Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias

CONVENIO DE INVESTIGACIÓN
ENTRE
CELULOSA ARAUCO Y CONSTITUCIÓN S.A. Y UNIVERSIDAD AUSTRAL DE CHILE

PROGRAMA DE CONTINUIDAD MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RIOS TRIBUTARIOS 2022-2023

OCTUBRE 2024

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	10
3.	COMPONENTE ABIOTICO	11
	3.1. VARIABLES ASOCIADAS AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ZONA ALEDAÑA AL HRC: ANALISIS DE DATOS CLIMATICOS DE LARGO PLAZO	11
	3.2. VARIABILIDAD MAREAL EN EL HRC Y SUS RIOS TRIBUTARIOS	76
	3.3. DEFORMACIÓN SUPERFICIAL EN LA ZONA DEL HRC	103
	3.4. AGUA SUPERFICIAL	125
	3.4.1. VARIABILIDAD MENSUAL (temperatura, pH, conductividad, SDT, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales y transparencia)	133
	3.4.2. NUTRIENTES (*)	154
	3.4.3. METALES PESADOS	176
	3.4.4. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS Y COMPUESTOS ÓRGANO-HALOGENADOS ADSORBIBLES (AOX)	191
	3.4.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES	195
	3.5. SEDIMENTOS SUBACUATICOS	302
	3.5.1. TEXTURA, GRANULOMETRÍA Y CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA Y CARBONO ORGÁNICO TOTAL	309
	3.5.2. PH Y POTENCIAL DE ÓXIDO REDUCCIÓN (POR)	325
	3.5.3. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS, AOX Y EOX	330
	3.5.4. DIOXINAS Y FURANOS EN EQUIVALENTES TÓXICOS Y EQUIVALENTES TÓXICOS TOTALES	335
	3.5.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES	346
4.	COMPONENTE BIOTICO	394
	4.1. MACROFITAS ACUATICAS	394
	4.1.1. ESTIMACIÓN DE COBERTURA MEDIANTE SENSORES REMOTOS	394
	4.1.2. ESTIMACIÓN DE BIOMASA DE LUCHECILLO MEDIANTE SENSORES REMOTOS	440
	4.1.3. PRESENCIA DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS MEDIANTE MUESTREOS *IN SITU* *	461
	4.1.4. COBERTURA DE LUCHECILLO MEDIANTE	

ORTOMOSAICOS (*) 469
4.1.5. ESTADO DE LUCHECILLO MEDIANTE MUESTREOS DE BIOMASA FRESCA (“STANDING STOCK”) (*) 476
4.1.6. ESTIMACIÓN DEL ESTADO DE SALUD DEL LUCHECILLO MEDIANTE OBSERVACIONES *EX SITU* Y CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO (*) 481

4.2. ICTIOFAUNA DE RIBERAS 501
4.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES 510
4.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUIMICOS EN PUYES 527

4.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS 560

4.4. MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES 627

4.5. CAMARONES (*SAMASTACUS SPINIFRONS*) 649

4.6. AVIFAUNA ACUATICA 664
4.6.1. DATA CONAF (PERIODICIDAD MENSUAL (ENERO 1991 - DICIEMBRE 2023) 673
4.6.2. DATA UACh (PERIODICIDAD ESTACIONAL (NOVIEMBRE 2015 - MARZO 2022) Y MENSUAL (MAYO 2022 - DICIEMBRE 2023) (*) 689

4.7. MAMIFEROS ACUATICOS 714
4.7.1. COIPOS, VISONES Y HUILLINES 721
4.7.2. ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS SOBRE CISNES DE CUELLO NEGRO 729
4.7.3. CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN TEJIDOS HEPÁTICOS, RENALES Y CEREBRALES DE CISNES DE CUELLO NEGRO (*) 739

5. EQUIPO DE TRABAJO 754

(*) estudios incluídos en documento CONVENIO DE INVESTIGACION SGC COR – 111 / 2020 (UACH & ARAUCO) (número de pedido 4505161696 / 29.10.2020), por el servicio de “PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS: IMPLEMENTACION DE NUEVOS ESTUDIOS, ESTUDIO ESPECIFICO PLUMAS DE DISPERSIÓN DE SEDIMENTOS Y EQUIPAMIENