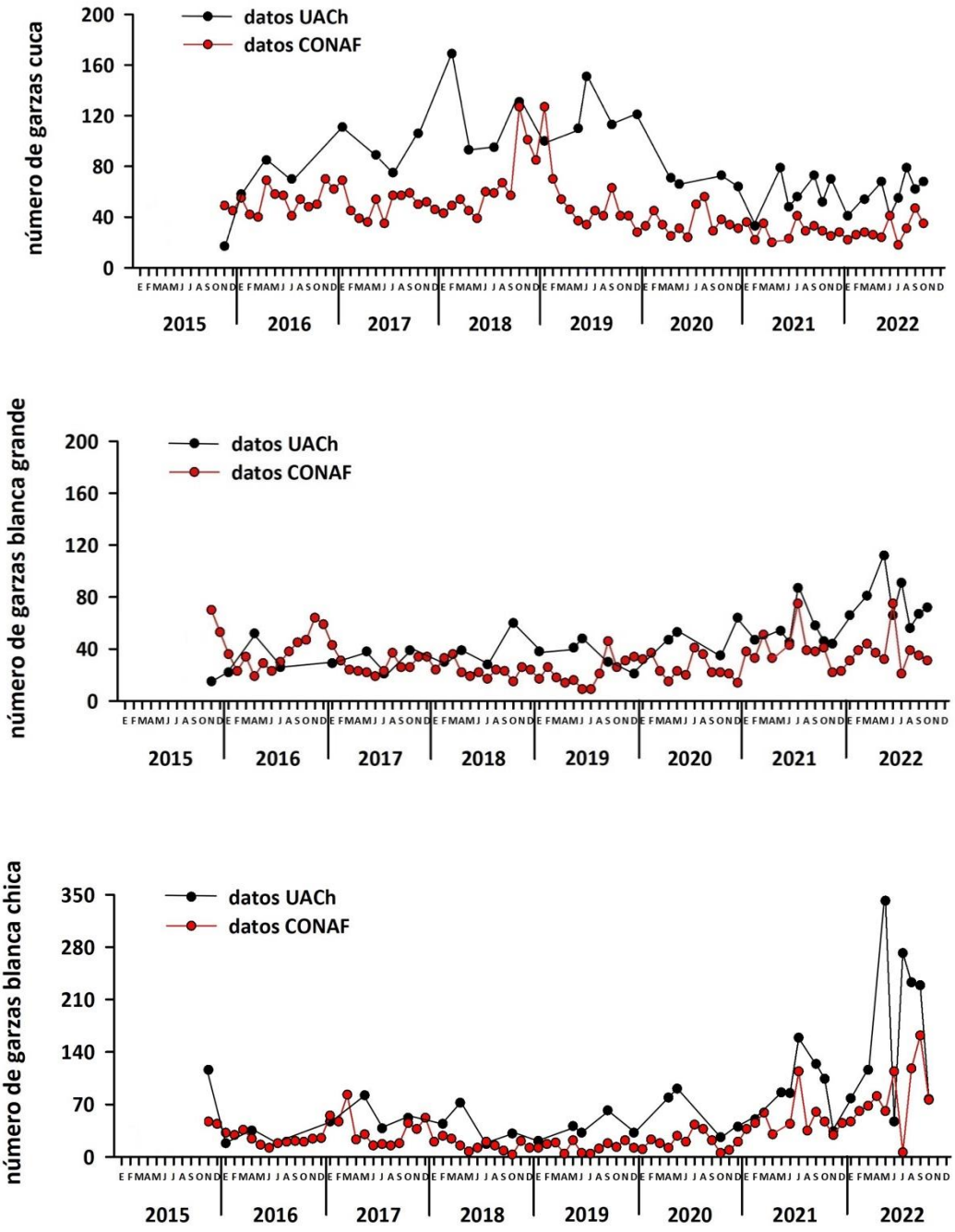


Figura 4.7.23. Comparación de las abundancias de la Garza Cuca, la Garza blanca grande y la Garza blanca chica estimadas por la UACh y CONAF, durante el período noviembre 2015 - octubre 2022.

La Figura 4.7.24 muestra los resultados de los análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre ambos sets de datos. Esos resultados muestran correlaciones significativas (p <0,005) entre los datos de ambas instituciones para la Garza cuca y la Garza blanca chica. Es decir, las tendencias resultantes de análisis de regresión llevados a cabo con los datos de cada institución pueden ser comparados. Sin embargo, el valor del coeficiente de determinación o R^2 para el caso de la Garza cuca, indica un valor relativamente bajo de certidumbre, ya que es inferior al 20% (Fig. 4.7.24).

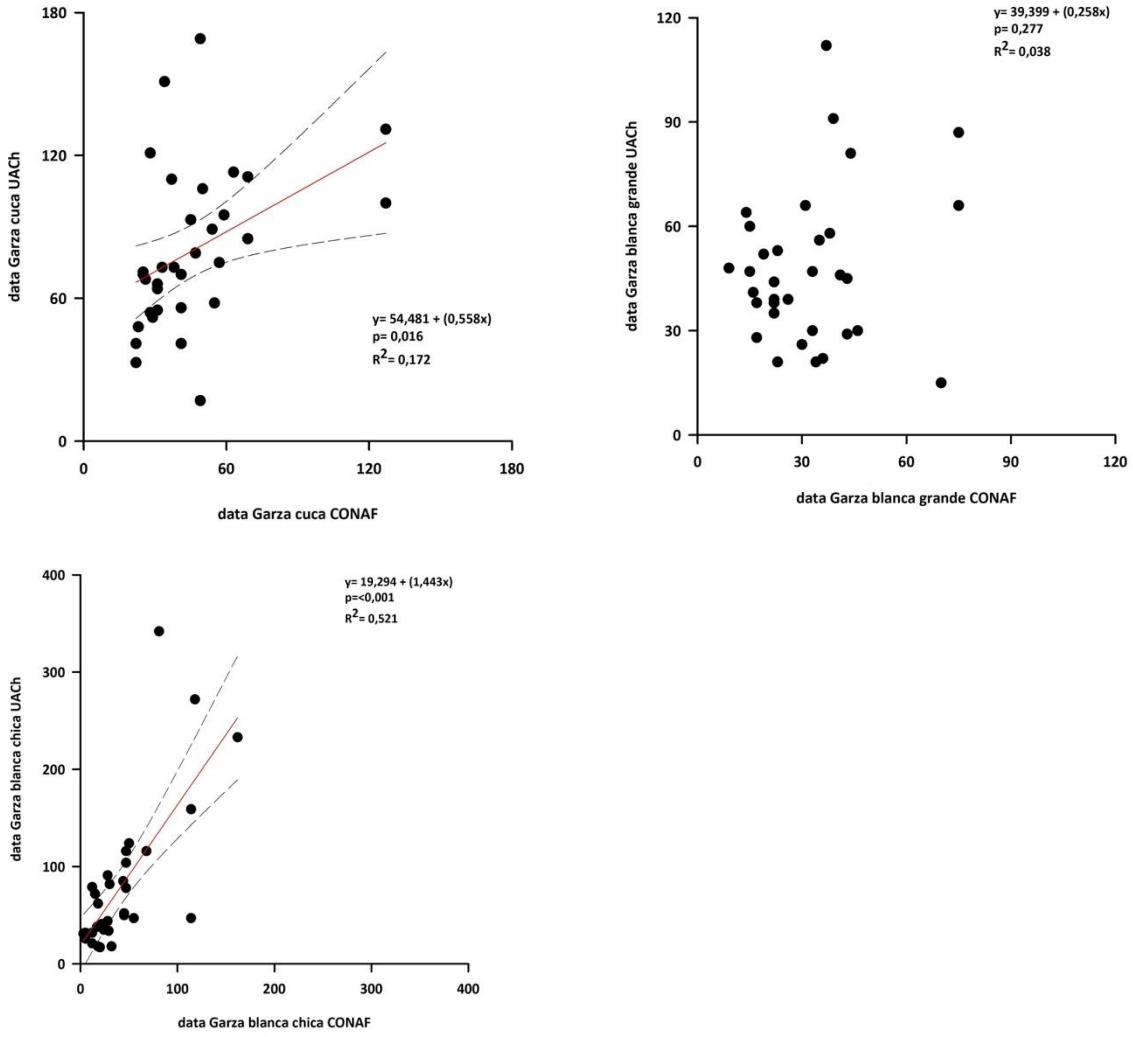


Figura 4.7.24. Resultados de análisis de regresión realizados con datos de censos de la Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica, llevados a cabo por la UACh y CONAF (noviembre 2015 a octubre 2022; n= 35 muestreos).

CONCLUSIONES

• Durante el período 1991 - 2021, la riqueza de especies de la avifauna acuática del HRC, se ha mantenido relativamente estable a lo largo del eje central del HRC, con excepción del sector 4. En este último sector, la riqueza de especies ha disminuido significativamente en el tiempo ($p<0,05$), situación sin explicación empírica o científicamente fundada, al momento de escribir este informe. A su vez, la abundancia total de esa avifauna ha aumentado, situación directamente relacionada al notable incremento de cisnes de cuello negro y taguas, observado a partir de aproximadamente el año 2012 y que fue coincidente con la recuperación del Luchecillo, luego de los cambios ambientales del año 2004.

• Aun cuando la distribución espacial actual de los cisnes ocupa gran parte de todo el HRC, las mayores abundancias de los mismos se han detectado en el eje central del HRC (ríos Cruces y Chorocamayo). No obstante, y luego de los cambios ambientales del año 2004, las abundancias de estas aves fueron más altas en el río Cayumapu (hasta el año 2013), cosa que también ocurrió el año 2021, luego de la afectación del Luchecillo que ocurrió en el HRC durante el año 2020. Esto sugiere que este río, ha sido un refugio para los cisnes ante eventos de cambios ambientales, como aquellos del año 2004 y como lo ha sido la intrusión del lobo marino en el eje central del HRC durante los años 2018 y 2019 y su posterior expansión, hacia ríos tributarios como el Cayumapu.

• Dentro del período 1991 - 2021, la abundancia poblacional de cisnes y taguas disminuyó significativamente durante la ventana anual 2005 - 2012, para luego aumentar significativamente ($p<0,05$) hasta el año 2022. No obstante, la tendencia muestra una disminución en las abundancias de ambas especies herbívoras durante los años 2020 y 2021, coincidente con la afectación del Luchecillo durante el año 2020. Dentro del período 1991 - 2021, las abundancias de la Garza cuca aumentaron significativamente ($p<0,05$); sin embargo, ese aumento no fue sostenido en el tiempo, sino solo hasta los años 2018 y 2019. Después de esto (años 2020 y 2021), las abundancias de esta especie disminuyeron, tendencia también observada en las

abundancias de la Garza blanca grande y la Garza blanca chica. La disminución en las abundancias de estas tres aves carnívoras sugiere que, suprayacente a la afectación del Luchecillo durante el año 2020 y que resultó en emigración de aves herbívoras (cisnes y taguas), hay forzantes ambientales que operan a una escala espacial que va más allá del humedal y que están incidiendo en la estructura comunitaria del conjunto de aves acuáticas del HRC.

• Los resultados de los datos de abundancia de aves herbívoras y carnívoras en 19 sectores del HRC, muestran que durante el período noviembre 2015 - abril 2022, los sectores donde se estimaron las abundancias más altas cisnes de cuello negro y taguas fueron Santa Clara & Rialejo y Plaza de Armas. Para el caso de la Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica y durante el mismo período arriba mencionado, el sector más frecuentado fue Santa María & San Martín, seguido por los sectores ríos Pichoy y Cayumapu.

• Los resultados de análisis de regresión, tendientes a evaluar la relación entre los sets de datos de la UACh y la CONAF, predicen la misma tendencia en la variabilidad de las abundancias de cisnes, taguas, garzas Cuca y Blanca chica. Sin embargo, el grado de certidumbre de las conclusiones que se derivan de esas tendencias es mayor para el Cisne (valores más altos de R^2), lo que puede estar relacionado a la mayor ocupación que muestra esta ave en el HRC. Esto último puede estar relacionado a la gran movilidad del Cisne y a que los censos realizados por CONAF, incluyen para los cisnes un mayor número de sectores que para las otras aves y por lo tanto, se parecen más a los muestreos que la UACh realiza en todas las riberas del humedal.

Referencias

Escaida, J., Jaramillo, E., Amtmann, C. & Lagos, N. 2014. Crisis Socioambiental: El Humedal del Río Cruces y el Cisne de Cuello Negro. Ediciones Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile. ISBN 978-956-9412-14-1, 260 pp.

Jaramillo, E., Duarte, C., Labra, F.A., Lagos, N.A., Peruzzo, B., Silva, R., Velásquez, C., Manzano, M. & Melnick, D. 2018. Resilience of an aquatic macrophyte to an

anthropogenically induced environmental stressor in a Ramsar wetland of southern Chile. Ambio https://doi.org/10.1007/s13280-018-1071-6.

Jaramillo, E., Lagos, N., Labra, F., Paredes, E., Acuña, E., Melnick, D., Manzano, M., Velásquez, C. & Duarte, C. 2018. Recovery of black-necked swans, macrophytes and water quality in a Ramsar wetland of southern Chile: Assessing resilience following sudden anthropogenic disturbances. Science of the Total Environment 628-629: 291-301.

Lagos, N., Paolini, P., Jaramillo, E., Lovengreen, CH., Duarte, C. & Contreras, H. 2008. Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the río cruces wetland, Chile. Wetlands 28:938-950.

4.8. AVIFAUNA DE PAJONALES

Composición de la comunidad, condición corporal y eficacia biológica de la avifauna de las riberas

ANTECEDENTES

El Humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), es uno de los humedales australes más importantes para la conservación de la naturaleza debido principalmente a sus poblaciones de aves acuáticas (*e.g.,* Schlatter *et al.*, 2002). Por ello, parte del HRC está catalogado como Sitio Ramsar y también como Santuario de la Naturaleza en el marco de la legislación chilena, albergando una gran variedad de hábitats. La extensión del eje central del humedal a lo largo de aproximadamente 25 kilómetros lineales, genera diferencias ecológicas notables produciendo una alta heterogeneidad de hábitat, lo que se asocia *a priori* con una elevada biodiversidad (Ward, 1998). En este contexto, las poblaciones de aves son un componente esencial de los humedales, debido a que se sitúan en el ápice de las cadenas tróficas siendo los principales consumidores, tanto herbívoros como carnívoros (*e.g.*, Navedo *et al.,* 2015).

A escala de paisaje se pueden reconocer cuatro grandes ambientes para las aves en el HRC: aguas libres, áreas pantanosas, zonas de vegetación palustre y bosque fluvial asociado. El humedal representa de hecho un área esencial para la conservación del

mediático Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) (*e.g.*, Lagos *et al.,* 2008). Sin embargo, la presencia y abundancia poblacional de otras especies de aves principalmente asociadas a las riberas, menos icónicas, de hábitos más crípticos y/o con poblaciones más escasas asociadas al humedal son, en la mayoría de los casos, desconocidas hasta la fecha (*e.g.*, Victoriano *et al.,* 2006). Este déficit de conocimiento básico representa un impedimento esencial para poder evaluar los efectos de cualquier cambio estructural, ambiental y/o de usos del suelo sobre las comunidades de aves que habitan en las riberas del humedal.

En este Capítulo, se describen los resultados del seguimiento sistemático de la avifauna asociada a las riberas del humedal y que comenzara durante el primer año del Programa Ambiental del HRC (abril 2015 – marzo 2016) y está enfocado en la estructura de la comunidad, condición corporal individual de las aves y supervivencia aparente en las siguientes especies modelo: Siete colores (*Tachuris rubigastra*), Cachudito (*Anairetes parulus*), Trabajador (*Phleocrytes melanops*), Fío-fío (*Elaenia albiceps*), Chirihue (*Sicalis* luteola), Trile (*Agelasticus thilius*) y Run-run (*Hymenops perspicillata*). Todos los parámetros medidos pueden ser utilizados como indicadores de calidad del hábitat del HRC.

Como se mencionó anteriormente, el presente Capítulo hace referencia a los resultados obtenidos sobre la avifauna asociada a las riberas del HRC y sus ríos tributarios, en el contexto del Programa de Monitoreo Ambiental, considerando los muestreos realizados desde abril de 2020 hasta enero de 2022.

OBJETIVOS

- Obtener información básica de referencia sobre las comunidades de aves asociadas a las riberas del HRC, para poder evaluar eventuales futuros cambios estructurales y/o funcionales en el humedal.

• Desarrollar e implementar un sistema de indicadores y rangos de variación de los mismos, para la valoración de potenciales cambios estructurales y/o funcionales en el HRC en relación con diferentes especies de aves palustres asociadas a los pajonales.

MATERIAL Y METODOS

Se ha aplicado una aproximación metodológica para obtener información básica de referencia de los diferentes grupos taxonómicos que componen la comunidad de aves palustres asociadas a las riberas del humedal. Esta información biológica se integrará junto con otros componentes esenciales de la biodiversidad monitoreados en el marco del presente informe, y servirá para analizar a posteriori la variabilidad estacional e interanual de diferentes parámetros asociados a la calidad del agua del humedal en cada una de las zonas y sectores seleccionados para este estudio.

Los índices propuestos se basan en parámetros que necesitan ser medidos de forma sistemática a largo plazo. Las áreas donde se está llevando a cabo el monitoreo han sido seleccionadas en base a su tipología y localización espacial (Figura 4.8.1).

Las especies objetivo se han seleccionado teniendo en cuenta la información disponible en otras zonas sobre algún taxón específico, así como las propias capturas realizadas hasta el momento. En este sentido, las especies que aparecen con mayor frecuencia y abundancia en las capturas, son utilizadas como especies modelo para garantizar una potencia suficiente de los análisis estadísticos que se realicen *a posteriori*.

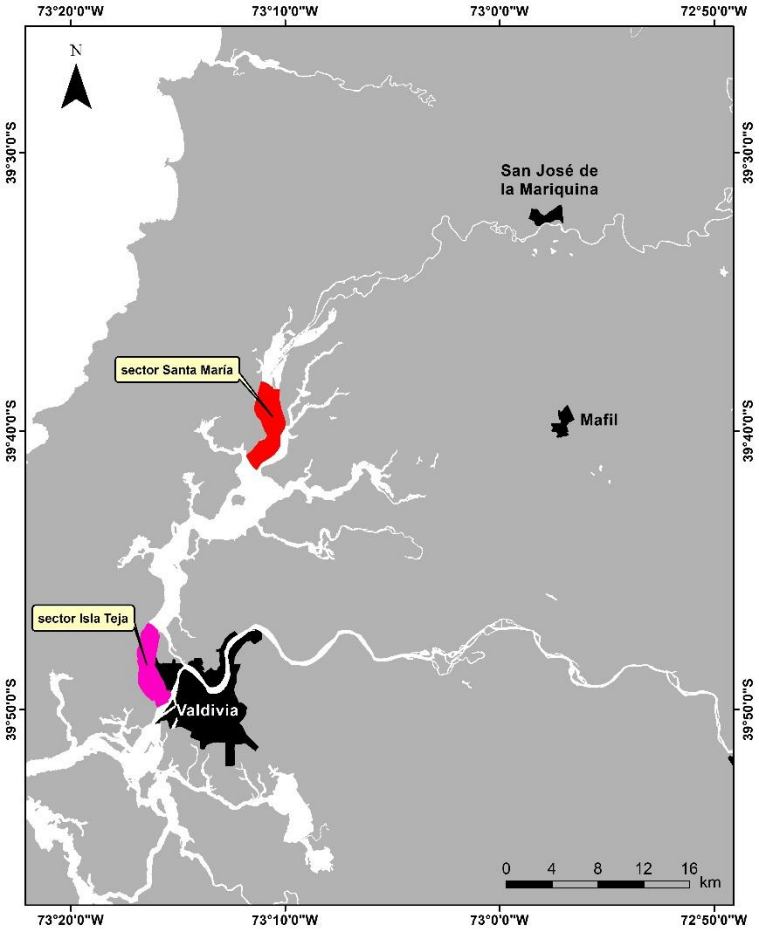


Figura 4.8.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para realizar el monitoreo con redes de niebla de aves palustres (la mayoría del Orden Paseriformes) asociadas a las riberas del Humedal Río Cruces.

Para obtener información básica de referencia sobre las comunidades de aves palustres asociadas a estos humedales y poder realizar aproximaciones comparativas, se realizaron muestreos sistematizados con redes de niebla. Aunque los conteos directos mediante diferentes aproximaciones metodológicas pueden aportar una descripción general sobre la composición de las comunidades de aves (e.g., Silva *et al.,* 2016), para poder evaluar abundancias relativas en áreas cerradas, como es la vegetación palustre en la orla de los humedales, la captura con redes de niebla es el método más recomendable (Arizaga *et al.,* 2011).

Los muestreos mensuales sistematizados y con esfuerzo constante (uso de redes de niebla, con un total de 108 m, extendidas desde el amanecer durante 5 horas consecutivas) comenzaron durante noviembre del año 2015 en las dos áreas seleccionadas como zonas testigo: Teja Norte (TN) y Santa María (SM) (Figura 4.8.1). Ambas zonas están constituidas por pajonales y/o hábitats de etapa emergida formada principalmente por pantano de cortadera (*Loto-Cyperetum eragrostidae*) (San Martín *et al.,* 1993). No obstante, la diversidad a escala de microhábitat es mayor en el área de captura de SM, siendo TN un hábitat de pajonal con gran potencia y, por tanto, mucho más homogéneo.

La mayoría de los individuos capturados fueron marcados mediante anillos metálicos (Resoluciones Exentas SAG 8632/2015, SAG 7219/2016; y posteriores renovaciones anuales); se exceptúa al Picaflor chico *Sephanoides sephaniodes* para el que no había anillos *ad hoc* disponibles (a partir de octubre de 2018 se comenzaron a anillar; McFadden *et al.,* 2019).

Para todos los individuos capturados se registraron sus medidas biométricas y, en la medida de lo posible y en base a la coloración del plumaje y estado de la muda, su clase de edad (juvenil o adulto). Para las especies con dimorfismo sexual aparente se registró además el sexo de los individuos. Con esta información se estimaron las variables que a continuación se indican: abundancia específica relativa (nº capturas·jornada^{-1}), condición corporal aparente (Índice Escalado de Masa Corporal; Peig & Green, 2010). Los análisis integrados de la información permitirán estimar la supervivencia adulta aparente (Ø = método de captura-marcaje-recaptura; Thomson *et al.,* 2009).

Cabe señalar que el esfuerzo de muestreo se ha visto reducido a una jornada de captura estacional (abril, julio, octubre y enero), comenzando en abril 2020, y así continuará durante los próximos años del Programa de Monitoreo Ambiental. Por lo tanto, los análisis comparativos y resultados respecto a los años previos con los datos estacionales de dos años son más limitados y deben considerarse estas diferencias de diseño. Adicionalmente,

debido a circunstancias asociadas a las restricciones COVID19 el monitoreo en Santa María se retomó en enero de 2021.

RESULTADOS

Se obtuvieron un total de 289 capturas acumuladas en los cuatro muestreos realizados en Teja Norte y Santa María, uno por cada estación del año (Tabla 4.8.1). Los promedios (±DT) de capturas por unidad de esfuerzo, tanto en Teja Norte (11.5 ± 13.5 aves·h^{-1}) como en Santa María (4.4 ± 2.6 aves·h^{-1}), resultaron mayores que los promedios históricos para ambas zonas (TN: 5.1 ± 6.8; SM: 2.6 ± 1.8 aves·h^{-1}) teniendo en cuenta únicamente los muestreos realizados de forma trimestral. Destaca que se volvió a registrar un nuevo pico histórico de capturas (n = 118) de la especie más abundante, el Siete colores.

Tabla 4.8.1 Capturas de aves en Teja Norte y Santa María durante los cuatro muestreos (estacionales) realizados en 2021-2022 comparadas con las obtenidas durante los mismos muestreos en 2020-2021 y con las respectivas de 48 muestreos (mensuales) realizados en el período noviembre 2015 – diciembre 2019.

	Teja Norte			Santa María		
	2015-2019	**2020-2021**	**2021-2022**	**2015-2019**	**2020-2021**	**2021-2022**
	Mensual	**Trimestral**	**Trimestral**	**Mensual**	*******	**Trimestral**
Cachudito	54	4	3	91	5	15
Chercán	3			52		4
Chercán de las Vegas	15			11	1	2
Chincol				1		
Chirihue	2	1	1	84	2	15
Churrín de la Mocha	4	1				0
Chuncho **	2			1		
Churrín del Sur	3	1		2		1
Colilarga	25	1	2	24		9
Comesebos				1		
Diucón	1			2		
Fío-fío	48	9	6	99	1	11
Huairavillo **	2					
Jilguero	1			47		2
Mirlo	2			1	1	0
Picaflor **	9		5	35		1
Rayadito	11		2	3		0
Run-run	5	2	1	15	1	4
Sietecolores	578	108	160	192	2	18
Tijeral	4			1		2
Tordo			1	1		0
Trabajador	60	2	18	13		3
Trile	20		1	18		0
Viudita	4		1	2		0
Zorzal austral		1		6	2	1
Total general	**853**	**130**	**201**	**702**	**15**	**88**

* especie estructural de la comunidad. ** especie no considerada en los análisis. *** sólo se realizó el muestreo de verano (ver texto para detalles específicos).

Abundancia temporal relativa

La abundancia relativa de aves asociadas a pajonales y vegetación pionera de ribera presenta marcadas variaciones intra-anuales en el HRC. Adicionalmente, los patrones

periódicos de abundancia anual son diferentes en cada una de las zonas de muestreo (Fig. 4.8.2). La abundancia temporal relativa registrada durante los muestreos estacionales desde abril de 2020 hasta enero de 2022 se encuentra de forma general dentro de los rangos esperables de variaciones inter-anuales, con la excepción de ambos máximos históricos registrados en abril de 2020 y 2021.

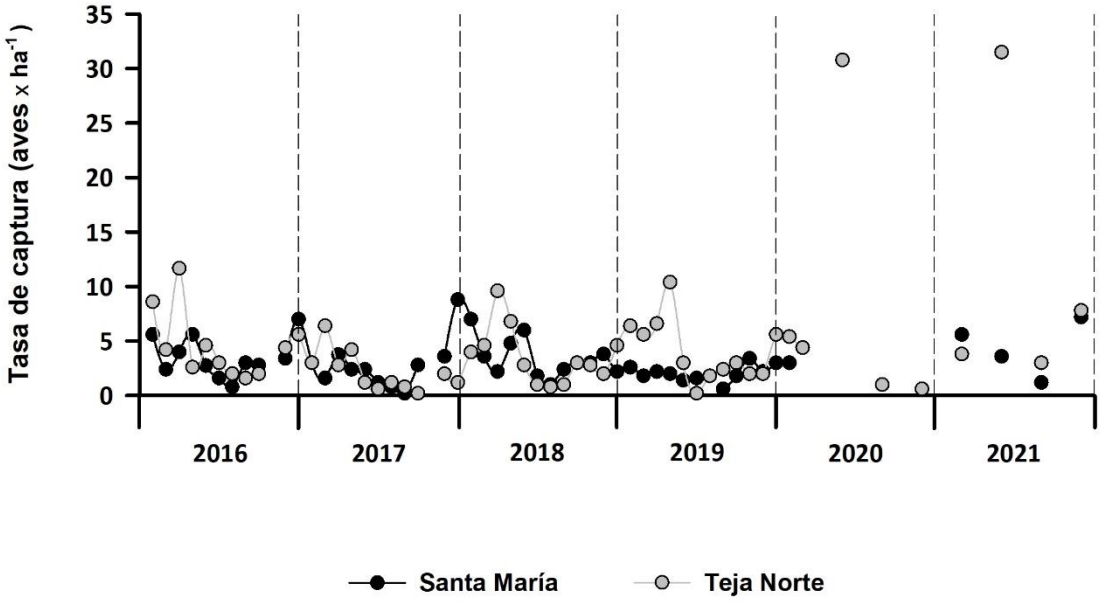


Figura 4.8.2. Evolución de la tasa de captura (aves por hora) en Teja Norte (TN) y Santa María (SM) durante los muestreos realizados en el período 2016-2021 (ver texto para detalles específicos).

Condición corporal

Para el Siete colores, la especie más abundante en ambas áreas del HRC y, por lo tanto, potencialmente utilizable como indicador de la calidad del hábitat, se ha realizado un esfuerzo específico adicional para evaluar su condición corporal aparente. Se ha calculado el Índice Escalado de Masa Corporal (en adelante SMI; Peig & Green, 2010) para explorar potenciales diferencias entre ambas zonas del HRC.

Los resultados obtenidos analizando tanto aves adultas como individuos juveniles de la especie más abundante en el sistema (total n = 995 individuos), indican que durante

2021 la condición corporal descendió respecto al año anterior en Teja Norte, pero se mantuvo dentro del rango de variación registrado en los años previos de monitoreo en ambos sitios (Fig. 4.8.3). Destaca la mayor condición corporal que presentan consistentemente los Siete colores en Teja Norte respecto a Santa María ($F = 21.33$; $p < 0.0001$).

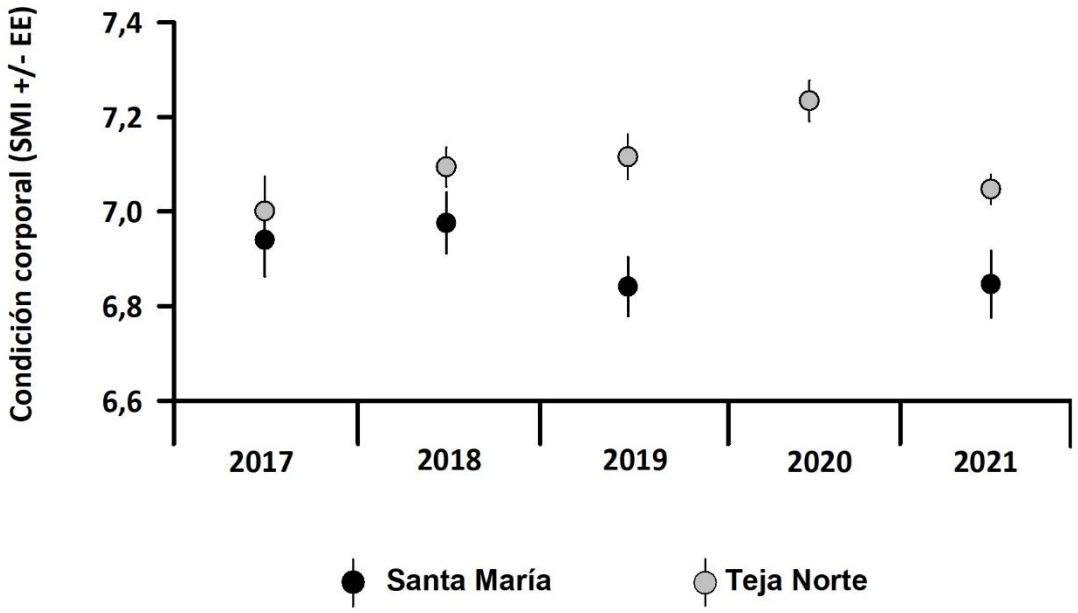


Figura 4.8.3. Condición corporal individual de Siete Colores en Teja Norte (TN) y Santa María (SM) durante el período 2017-2021 (ver texto para detalles específicos).

Recapturas

Se registraron un total de 31 recapturas correspondientes a 30 individuos de cinco especies. En general, la tasa de recaptura en relación a las nuevas capturas arroja un valor un tanto más reducido (14.5%) aunque bastante similar a la obtenida durante los años previos de monitoreo (Fig. 4.8.4).

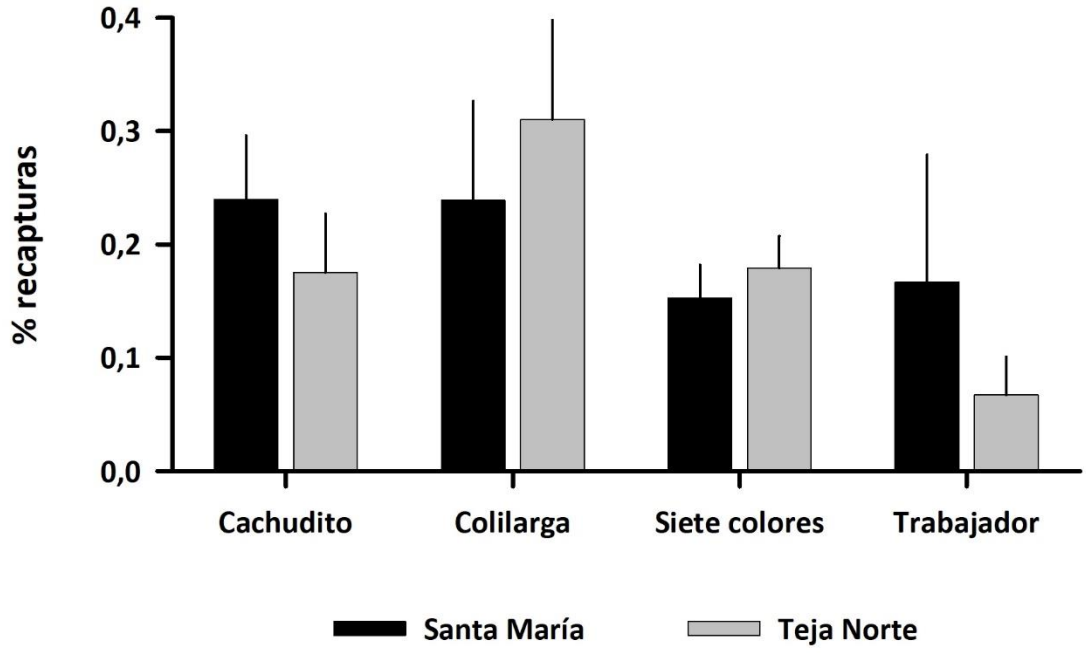


Figura 4.8.4. Porcentaje de individuos recapturados (promedio±EE) en relación a individuos anillados por primera vez en Teja Norte (TN) y Santa María (SM) durante el período 2016-2021 (ver texto para detalles específicos).

En términos de longevidad destacan dos recapturas, ambas en Santa María: un Colilarga *Sylviorthorhynchus desmursii* capturado por vez primera el 24 de enero de 2016, y recapturado de nuevo en julio de 2021, más de 5 años después. Igualmente, un Cachudito *Anairetes parulus* que fue anillado por vez primera el 24 de febrero de 2016, siendo ya adulto en esa fecha, que fue recapturado en el muestreo de julio de 2021, más de 4 años después.

Discusión general

La continuación de este Programa de Monitoreo, a pesar de la reducción en el esfuerzo que se realiza, ha permitido seguir obteniendo información básica de referencia sobre la estructura de los ensambles, las variaciones en las abundancias relativas a lo largo del ciclo anual y la calidad del hábitat para diferentes especies de aves palustres que habitan un humedal austral tipo estuarino. Hasta la fecha, únicamente existe un estudio publicado

sobre la biología de una de estas especies en humedales chilenos (Lara *et al.,* 2011), por lo que la contribución realizada al conocimiento general de la biodiversidad a escala país es muy relevante.

Las grandes diferencias observadas en Teja Norte se deben principalmente a que en el mes de abril de 2021 (muestreo de otoño) se volvió a registrar un nuevo pico histórico de capturas (n = 118) de la especie más abundante, el Siete colores. Las capturas en los otros tres muestreos estacionales resultaron bastante similares, tanto en abundancia relativa como en composición de la comunidad de aves, a las registradas en los cuatro años previos en cada período. A pesar de haberse reducido el esfuerzo de muestreo a una temporalidad trimestral, estuvieron representadas en la muestra prácticamente la totalidad de las especies estructurales de esta comunidad de aves palustres en ambas zonas.

En este sentido, las aves palustres presentan una elevada diversidad funcional: distintas especies están involucradas en diferentes procesos dentro del humedal, por lo que pueden responder a diferentes variaciones en la calidad del hábitat (Cadotte *et al.,* 2011). Esto es principalmente debido a que son especies móviles, de vida corta, consumidores secundarios que utilizan diferentes recursos tróficos y presentan fuertes variaciones poblacionales relacionadas con las estaciones (fenología), además de fluctuaciones interanuales relacionadas con la disponibilidad de alimento y la climatología. Adicionalmente en los pajonales habitan especies residentes y migratorias, que desaparecen en ciertos períodos del año. De hecho, los resultados de la condición corporal de la especie más abundante, el Siete colores, indican que existen importantes variaciones inter-anuales en la calidad del hábitat en el humedal. Independientemente de estas variaciones, los Siete colores mantienen de forma consistente una mejor condición corporal en Teja Norte que en Santa María.

Por ello, en comparación con otros métodos, los monitoreos utilizando redes de niebla en humedales son los que permiten evaluar con mayor precisión las tendencias

poblacionales a largo plazo a través de índices de abundancia relativa en las capturas (Peach *et al.,* 1998; Osenkowski *et al.,* 2012). Simultáneamente, según se van completando años continuados de monitoreo, el método de captura-recaptura permite estimar con elevada precisión (i) la productividad anual de las especies más abundantes, esto es, cómo ha resultado la temporada reproductiva; (ii) la condición corporal individual; y (iii) la supervivencia aparente de los individuos en una población; parámetros esenciales para evaluar la eficacia biológica (fitness) en poblaciones animales. Debido a la reducción en el esfuerzo de muestreo, la estimación de supervivencia aparente asociada a las recapturas debe recalcularse incorporando este diseño estacional para poder realizar comparaciones inter-anuales en el valor que alcanza este parámetro. Sin embargo, el elevado porcentaje de individuos recapturados permitirá realizar análisis detallados de la supervivencia aparente y su variación a lo largo del tiempo.

En este contexto, continuar con el Programa de Monitoreo a largo plazo de las poblaciones de aves mediante un programa de Anillamiento con Esfuerzo Constante es crucial para poder separar los efectos potenciales de las actividades humanas de variaciones naturales asociadas a climatología o disponibilidad de recursos en el HRC, entre otros. Por ejemplo, periódicamente existen años en los que las abundancias de aves son muy bajas debido a los efectos de las oscilaciones climáticas globales, como el 'Northern Oscillation Index' o 'El Niño Southern Oscillation', que pueden ser detectadas básicamente con estos programas con esfuerzo constante a largo plazo (Ballard *et al.,* 2003). Además, las aves palustres son elementos funcionales clave que proveen diferentes servicios ecosistémicos (Sekercioglu, 2006) en los humedales (detección temprana de enfermedades emergentes, control de insectos, dispersión de semillas, conectividad geográfica a través de las migraciones, objetivo turístico).

CONCLUSIONES

• Se ha recabado información durante un nuevo ciclo anual, completando así seis ciclos anuales de monitoreo consecutivo, sobre la composición y estructura estacional de la comunidad de aves Passeriformes que habitan las áreas de vegetación palustre. Los resultados obtenidos han permitido determinar y monitorear la fenología de las especies más representativas aportando así información esencial para la gestión del HRC (e información de referencia sobre ensambles de aves palustres en Chile).

• La estructura del ensamble continúa siendo en general diversa. Se registraron oscilaciones estacionales regulares derivadas de la fenología de las diferentes especies, sin grandes variaciones interanuales dentro de cada sector de muestreo, incluyendo a las especies migratorias.

• El Siete colores *Tachuris rubrigastra* es sin duda la especie dominante en estos hábitats. Aparentemente la especie más abundante parece agruparse y realizar desplazamientos postreproductivos.

• Continuar ajustando la probabilidad de recaptura durante siguientes años del Monitoreo permitirá ir estimando la tasa de supervivencia anual de cinco especies de aves Passeriformes que habitan las riberas del HRC, incluyendo las migratorias.

• La condición corporal aparente de la especie más abundante en el ensamble se ha mantenido dentro de los rangos regulares de variación registrados en Teja Norte en los últimos seis años.

REFERENCIAS

Arizaga, J., J.I. Deán, A. Vilches, D. Alonso, A. Mendiburu (2011). Monitoring communities of small birds: a comparison between mist-netting and counting. Bird Study 58: 291–301.

Ballard, G., G.R. Geupel, N. Nur, T. Gardali (2003). Long-term declines and decadal patterns in population trends of songbirds in western North America, 1979–1999. Condor 105: 737-755.

Cadotte, M.W., K. Carscadden, N. Mirotchnick (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. Journal of Applied Ecology 48: 1079–1087.

Couvé, E., C.F. Vidal, J. Ruiz (2017). Aves de Chile, sus Islas Oceánicas y Península Antártica: Una Guía de Campo Ilustrada. Fantástico Sur Ediciones, Chile.

Jiménez, J.E., A.E. Jahn, R. Rozzi, N.E. Seavy (2016). First documented migration of individual White-crested Elaenias (*Elaenia albiceps chilensis*) in South America. The Wilson Journal of Ornithology 128:419-425.

Lagos, N.A., P. Paolini, E. Jaramillo, C. Lovengree, C. Duarte, H. Contreras (2008). Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the río Cruces wetland, Chile. Wetlands 28: 938-950.

Lara, J., C. Barrientos, K. Ardiles, L. Moreno, R. Figueroa, D. González-Acuña. 2011. Biología reproductiva del Trabajador (*Phleocryptes melanops*) en el centro-sur de Chile. Ornitología Neotropical 22: 121–130.

McFadden, T.N, G. Biscarra, J. Ruiz, J.G. Navedo (2019). Recommended band sizes and a novel technique for sexing immature green-backed firecrown hummingbirds (*Sephanoides sephaniodes*). Ornitologia Neotropical 30: 179-184.

Navedo, J.G., S. Hahn, M. Parejo, J.M. Abad-Gómez, J.S. Gutiérrez, A. Villegas, J.M. Sánchez-Guzmán, J.A. Masero (2015). Unravelling trophic subsidies of agroecosystems for biodiversity conservation: Food consumption and nutrient recycling by waterbirds in Mediterranean rice fields. Science of the Total Environment 511: 288-297.

Osenkowski, J.E., P.W.C. Paton, D. Kraus (2012). Using long-term constant-effort banding data to monitor population trends of migratory birds: a 33-year assessment of adjacent coastal stations. Condor 114: 470-481.

Peach, W.J., S.R. Baillie, D.E. Balmer (1998). Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting, Bird Study, 45: 257-275.

Peig, J., A.J. Green (2010). The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. Functional Ecology 24: 1323-1332.

San Martín C., R. Medina, P. Ojeda, C. Ramírez (1993). La biodiversidad vegetacional del Santuario de la Naturaleza 'Río Cruces' (Valdivia, Chile). Acta Botanica Malacitana 18: 259-279.

Schlatter, R.P., R.A. Navarro, P. Corti (2002). Effects of El Niño southern oscillation on numbers of black-necked swans at Río Cruces Sanctuary, Chile. Waterbirds 25: 114-122.

Sekercioglu, C.H (2006). Increasing awareness of avian ecological function. Trends in Ecology and Evolution 21: 464-471.

Silva, C.P., R. Sepúlveda, O. Barbosa (2016). Nonrandom filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. Ecology and Evolution 6: 3711–3720.
Tellería, J.L (1986). Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Ed. Raíces, Madrid.

Thomson D.L., E.G. Cooch, M.J. Conroy (2009). Modeling demographic processes in marked populations. Ed. Springer, New York.

Vergara, P.M., P.A. Marquet (2007). On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. Landscape Ecology 22: 1059-1071.

Victoriano, P.F., A.L. González, R. Schlatter (2006). Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. Gayana 70: 140-162.

4.9. MAMÍFEROS ACUÁTICOS

ANTECEDENTES

Mamíferos acuáticos de ambientes dulce acuícolas como el Coipo, han sido mencionados como controladores de la composición vegetacional en humedales, reduciendo la propagación de plantas acuáticas emergentes y/o natantes (Crooks, 2002; Carter & Leonard, 2002; Guichón, 2003). Por otra parte, la presencia o ausencia de mamíferos acuáticos en humedales, ha sido utilizada para describir el estado de salud ambiental de estos ecosistemas acuáticos; es decir, estos vertebrados pueden ser utilizados como bioindicadores de buena calidad ambiental, como es el caso del Huillín en las riberas del humedal del río Cruces (Oporto, 2006, 2009) o de afectación negativa, como es el caso del Visón, especie invasora cuya presencia en humedales del sur de Chile ha demostrado ser perjudicial para especies nativas (Fasola *et al.,* 2021). Consecuentemente y desde el año 2015, se monitorea la abundancia de huillines, coipos y visones en el HRC con el objetivo de

monitorear la presencia y abundancia de estas tres especies de mamíferos acuáticos en este humedal.

Aparte de lo anterior, los humedales chilenos y específicamente el HRC, pueden verse negativamente afectados por la presencia de especies de mamíferos acuáticos no usualmente reconocidas como habitantes típicos de estos humedales y que afectan a especies icónicas, presentes en los mismos. En este caso, está la intrusión en el HRC del Lobo marino común (*Otaria flavescens*), lo que ha resultado en depredación sobre el Cisne de cuello negro, con una eventual afectación negativa sobre sus abundancias poblacionales.

OBJETIVOS

- Evaluar la presencia de coipos (*Myocastor coypus*), huillines (*Lontra provocax*) y visones (*Neovison vison*), en las riberas del HRC, durante el segundo año del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC.
- Comparar los resultados obtenidos durante este periodo de Monitoreo (abril 2021 - noviembre 2022), con los obtenidos desde el año 2014 en el humedal.

• Evaluar la actividad depredatoria de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro en el HRC.

METODOLOGÍAS

Censos y avistamientos de Coipos, huillines y visones

Desde enero 2015, se han efectuado censos para registrar la presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en los cauces y riberas de humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (Fig. 4.9.1). Para estas actividades se utilizaron dos tipos de embarcaciones (ambas conducidas a una velocidad aproximada de 5-6 nudos): lancha de fibra de vidrio, modelo Robalo y con cabina para pasajeros, eslora de 7,7 m y motor Tohatsu

de 50 HP, durante meses de otoño e invierno y bote de goma Zodiac, modelo Skua 490, eslora 4,9 m y motor Suzuki de 60 HP, durante meses de primavera y verano.

Los censos se realizaron a lo largo de polígonos ordenados visualmente a lo largo de las riberas y cuyas longitudes aproximadas fueron de 500 m (Fig. 4.9.1). Los puntos iniciales y finales de cada polígono de muestreo fueron georeferenciadas en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx. Los censos así realizados, permitieron realizar registros continuos de coipos, huillines y visones a lo largo de todas las riberas del área de estudio. En complemento a las campañas destinadas específicamente al avistamiento de mamíferos acuáticos, se registró todo avistamiento directo de coipos, huillines y visones, así como también la actividad biológica de los mismos, en salidas a terreno destinadas a otros objetivos que no fueran los recorridos programados del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC para el avistamiento de mamíferos acuáticos. Todos estos datos han sido incluidos en la Tabla 2 del ANEXO de este Capítulo.

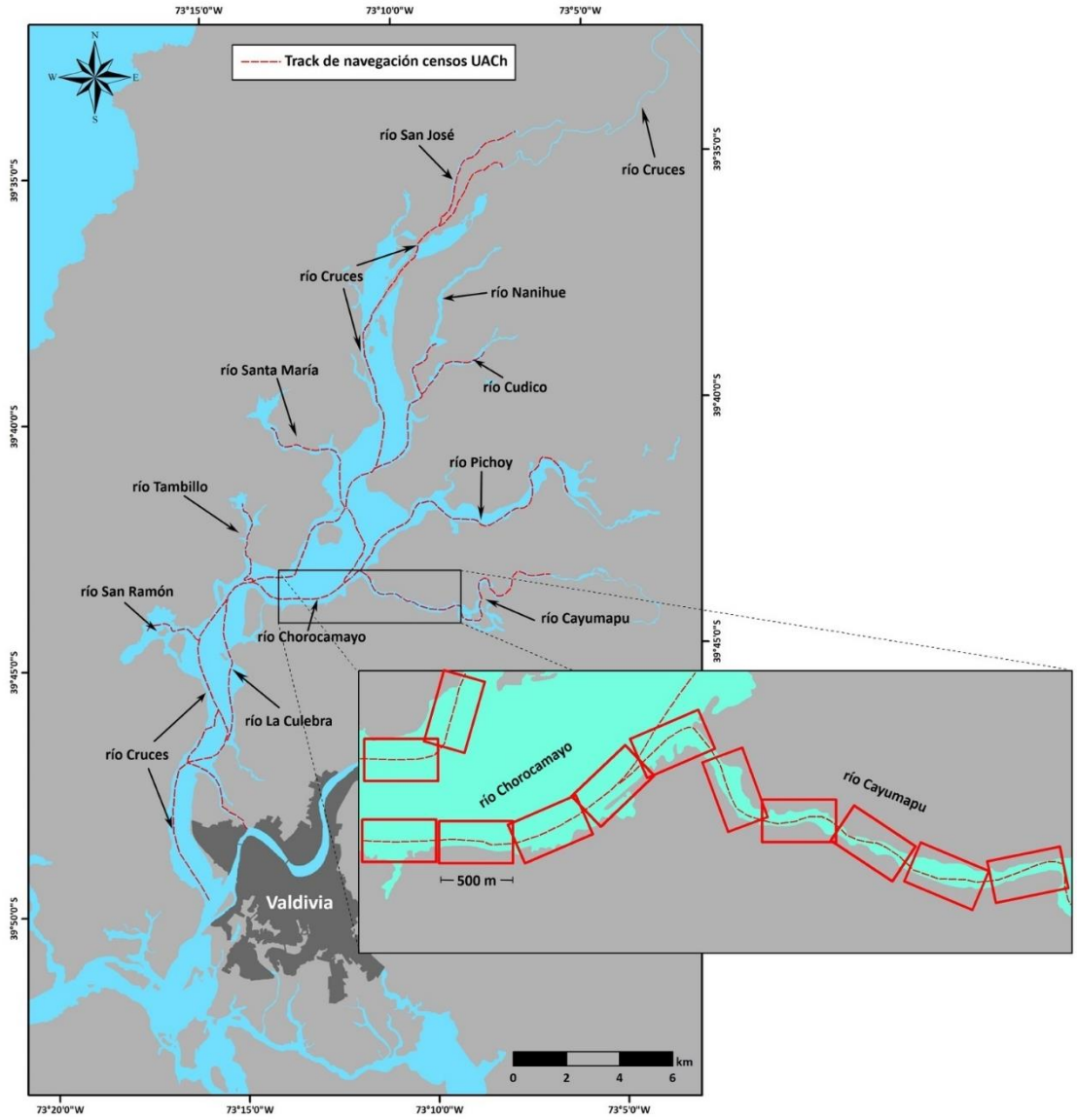


Figura 4.9.1. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a evaluar la eventual presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio.

Monitoreo de la depredación de lobos sobre cisnes de cuello negro

En una embarcación tipo Zodiac (temporada estival) y en una lancha de fibra de vidrio con cabina (periodo invernal), se realizaron censos sin periodicidad sostenida en el tiempo (aun cuando al menos se realizó un censo mensual), para evaluar presencia y distribución

espacial de lobos marinos en el humedal y número y localización de carcasas de cisnes en el área de estudio.

A fin de evitar sesgos entre estaciones del año (menor frecuencia de salidas en invierno), se calculó un índice de depredación mensual para evaluar estacionalidad de la acción de los lobos marinos. Este índice se estimó en base a la relación número de carcasas recolectadas mensualmente / número de días mensuales en terreno.

Para evaluar la ubicación relativa de los ataques de lobos, se georreferenció la ubicación de las carcasas de cisnes atacados por lobos; las ubicaciones de las mismas se graficaron en relación a 19 sectores previamente determinados en el área de estudio (Fig. 4.9.2). Esto con el objetivo de conocer cuáles son las áreas con mayor ocurrencia de ataques de lobos marinos.

Se han realizado también censos semanales desde tierra, de los lobos marinos que ocurren en la sección de la costanera adyacente al mercado fluvial de Valdivia. Con ayuda de un binocular modelo Olympus 30x10, se registró el número y clase etaria de los lobos censados. Estas clases fueron juveniles, subadultos y machos adultos; no se han diferenciado machos juveniles de hembras, debido a las dificultades para hacerlo.

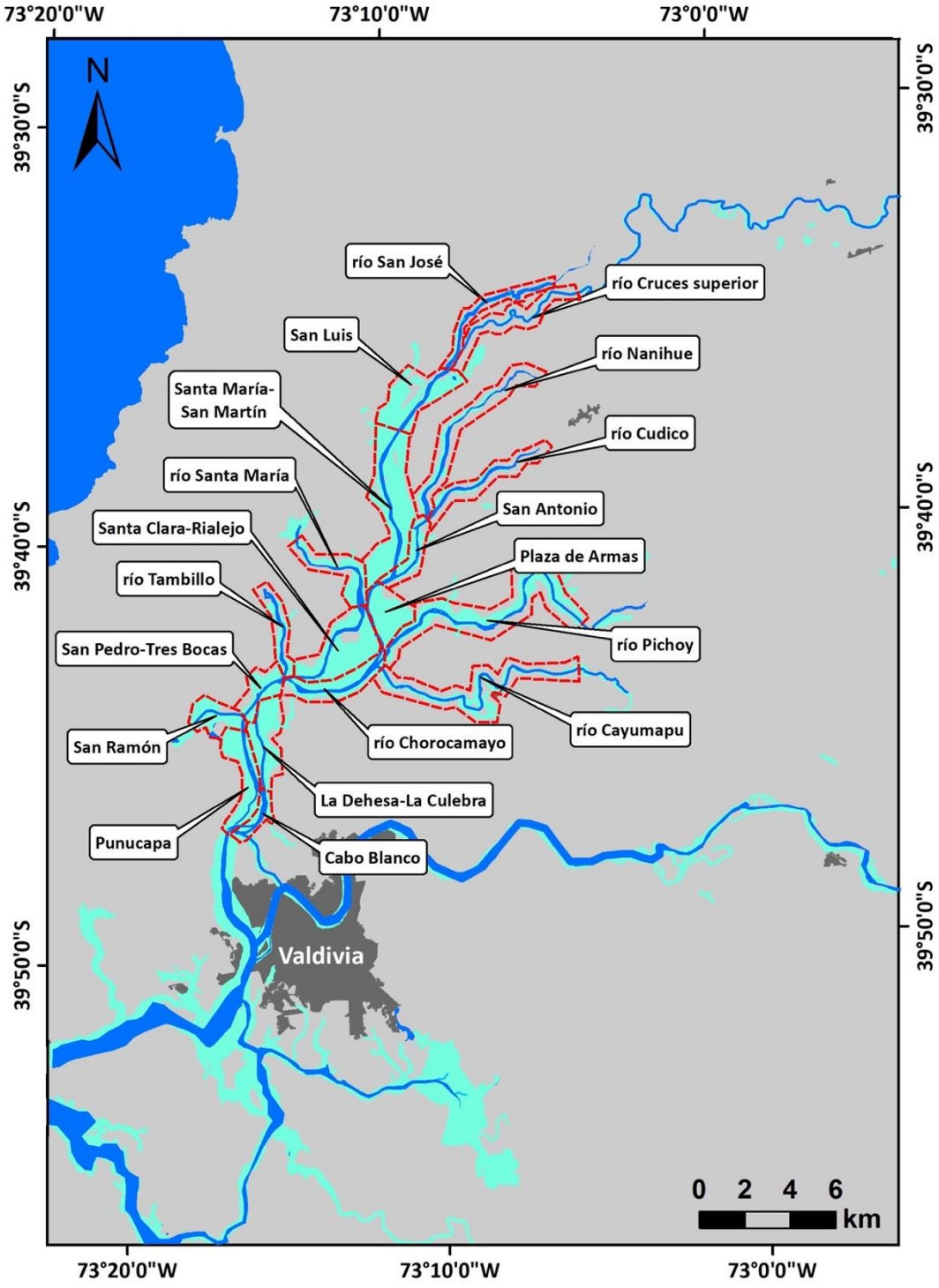


Figura 4.9.2. Ubicación de los sectores definidos para evaluar la presencia de carcasas de cisnes atacados por los lobos en el área de estudio.

RESULTADOS

4.9.1. Coipos, visones y huillines

La Tabla 4.9.1 muestra las fechas en la cual se realizaron las salidas a terreno para el eventual avistamiento de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio (ver también Tabla 1 de ANEXO).

Tabla 4.9.1. Fechas de salidas a terreno efectuadas para eventuales avistamientos de coipos, huillines y visones (*cf*. Tabla 1 de ANEXO).

programa	periodo	censos
Segundo año de Monitoreo Actualizado HRC	abril 2021-marzo 2022	14-15 mayo 2021 16-17-18 junio 2021 12-13 julio 2021 22-23 septiembre 2021 15-16 octubre 2021 4-5 noviembre 2021 24-25 enero 2022 16-17 marzo 2022 9-10 mayo 2022 29-30 junio 2022 28-29 julio 2022 30-31 agosto 2022 27-28 septiembre 2022 30-31 octubre 2022 29-30 noviembre 2022
Primer año de Monitoreo Actualizado del HRC	abril 2020-marzo 2021	06-08 mayo 2020 15-16 octubre 2020 09-11 diciembre 2020 03-04 febrero 2021
Quinto año de Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2019-marzo 2020	06-08 mayo 2019 25-27 junio 2019 25-27 septiembre 2019 10-12 diciembre 2019 08-10 abril 2020
Cuarto año Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2018 - marzo 2019	18-20 abril 2018 17-19 Julio 2018 02-05 octubre 2018 18-19 enero 2019
Tercer año Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2017 - marzo 2018	09-11 mayo 2017

		04-06 julio 2017 11-13 octubre 2017 14-16 febrero 2018
Segundo año Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2016 - marzo 2017	28-30 abril 2016 13-15 julio 2016 28-30 noviembre 2016 25-27 enero 2017
Primer año Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2015 - marzo 2016	28-30 noviembre 2015 27-29 enero 2016
Diagnóstico Ambiental del HRC	abril 2014 - marzo 2015	15-17 enero 2015

La Figura 4.9.3, muestra el número de avistamientos directos de mamíferos acuáticos (lobos marinos excluidos) durante el desarrollo de la totalidad de recorridos realizados durante el transcurso del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (ver también Tabla 1 del ANEXO).

El Copio fue la especie con mayor frecuencia de aparición en los censos realizados (N = 31 de 41 avistamientos o 76%), seguido por el Visón (N = 11 de 41 avistamientos o 27%) y el Huillín (N = 11 de 41 avistamientos o 15%) (Fig. 4.9.3). Solo durante la campaña de septiembre 2019 se registró de modo simultáneo, la presencia de las tres especies objeto de estudio (cuatro Coipos, un Visón y un Huillín) (Fig. 4.9.3).

Durante los meses de junio, julio y septiembre del año 2021 y julio 2022 se registraron las mayores abundancias de coipos (19, 26, 20 y 20 individuos, respectivamente) (Fig. 4.9.3). Desde el invierno del año 2018 al del año 2022, se observó durante los meses del periodo invernal, un aumento sostenible de la abundancia de Coipos (Fig. 4.9.3). Por el contrario, el número de avistamientos de huillines y visones se mantiene relativamente estable y de modo esporádico, especialmente para el caso del Huillín (Fig. 4.9.3).

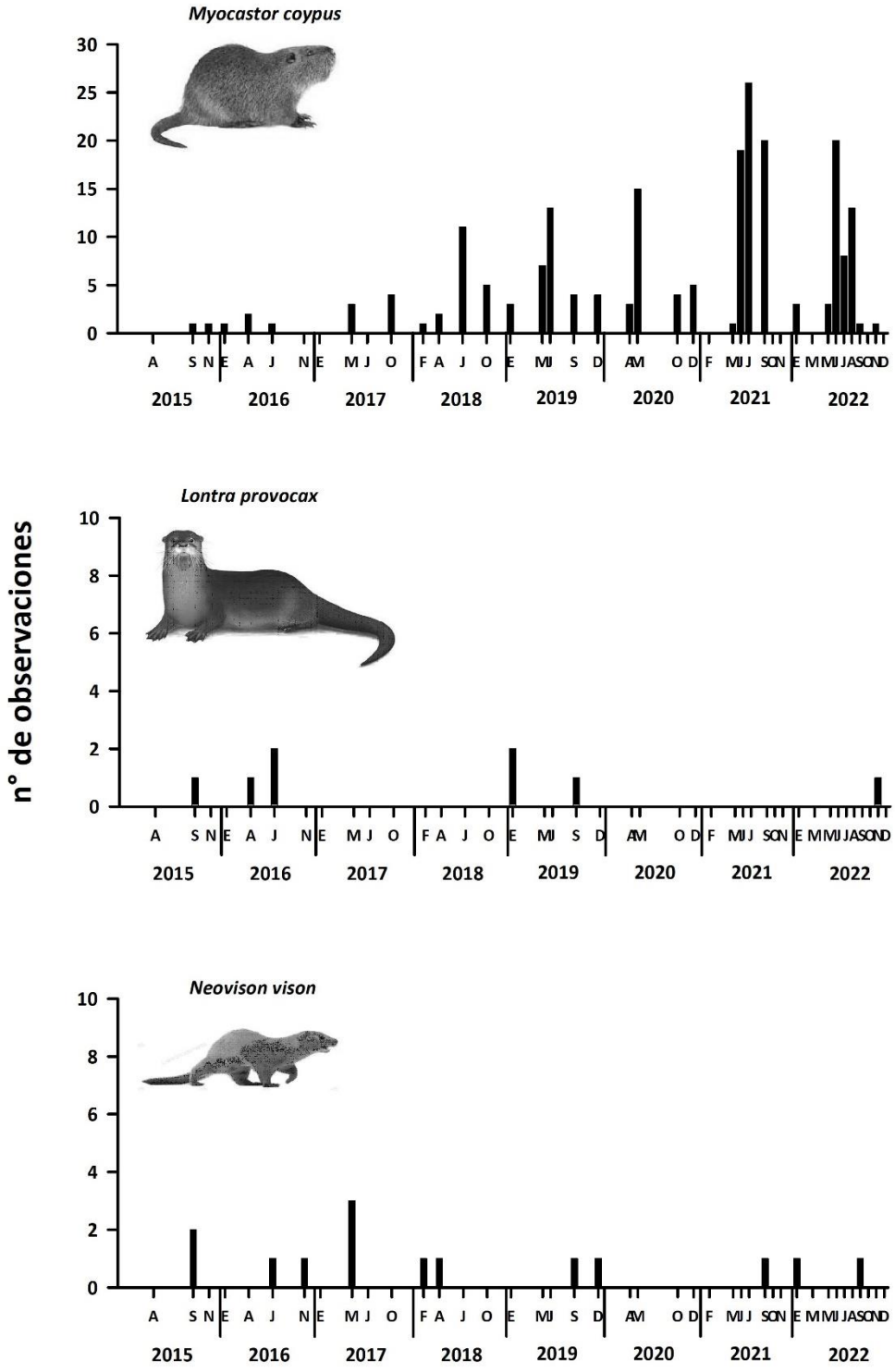


Figura 4.9.3. Número de avistamientos de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillín (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison*), realizados durante los recorridos planificados como parte de las actividades del Programa de Continuidad y del Monitoreo Ambiental del HRC.

Las Figuras 4.9.4 a 4.9.6 muestran los avistamientos de mamíferos acuáticos en el HRC durante el período de estudio.

Entre abril 2015 y octubre 2017, la mayor parte de las observaciones de coipos ocurrieron en el sector medio del HRC (alrededor de Isla Rialejo), a la vez que, durante los años 2018 - 2020 la distribución aumentó hacia el norte y sur de este sector (Fig. 4.9.4). Posteriormente -durante los avistamientos de los años 2021 y 2022 - la mayoría de las observaciones de coipos fueron en el sector medio del HRC, aun cuando ocurrieron avistamientos en ríos tributarios como el Tambillo y San Ramon (Fig. 4.9.4). Los avistamientos de huillines y visones fueron menos frecuentes que los de coipos: los primeros ocurrieron primariamente en ríos tributarios (Fig. 4.9.5), a la vez que los segundos, principalmente en la porción superior del eje central del HRC (Fig. 4.9.6).

La frecuencia de avistamientos de coipos, huillines y visones en recorridos realizados para actividades aparte de las consideradas para el estudio de la presencia de mamíferos acuáticos en el HRC, muestra que durante aproximadamente los últimos cuatro años ha ocurrido un aumento notorio en la frecuencia de avistamientos de coipos (ver Tabla 2 de ANEXO).

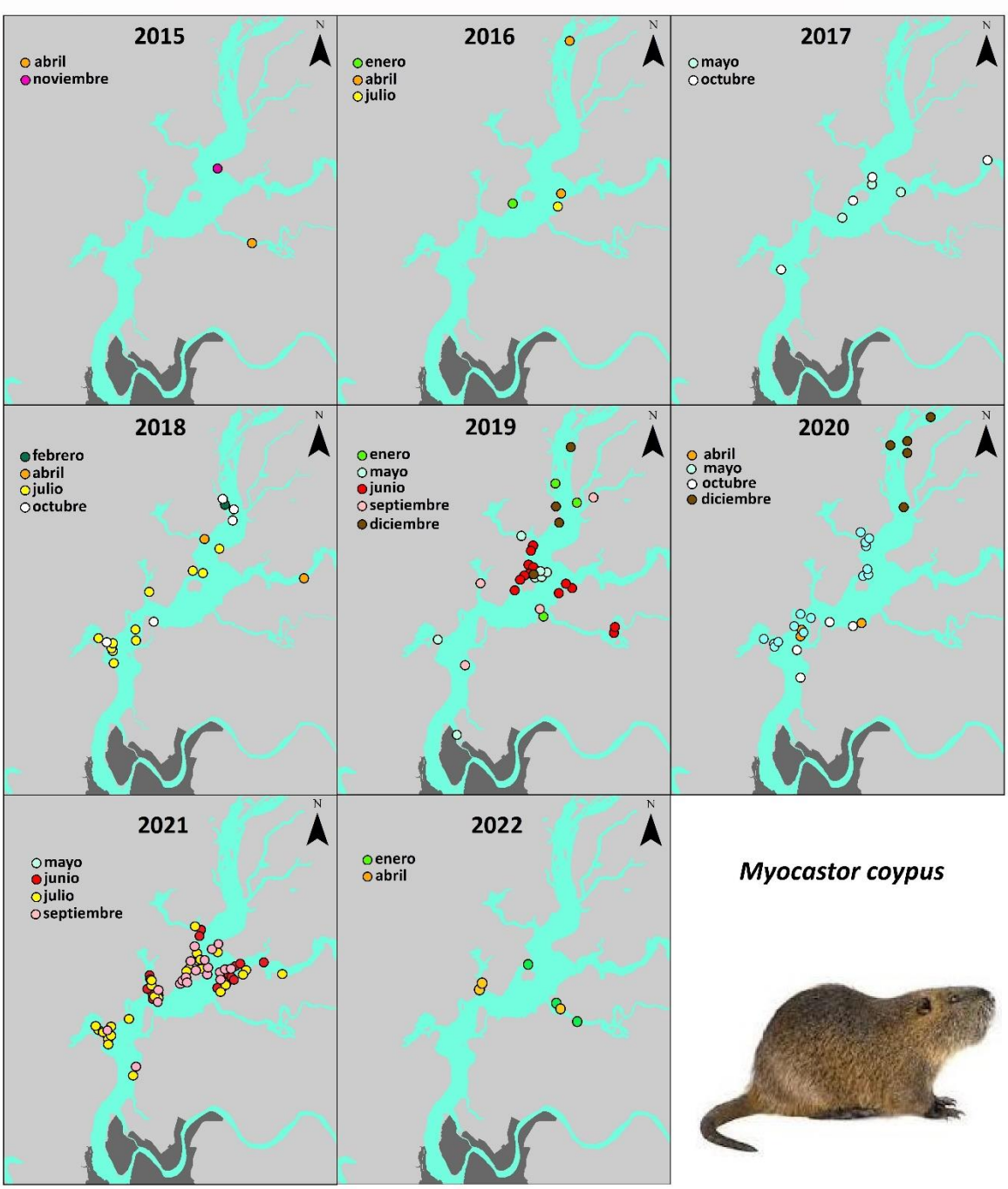


Figura 4.9.4. Variabilidad espacio- temporal del Coipo (*Myocastor coypus*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre abril 2015 y abril 2022. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

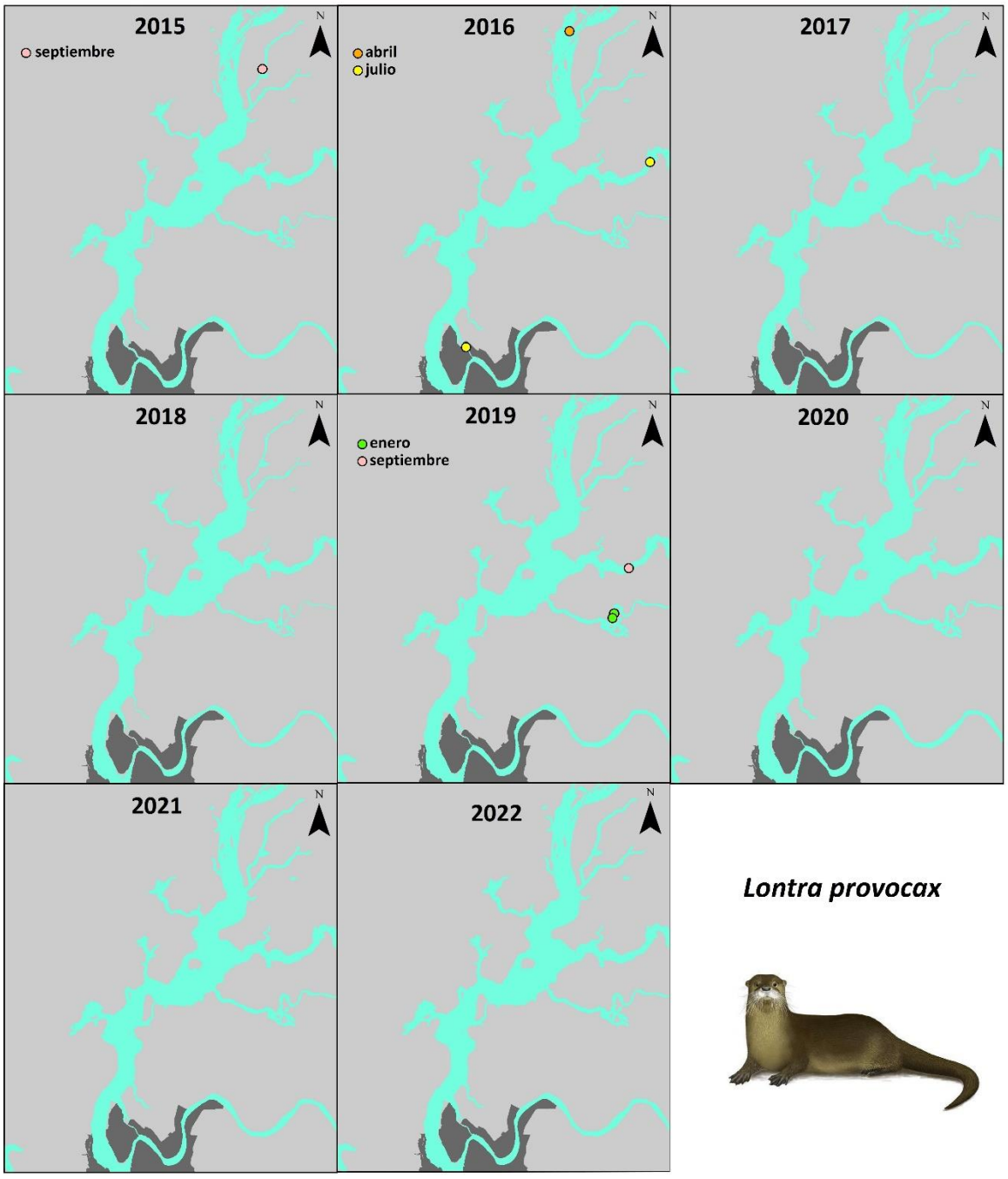


Figura 4.9.5. Variabilidad espacio- temporal del Huillín (*Lontra provocax*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre abril 2015 y abril 2022. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

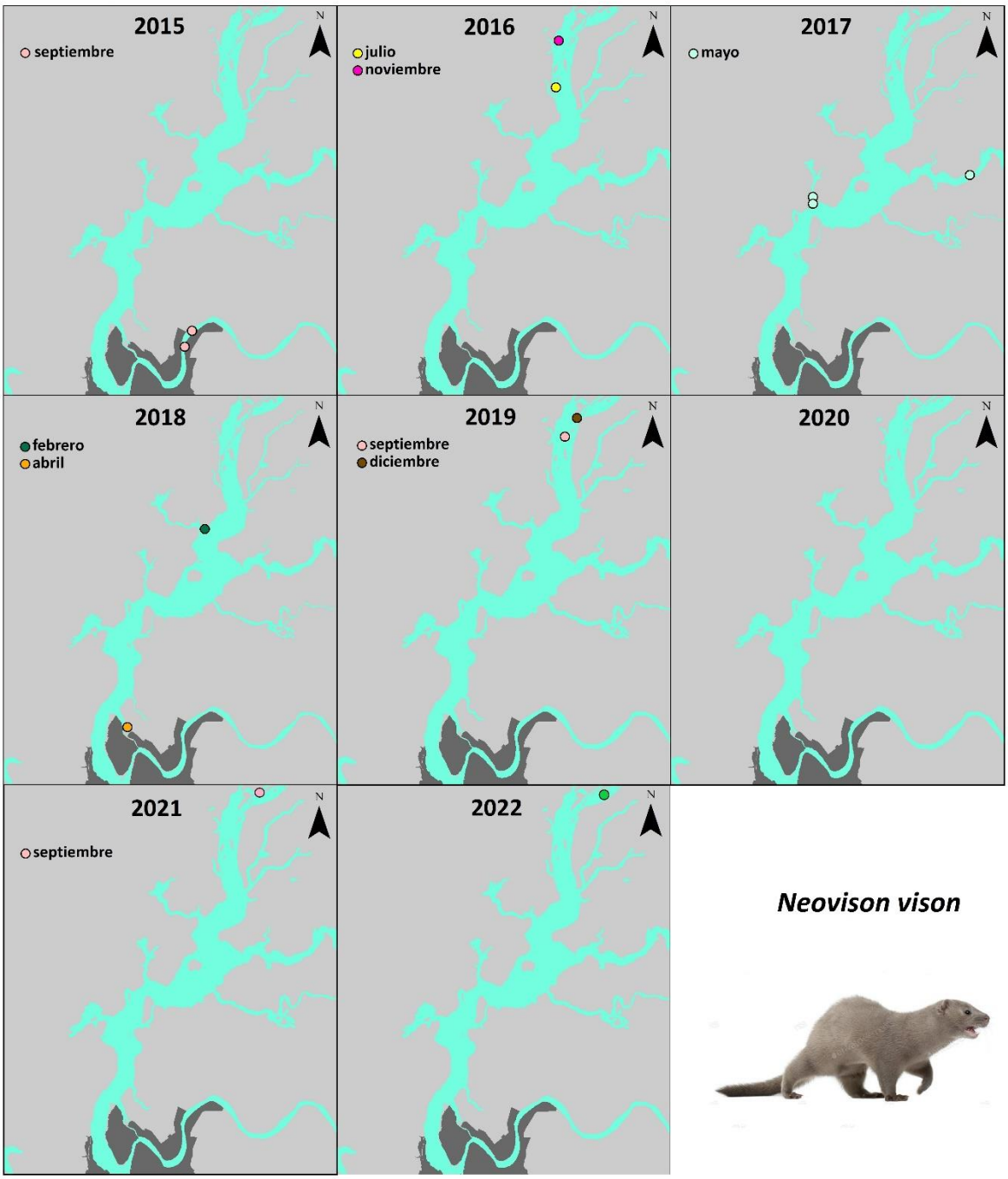


Figura 4.9.6. Variabilidad espacio- temporal de Visón (*Neovison vison*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre abril 2015 y abril 2022. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

4.9.2. Actividad depredatoria de lobos marinos sobre Cisnes de cuello negro

La Figura 4.9.7 muestra la variabilidad temporal en la abundancia de lobos marinos en los alrededores de la feria fluvial de Valdiva; lobos adultos y juveniles, muestran tendencia significativa ($p<0,05$) a aumentar en el tiempo.

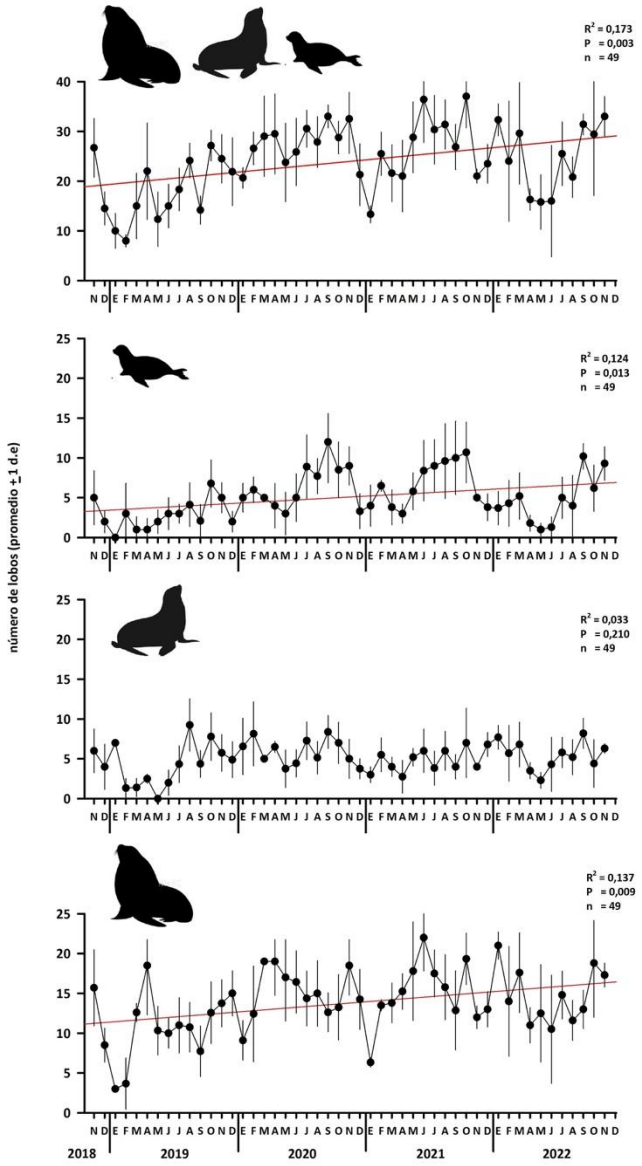


Figura 4.9.7. Variabilidad inter anual en la abundancia de lobos adultos, sub adultos y juveniles en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia.

Aun cuando los lobos marinos que entran al HRC provienen de los alrededores de la feria fluvial de Valdivia y que el número de lobos en los mismos ha aumentado en el tiempo, el número de lobos observado dentro del HRC, no ha aumentado (Fig. 4.9.8).

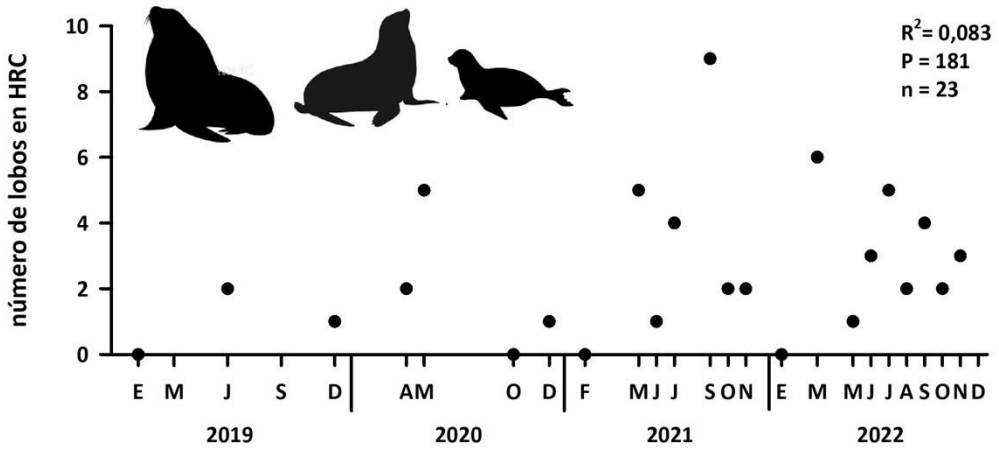


Figura 4.9.8. Variabilidad inter anual en la abundancia de lobos adultos, sub adultos y juveniles en el HRC.

A noviembre 2022 se han recopilado 1.660 carcasas de cisnes en el HRC (datos UACh - CONAF), cuya muerte fue atribuible al ataque de lobos marinos; es interesante destacar que durante el año 2020 (primer año de la pandemia Covid 19), se recolectó el mayor número de carcasas (503) (Tabla 4.9.2).

Tabla 4.9.2. Número de Cisnes de cuello negro muertos en el HRC por causas atribuibles a ataques de lobos marinos, entre el periodo julio 2018 y noviembre 2022. Fuente datos: UACh - CONAF.

año	n° carcasas
2018	312
2019	359
2020	503
2021	220
2022	266
total	1660

La Figura 4.9.9 muestra la variabilidad inter anual en el índice de depredación; esta muestra un marcado componente estacional (valores más altos durante invierno) y con una tendencia al alza durante el período 2018 - 2022.

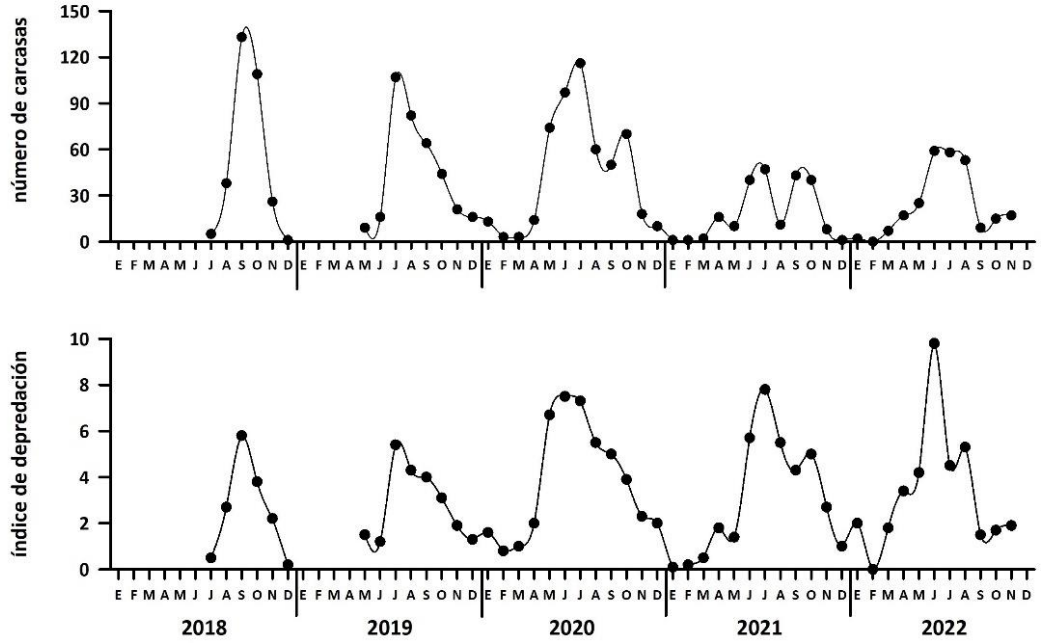


Figura 4.9.9. Número de cisnes encontrados muertos en el HRC con lesiones atribuibles a lobos marinos (panel superior). Índice de depredación (panel inferior) calculado mediante número de carcasas recolectadas mensualmente / número de días mensuales en terreno.

La Figura 4.9.10 muestra el número de carcasas encontradas en cada uno de los 19 sectores en que se ha dividido el HRC a fin de conocer de modo relativo, donde ocurren con mayor frecuencia los ataques de los lobos. La mayor parte de esos ataques han ocurrido en los sectores inferiores y medios del HRC: Punucapa (203), Cabo Blanco (116), Dehesa & La Culebra (172), San Pedro (119) y Santa Clara & Rialejo (109).

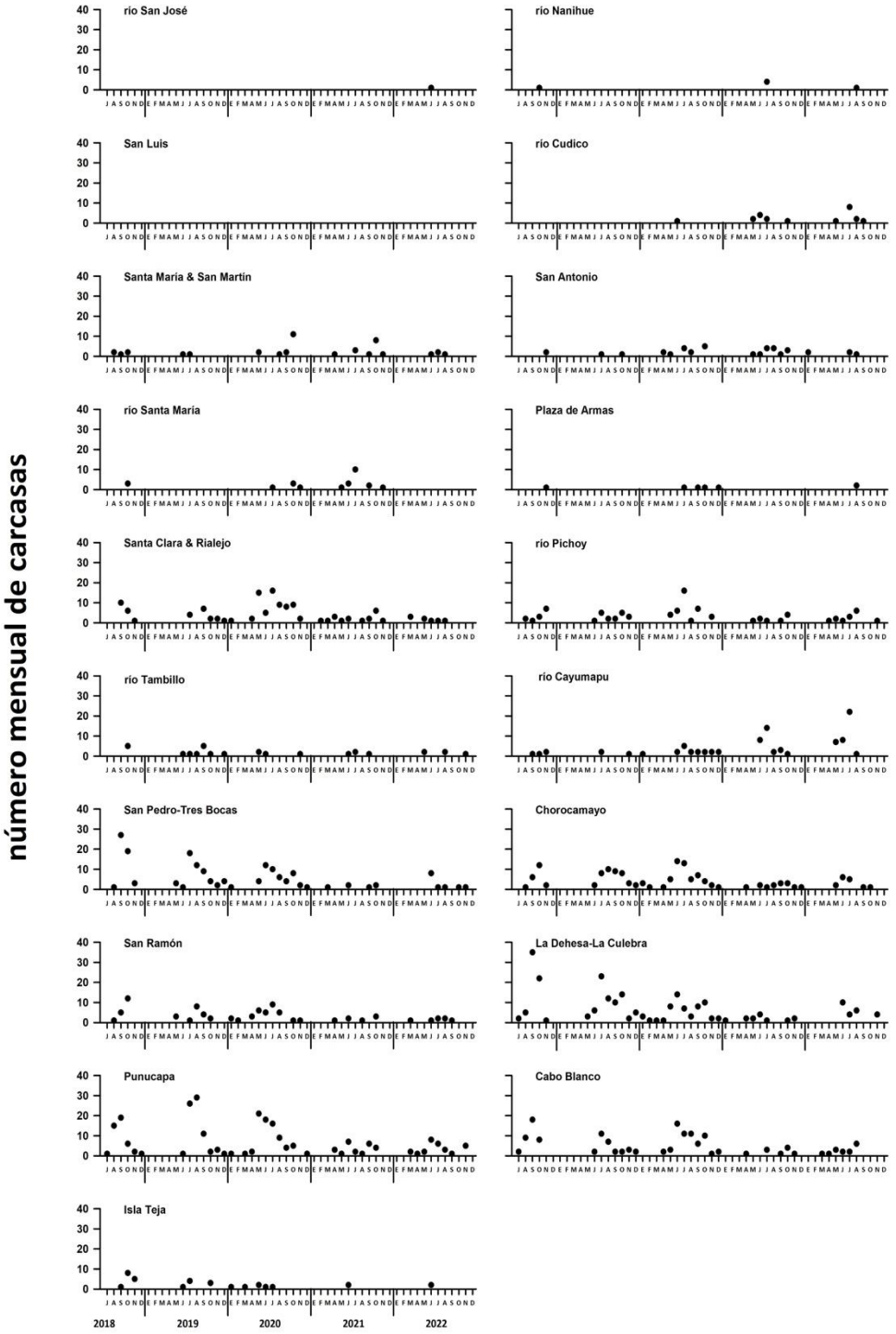


Figura 4.9.10. Numero de carcasas de cisnes recolectadas en 19 sectores del HRC: julio 2018 a noviembre 2022.

La Figura 4.9.11 muestra que la mayor parte de los ataques a cisnes, han sido llevados a cabo por lobos juveniles, seguidos por subadultos.

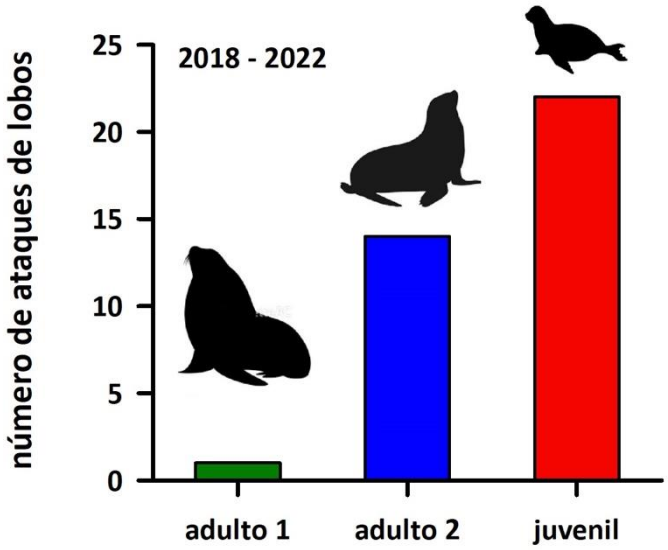


Figura 4.9.11. Número de ataques de lobos marinos a cisnes de cuello negro dentro del HRC (período de observaciones: julio 2018 - noviembre 2022).

Lo anterior es coincidente con los resultados que se muestran en la Fig. 4.9.12, donde los valores del índice de depredación se correlacionan positiva y significativamente, ($p<0,05$) con el número de lobos juveniles censados en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia.

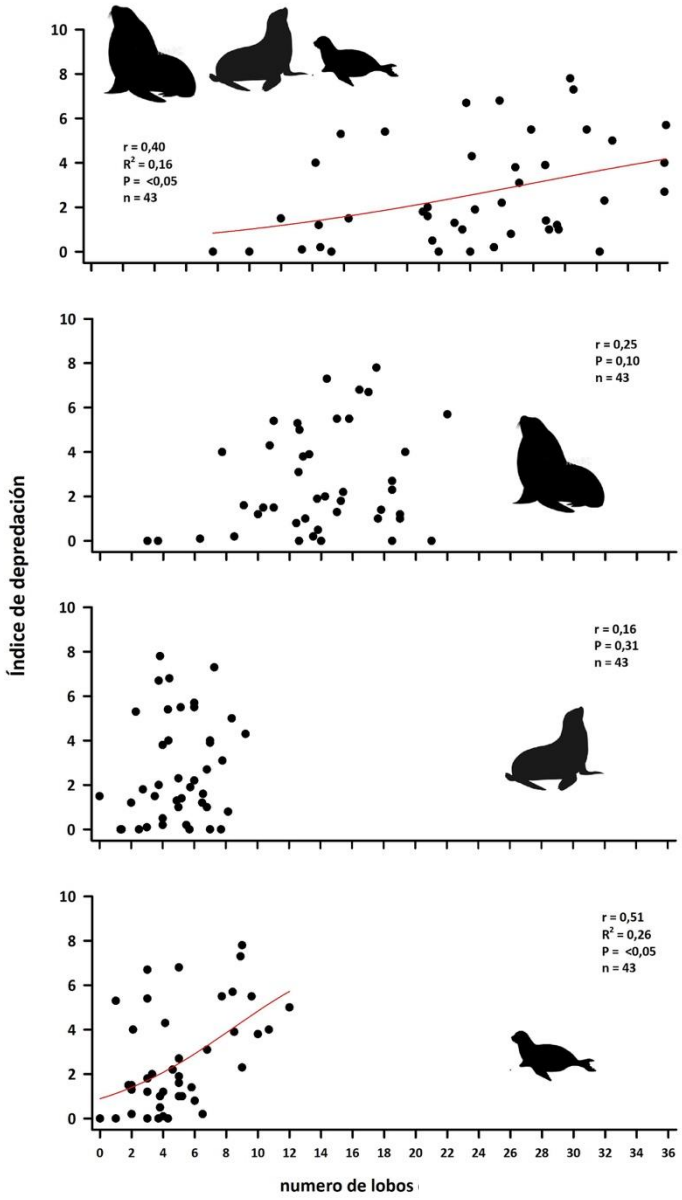


Figura 4.9.12. Variabilidad del índice de depredación y el número de lobos adultos censados en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia.

Finalmente, la Figura 4.9.13 muestra la relación entre el número de cisnes muertos por ataques de lobos marinos en el HRC y el número de cisnes muertos por causas no

atribuíbles a los ataques de lobos; la relación entre ambos números es 28,1; es decir el número de cisnes muertos por lobos es 28,1 veces más alto que el número de cisnes muertos por otras causas.

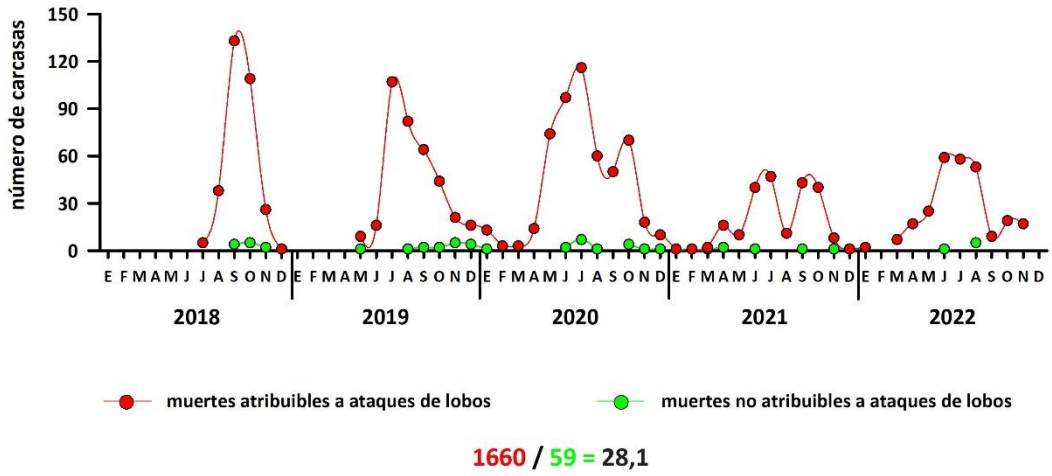


Figura 4.9.13. Numero de cisnes encontrados muertos en el HRC por ataques de lobos marinos *vs* el número de cisnes muertos por otras causas.

CONCLUSIONES

- La mayor parte de los avistamientos exitosos de coipos ha sido en la parte media y superior del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios; *i.e.*, aguas arriba del sector Punucapa.
- Las observaciones de huillines se han registrado principalmente en los ríos tributarios y fuera del HRC (canal mareal Cau Cau), y las de visones en el área superior del humedal.
- Destaca la frecuencia de avistamientos no exitosos de mamíferos acuáticos durante los meses de verano, situación que puede estar relacionada a la expansión que ocurre hacia el interior del humedal durante el período estival por parte de las actividades turísticas. En contraste a esto, durante los meses de junio y julio la frecuencia de observaciones de mamíferos - particularmente de coipos - ha sido mayor. Los estudios

hasta ahora realizados sobre la dinámica ambiental del humedal no permiten elaborar una hipótesis plausible a lo mencionado en el párrafo anterior.

- Entre julio 2018 y noviembre 2022, se han registrado 1.660 carcasas de cisnes de cuello negro muertos por ataque de lobos marinos a noviembre 2022. Esto es 28,1 veces más que el número de cisnes muertos por causas no atribuibles a ataques de lobos.
- Si bien los ataques a Cisnes de cuello negro disminuyen durante la temporada estival, estos han sido continuos en el tiempo desde mayo 2019 a la fecha (noviembre 2022).
- Se observa una correlación positiva entre los valores del índice de depredación de cisnes y la abundancia de lobos juveniles censados en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia.
- La mayor parte de los ataques han ocurrido en la parte sur y media del HRC.

REFERENCIAS

Carter J, Leonard B (2002) A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). Wildlife Society Bulletin 30:162-175

Crooks J (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos 97(2):153-166.

Fasola L, Zucolillo P, Roesler I & JL Cabello. 2021. Carnívoro exótico: El caso del visón americano (*Neovison vison*) en América del Sur. Ediciones CAPES-UC. https://capes.cl/librillo-vison/

Guichón M (2003) Distribución espacial, comportamiento y estructura de poblaciones del coipo *Myocastor coypus* en la cuenca del Río Luján (Buenos Aires, Argentina). Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/

Oporto J (2006) Prospección del Huillín (*Lontra provocax*) en la zona media del río Cruces, Provincia de Valdivia. Corporación Terra Australis, p 31

Oporto J (2009) Monitoreo del Huillín (*Lontra provocax*) y su hábitat en la zona de influencia de la planta Valdivia de Celulosa Arauco y Constitución, Región de los Ríos, Chile, p 70

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. BioScience 48(8):607-615.

ANEXOS

Tabla 1. Avistamientos de mamíferos acuáticos en el área de estudio.

programas y campañas	número de especímenes	sectores de avistamientos
Sexto año Programa de Monitoreo (abril 2020 – marzo 2021)		
8 – 10 abril 2020	3 coipos	dos en sector norte Vuelta La Culebra y uno en sector medio río Chorocamayo.
15 – 16 octubre 2020	4 coipos	dos en La Dehesa y dos en sector Chorocamayo
9 – 11 diciembre 2020	5 coipos	Cuatro en sector San Luis, uno en Santa María
3 – 4 febrero 2021	Sin observaciones	
Quinto año Programa de Monitoreo (abril 2019 – marzo 2020)		
06 - 08 mayo 2019	7 coipos	uno en río San Ramón, uno en río Santa María, uno en canal mareal Cau Cau y cuatro en río Cruces, al norte de Isla Rialejo.
25 – 27 junio 2019	13 coipos	uno en balsa de Isla Rialejo, dos en río Cayumapu, dos en desembocadura de río Santa Maria, tres en desembocadura de río Pichoy y cinco al norte de Isla Rialejo.
25 – 27 septiembre 2019	4 coipos	uno en Isla La Culebra, uno en río Tambillo, uno en río Chorocamayo y uno en río Cudico.
	1 huillín	uno en río Pichoy.
	1 visón	uno en río Cruces, sector San Luis.
10 – 12 diciembre 2019	4 coipos	uno río Cruces, sector San Luis, uno en sector norte de Isla Rialejo y dos en río Cruces, sector Santa María.
	1 visón	uno en río Cruces, sector San Luis.

Cuarto año Programa de Monitoreo		
(abril 2018 – marzo 2019)		
18 - 20 abril 2018	2 coipos	uno nadando en porción media de río Pichoy, el otro en totorales de desembocadura río Santa María.
	1 visón	posado en ribera de canal mareal Cau Cau, cercano a Jardín Botánico UACh.
17 - 19 julio 2018	11 coipos	dos en totorales de Vuelta La Culebra, dos posados sobre tronco en Isla Rialejo (letrero CONAF), tres en totorales desembocadura río San Ramón, uno en totorales interior río San Ramón, uno en totorales río Cruces, sector norte Punucapa, uno en totorales interior río Tambillo y uno en totorales río Cruces, sector Santa María.
02 - 05 octubre 2018	5 coipos	uno en totorales entrada río San Ramón, uno en totorales porción sur río Chorocamayo y tres en totorales río Cruces, sector San Martín.
18- 19 enero 2019	3 coipos	uno en totorales desembocadura río Cayumapu, uno en totorales porción sur río Nanihue y uno en totorales río Cruces, sector San Martín.
	2 huillines	Nadando entre praderas de *Ludwigia peploides* y Loto en sector medio de río Cayumapu.

Tercer año Programa de Monitoreo		
(abril 2017 - marzo 2018)		
09- 11 mayo 2017	3 Coipos	en totorales río Cruces, cercanos a Isla Rialejo.
	3 visones	uno aguas arriba del río Pichoy, dos en la desembocadora del río Tambillo.
11- 13 octubre 2017	4 coipos	uno en la desembocadura del río San Ramón, cercano a Punucapa, dos cercanos a la isla Rialejo y uno aguas arriba del río Pichoy.
14-16 febrero 2018	1 coipo	río Cruces, sector Santa Maria.
	1 visón	en la desembocadora del río Santa María.

Segundo año Programa de Monitoreo (abril 2016 - marzo 2017)		
28 - 30 abril 2016	2 coipos	uno en totorales cercanos a desembocadura del río Pichoy (hacia sector Plaza de Armas) y otro en totorales río San José, frente a Cuyinhue.
	1 huillín	en río Cruces, frente sector San Martín.
13 - 15 julio 2016	1 coipo	en totorales ubicados entre las desembocaduras de los ríos Pichoy y Cayumapu.
	2 huillines	uno en canal mareal Cau Cau, frente a Facultad de Medicina UACh y otro en río Pichoy, aguas abajo del puente Pichoy.
	1 visón	en río Cruces, sector San Martín.
28 - 30 noviembre 2016	1 visón	en río Cruces, aguas abajo del Fuerte San Luis.
Primer año Programa de Monitoreo (abril 2015 - marzo 2016)		
28 - 30 septiembre 2015	1 coipo	en totorales del río Cayumapu, aguas abajo del sector la isla.
	1 huillín	en río Nanihue.
	2 visones	uno en río Calle Calle, aguas arriba playa Collico y otro en el mismo río, pero aguas arriba puente Santa Elvira.
28 - 30 noviembre 2015	1 coipo	en totorales río Cruces, sector Plaza de Armas.
27 - 29 enero 2016	1 coipo	en totorales rio Cruces, cerca de Isla Rialejo.

Tabla 2. Registros de avistamientos y signos de presencia de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillin (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison)* en el área del HRC y porciones de los ríos Calle Calle y Valdivia, durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015) y los seis años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 marzo 2021).

Sexto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2020 - marzo 2021)							
Sector avistamiento	**fecha**	**coordenadas**		**especies**			**observaciones**
		X	**Y**	**Coipo**	**Huillín**	**visón**	
Chorocamayo norte	30/05/2020	654226	5600901	X			2 posados en totorales
Isla Rialejo, costado barcaza	30/05/2020	653374	5603457	X			1 posado en totorales
norte río La Culebra	08/06/2020	649805	5599141	X			1 nadando
planicie La Dehesa	08/06/2020	649919	5600165	X			1 posado en planicie
Tres Bocas	08/06/2020	650845	5601333	X			1 posado en totorales
Chorocamayo sur	08/06/2020	651528	5600895	X			1 posado en totorales
balsa Isla Rialejo	08/06/2020	654077	5603592	X			2 posados en balsa
río Cruces, vega camarones	08/06/2020	652557	5602139	X			2 posado en totorales
norte Tres Bocas	08/06/2020	651252	5601576	X			4 posados en totorales
Salida norte río La Culebra	12/06/2020	649909	5600686	X			1 posado en totorales
La Dehesa	17/06/2020	650063	5598752	X			1 caminando en muelle
Chorocamayo norte	17/06/2020	653626	5600586	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	17/06/2020	654450	5603721	X			4 posados en totorales
Salida norte río La Culebra	19/06/2020	649917	5600576	X			1 posado en totorales
muelle viejo Chorocamayo	19/06/2020	653963	5600805	X			1 posado en muelle
río Cruces, norte Isla Rialejo	19/06/2020	654519	5603777	X			9 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	19/06/2020	654077	5603592	X			1 posado en totorales
río Cruces, vega camarones	19/06/2020	652557	5602139	X			2 posados en totorales
río Tambillo	19/06/2020	650862	5601708	X			4 posado en totorales
San Pedro	19/06/2020	649993	5601132	X			1 nadando, 1 posado en totorales
San Ramón	19/06/2020	648792	5599642	X			5 posados en totorales
río La Culebra sur	22/06/2020	649988	5597054	X			1 posado en totorales
río La Culebra norte	22/06/2020	649854	5599907	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	22/06/2020	654519	5603777	X			7 posados en totorales

balsa Isla Rialejo	22/06/2020	654077	5603592	X			1 posado sobre la balsa
Isla Rialejo, costado barcaza	22/06/2020	653374	5603457	X			1 posado en totorales
río Cruces, San Pedro	22/06/2020	649976	5601124	X			8 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	25/06/2020	654519	5603777	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	01/07/2020	654519	5603777	X			2 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	01/07/2020	654077	5603592	X			3 posados sobre la balsa
río Cruces, vega camarones	01/07/2020	652557	5602139	X			2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	10/07/2020	654519	5603777	X			7 posados en totorales
sur río La Culebra	31/07/2020	649961	5597061	X			1 posado en totorales
Chorocamayo sur	31/07/2020	652367	5600609	X			1 posado en totorales
desembocadura río Pichoy	31/07/2020	656049	5602816	X			1 nadando rumbo a totorales
Tres Bocas	31/07/2020	651013	5601451	X			2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	26/08/2020	654519	5603777	X			2 posados en totorales
desembocadura río Nanihue	04/02/2021	657661	5608191	X			1 nadando rumbo a totorales
Chorocamayo sur	09/02/2021	652367	5600609	X			1 nadando rumbo a totorales
río Cruces, San Pedro	01/03/2021	650272	5601072		X		Nadando entre praderas de Lucens
río Cruces, norte Isla Rialejo	05/03/2021	654519	5603777	X			1 nadando
Punucapa	05/03/2021	648936	5597734	X			1 nadando
río Cruces, vega camarones	12/03/2021	652557	5602139	X			1 posado en totorales
San Antonio	02/04/2021	657153	5606770	X			1 nadando rumbo a totorales

Quinto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2019 - marzo 2020)

Sector avistamiento	**fecha**	**coordenadas**		**especies**			**observaciones**
		X	**Y**	**Coipo**	**Huillín**	**visón**	
río Chorocamayo	13/05/2019	653153	5600683	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	15/06/2019	655668	5603214	X			5 individuos entre totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	15/06/2019	654491	5603789	X			1 posado sobre letrero CONAF
río Cruces, Santa María	15/06/2019	656232	5607026	X			1 posado en totorales
río Cruces, sector San Luis	15/06/2019	658740	5614469	X			1 nadando
desembocadura río Pichoy	15/06/2019	656924	5603332	X			3 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	26/06/2019	654432	5603856	X			5 posados en totorales

río Cruces, sector Santa Clara	26/06/2019	653003	5602621	X	4 posados en totorales
sector sur Isla Rialejo	26/06/2019	653502	5603457	X	1 costado barcaza
desembocadura río Pichoy	02/07/2019	657232	5603806	X	4 posados en totorales
río San Ramón	02/07/2019	648449	5599818	X	6 posados en totorales del río
vega Santa Clara	03/07/2019	652546	5602104	X	2 posados en totorales
sector norte Isla Rialejo	03/07/2019	654491	5603789	X	2 posados en totorales
río Chorocamayo	03/07/2019	652309	5600745	X	1 nadando
entrada río Tambillo	10/07/2019	651030	5601882	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	10/07/2019	654476	5603737	X	3 posados en totorales
río Chorocamayo	10/07/2019	654193	5601104	X	1 posado en totorales
río San Ramón	10/07/2019	648174	5599966	X	2 posados en totorales
planicie La Dehesa	15/07/2019	649896	5599397	X	1 caminando
norte Vuelta La Culebra	15/07/2019	649798	5600480	X	2 posados en totorales
entrada río Tambillo	15/07/2019	651030	5601882	X	5 posados en totorales
río San Ramón	15/07/2019	648174	5599966	X	3 posados en totorales
vega Santa Clara	06/08/2019	652546	5602104	X	1 nadando
balsa Isla Rialejo	06/08/2019	653781	5603566	X	1 posado en la balsa
río San Ramón	06/08/2019	648174	5599966	X	5 posados en totorales
muelle río Chorocamayo	08/08/2019	654135	5600881	X	1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	08/08/2019	654476	5603737	X	2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	08/08/2019	654491	5603789	X	5 posados en totorales
río Cruces, Tres Bocas	13/08/2019	650966	5601359	X	4 posados en totorales
río Cruces, sector San Pedro	13/08/2019	650293	5600928	X	1 nadando
río San Ramón	13/08/2019	647789	5600264	X	9 posados sobre totorales
muelle río Chorocamayo	15/08/2019	654135	5600881	X	1 posado en totorales
río San Ramón	15/08/2019	647789	5600264	X	3 posados en totorales
norte Vuelta La Culebra	27/08/2019	650029	5600889	X	5 posados en totorales
río Cruces, sector San Pedro	27/08/2019	650293	5600928	X	5 posados en totorales
río Cruces, Tres Bocas	27/08/2019	650966	5601359	X	1 nadando
río Chorocamayo sur	27/08/2019	651213	5601331	X	1 posado en totorales
río Chorocamayo centro	27/08/2019	652148	5600936	X	1 posado en totorales
norte Vuelta La Culebra	29/08/2019	650029	5600889	X	1 nadando

Isla Rialejo	29/08/2019	653880	5603460	X			1 posado sobre la balsa
río Tambillo	31/08/2019	650916	5602863	X			1 posado en totorales
río Chorocamayo	31/08/2019	654434	5601093	X			3 posados sobre totorales
río Cruces, sector San Pedro	31/08/2019	650293	5600928	X			1 nadando
río Tambillo	12/09/2019	650831	5602427	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	12/09/2019	654476	5603737	X			3 posados en totorales
río Chorocamayo medio	12/09/2019	653109	5600649	X			1 posado en totorales
río San Ramón	12/09/2019	648174	5599966	X			2 posados sobre totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	14/09/2019	654439	5603732	X			12 posados sobre totorales
río Tambillo	14/09/2019	650966	5602340	X			2 posados sobre totorales
muelle río Chorocamayo	16/09/2019	654135	5600881	X			1 posado en muelle
río Cruces, sector San Ramón	16/09/2019	649092	5599636	X			1 posado en totorales
Vuelta La Culebra	28/09/2019	649794	5599313	X			3 posados en totorales
río Cruces, sector Punucapa	28/09/2019	648847	5598318	X			1 nadando
Isla Rialejo	01/10/2019	653880	5603460	X			1 posado sobre la balsa
río Chorocamayo	05/10/2019	654085	5600930	X			1 posado en totorales
Vuelta La Culebra	08/10/2019	649911	5598028	X			2 posados en totorales
vega camarones Santa Clara	28/11/2019	652546	5602104	X			1 posado en totorales
Isla La Culebra	31/01/2020	649839	5598742			X	1 caminando sobre totora
Isla Rialejo	31/01/2020	653880	5603460	X			1 caminando costado barcaza

Cuarto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2018 marzo 2019).

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	coipo	huillín	visón	
río Pichoy	21/06/2018	657027	5603480	X			1 individuo entre totorales
río Santa María	11/07/2018	654659	5604562	X			1 individuo entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	11/07/2018	654453	5603715	X			5 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	11/07/2018	653353	5603424	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Santa Clara	11/07/2018	652868	5602128	X			2 individuos entre totorales
río Cruces, Tres Bocas	11/07/2018	651198	5601557	X			2 individuos entre totorales
río Tambillo	21/07/2018	650899	5602218	X			1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	21/07/2018	654490	5603703	X			7 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	21/07/2018	653455	5603414	X			2 individuos entre totorales

río Cruces, sector Punucapa	21/07/2018	648688	5599227	X		4 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martin	21/07/2018	656417	5608399	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	23/07/2018	654442	5603644	X		3 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	23/07/2018	654155	5603576	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	23/07/2018	653349	5603419	X		1 individuo sobre troncos
río Cruces, sector Santa Clara	23/07/2018	652704	5602189	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector Isla Rialejo	23/07/2018	654656	5604010	X		1 individuo sobre troncos
río Cruces, sector Santa María	01/08/2018	655933	5605707	X		1 individuo en totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	01/08/2018	654200	5603544	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector Santa Clara	01/08/2018	652949	5602179	X		1 individuo en totorales
Canal mareal Cau Cau	27/08/2018	649684	5592829		X	1 individuo en la ribera
río Chorocamayo	27/08/2018	655123	5602844	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	27/08/2018	654448	5603645	X		10 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	27/08/2018	654003	5603597	X		4 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	27/08/2018	656040	5607883	X		1 individuo en totorales
río Pichoy	27/08/2018	657061	5603534	X		1 individuo en totorales
Vuelta La Culebra	06/09/2018	649897	5599296	X		3 individuos entre totorales
Vuelta La Culebra	24/09/2018	649885	5600014	X		6 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Pedro	24/09/2018	651464	5601675	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, sector Santa María	24/09/2018	655135	5605199	X		5 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	24/09/2018	654404	5603613	X		1 individuo en totorales
río Tambillo	24/09/2018	651005	5602116	X		1 individuo en totorales
Vuelta La Culebra	25/09/2018	649962	5597757	X		3 individuos entre totorales
río Tambillo	25/09/2018	651005	5602116	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	25/09/2018	653325	5603147	X		1 individuo en totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	25/09/2018	653943	5603606	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	25/09/2018	654590	5603909	X		10 individuos entre totorales
río Chorocamayo	25/09/2018	653740	5600645	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	26/09/2018	654540	5600645	X		9 individuos entre totorales
río Cruces, sector Santa Clara	27/09/2018	653065	5602415	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	27/09/2018	653943	5603606	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	27/09/2018	654540	5603799	X		5 individuos entre totorales

río Cruces, sector San Martín	27/09/2018	656213	5607646	X		2 individuos entre totorales
sector Isla La Culebra	27/09/2018	649918	5598800	X		4 individuos entre totorales
río Cruces, sector Punucapa	27/09/2018	648590	5598944	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector Tres Bocas	29/09/2018	650875	5601442	X		2 individuos entre totorales
río Chorocamayo	29/09/2018	652865	5600616	X		3 individuos entre totorales
río Cruces, sector Punucapa	29/09/2018	648696	5598402	X		2 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	03/10/2018	653353	5603424	X		1 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	03/10/2018	654540	5603799	X		6 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	03/10/2018	656213	5607646	X		3 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Pedro	05/10/2018	651464	5601675	X		1 individuo en totorales
río San Ramón	09/10/2018	647950	5600012	X		1 individuo en totorales
sector río Mocho	09/10/2018	653651	5601264	X		4 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	09/10/2018	654404	5603613	X		6 individuos entre totorales
río Cruces, balsa Isla Rialejo	09/10/2018	653943	5603606	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo sur	09/10/2018	653353	5603424	X		2 individuos entre totorales
sector Isla La Culebra	11/10/2018	649918	5598800	X		1 individuo en totorales
río Tambillo	11/10/2018	650966	5602136	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	11/10/2018	654540	5603799	X		3 individuos entre totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	22/10/2018	654448	5603645	X		4 individuos entre totorales
Canal mareal Cau Cau	22/10/2018	649056	5595159	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector San Pedro	23/10/2018	649981	5600993	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector Tres Bocas	24/10/2018	650828	5601230	X		1 individuo en totorales
río Cruces, sector San Martín	24/10/2018	656119	5606357	X		3 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Pedro	05/11/2018	650438	5601102	X		1 individuo en totorales
río Cruces, Isla Rialejo norte	07/11/2018	654448	5603645	X		5 individuos entre totorales
río Cruces, sector San Martín	29/01/2019	656107	5606406	X		1 individuo en totorales

Tercer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2017 - marzo 2018).

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	coipo	huillín	visón	
sector San Ramón	02/05/2017	648759	5599692	X			tres individuos en totorales
desembocadura río Cudico-Nanihue	22/05/2017	657006	5607773	X			seis individuos entre totorales

sector San Martín	21/09/2017	656254	5607590	X		cinco individuos cercanos al muelle hualamo
sector San Martín	28/09/2017	656210	5607681	X		un individuo cercano al muelle hualamo
sector Cayumapu	07/10/2017	656461	5600550	X		dos individuos cruzando el río
sector San Martín	12/10/2017	655286	5605337	X		un individuo sobre balsa tronco
rio Cruces- Rialejo	15/12/2017	654074	5603618	X		un individuo en balsa rialejo
sector San Martín	01/01/2018	656187	5607774	X		un individuo sobre tronco

Segundo año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2016 - marzo 2017)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	coipo	huillín	visón	
río Calle Calle, sector Quita calzón	01/04/16	655360	5594723			X	un individuo corriendo por la ribera
río Cruces, sector planicies Punucapa	01/04/16	649246	5596441		X		un individuo en el agua
río San Ramón, sector muelle	01/04/16	648443	5600007			X	fecas frescas
río Cruces, sector península San Ramón	01/04/16	649436	5600438			X	fecas frescas
río Cruces, sector Isla Teja	18/04/16	647595	5594501		X		letrinas frescas
canal mareal Cau Cau, sector baliza ARMADA de Chile	25/04/16	648670	5594734			X	fecas y huellas frescas, playa de arena
río Cruces, sector Carriquilda	05/05/16	667372	5620523		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector planicies Punucapa	10/05/16	648559	5595558		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector baliza Punucapa	01/06/06	649047	5597550		X		fecas frescas
río Cruces, sector totoral Punucapa	01/06/16	649316	5597530	X			un individuo en el agua
río Calle Calle, sector urbano Collico	21/07/16	653195	5592294			X	un individuo en muelle viejo
canal mareal Cau Cau, entrada marina J. Brieva	21/07/16	650149	5592393		X		un individuo en el agua
canal mareal Cau Cau, interior marina J. Brieva	21/07/16	650214	5592484			X	un individuo en el muelle
río Cruces, muelle La Dehesa	21/07/16	650081	5598745			X	fecas frescas

entrada río Pichoy	21/07/16	655916	5602715	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector Santa María	21/07/16	656068	5608770		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector planicie San Luis	21/07/16	658031	5613389	X			huellas y comederos frescos
río Cruces, sector Isla Rialejo	09/11/16	653146	5602827	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector totoral Isla Rialejo	09/11/16	654155	5602558	X			comederos
salida río Cayumapu hacia río Pichoy	09/11/16	655409	5602081	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector San Martin	09/11/16	655754	5609785		X		un individuo en el agua
río San José	09/11/16	660726	5617327	X			un individuo en el agua
río Cruces, muelle viejo sector Santa María	09/11/16	656032	5608692			X	fecas frescas
canal mareal Cau Cau, entrada marina J. Brieva	29/12/16	650113	5592413			X	un individuo en el agua
entre desembocaduras ríos Cayumapu y Pichoy	29/12/16	655517	5602208		X		un individuo en el agua
sector Plaza de Armas, entrada río Pichoy	24/01/17	656951	5603404	X			Individuo comiendo sector totoras
sector planicie San Luis	24/01/17	657888	5613225			X	un individuo en el agua

Primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2016)

sector	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	Coipo	Huillín	visón	
río Cruces, sector Carriquilda	08/04/15	667373	5620511		X		un individuo en el agua
canal mareal Cau Cau	15/04/15	650214	5592490			X	muelle, marina Jesús Brieva
canal mareal Cau Cau, sector baliza ARMADA de Chile	21/04/15	648635	5594726			X	fecas y huellas frescas, playa de arena
río Cruces, sector Isla Teja	21/04/15	647772	5594769		X		letrinas en buen estado y frescas
río Cruces, sector Península San Ramón	22/04/15	649516	5600512			X	fecas frescas
río Cruces, sector Punucapa (baliza)	13/05/15	649068	5597518		X		un individuo en el agua
río Cayumapu, sector interior.	13/05/15	658010	5599957	X			un individuo en el agua
río Cruces, sector San Martín	29/09/15	656084	5608684		X		un individuo en el agua
río Cayumapu, sector interior	29/09/15	658233	5600086	X			un individuo en el agua

río Calle Calle, sector urbano	28/09/15	653161	5592448			X	un individuo alimentándose
río Calle Calle, sector urbano	28/09/15	654120	5594318			X	un individuo corriendo por la ribera
río Cruces sector Plaza de Armas	19/11/15	655551	5605284	X			un individuo en el agua
río Nanihue, sector interior	19/11/15	658460	5610224		X		un individuo en el agua
río Tambillo, sector interior	07/01/16	650811	5602606			X	un individuo en el agua
río Cruces, sector Isla Rialejo	19/01/16	653200	5602981	X			un individuo en el agua

Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015)

sector	**fecha**	**coordenadas**		**especies**			**observaciones**
		X	**Y**	**Coipo**	**Huillín**	**visón**	
río Cruces, sector Ciruelos	07/04/14	687860	5622468		X		fecas frescas
río Cruces, San Luis	14/04/14	658770	5614409			X	fecas frescas
canal mareal Cau Cau	09/04/14	650214	5592490			X	muelle, marina Jesús Brieva
canal mareal Cau- Cau	09/04/14	647779	5594774		X		letrinas en buen estado y frescas
río Pichoy	11/04/14	662677	5605173		X		letrinas en buen estado y frescas
río Cruces, sector La Dehesa.	20/04/14	650059	5598753				fecas frescas
río Cruces, sector Punucapa	29/05/14	649098	5596161		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector Punucapa	15/07/14	648710	5595837		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	648959	5597732		X		un individuo en el agua
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	648973	5597704			X	fecas frescas
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	649027	5597548		X		fecas frescas y antiguas
río San Ramón	28/10/14	648431	5599994			X	fecas frescas
río Cruces, sector San Ramón	28/10/14	649415	5600396			X	fecas frescas
río Cayumapu	04/11/14	655423	5601330			X	fecas frescas
río Cayumapu	05/11/14	659018	5600192	X			Individuo capturado en trampa
río Pichoy	13/11/14	659654	5603185			X	fecas frescas
río Cruces, sector Fuerte San Luis	19/11/14	659386	5614643	X			comederos y madrigueras
río Cruces, sector Plaza de Armas	19/11/14	656221	5605814	X			comederos frescos.
río Cruces, sector Isla Rialejo	19/11/14	654551	5602891	X			comederos frescos
río Cruces, sector Isla Rialejo	19/11/14	653565	5602457	X			comederos y madrigueras
río Tambillo	02/12/14	650961	5603343			X	fecas frescas
río Cruces, sector San Martin	10/12/14	655776	5609604		X		un individuo en el agua
San Martin	10/12/14	655764	5610122		X		un individuo en el agua
sector tres Bocas, río Tambillo	14/12/14	651020	5602212	X			un individuo entre totoras

5. EQUIPO DE TRABAJO (no se incluyen asistentes de laboratorio y terreno)

Dr. Eduardo Jaramillo, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Director del Programa.

Dr. Marco Salamanca, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. Investigador asociado.

Dr. Fabio Labra, Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático, Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Santiago. Investigador asociado.

Dr. José Núñez, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Pablo Fierro, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Juan Navedo, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Enrique Paredes, Instituto de Patología Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Mario Manzano, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Ing. Manuel Contreras, Universidad de Valparaíso, ligado a proyectos de la Pontificia Universidad Católica de Chile y la Universidad de Chile. Investigador asociado.

Bio.Mar. Cesar Barrales, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Asistente de Investigación.

M.Sc. Marcia González, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Asistente de Investigación.

Dr. Aldo Hernández, Centro de Investigación en Recursos Naturales Holon SpA. Análisis Multivariados.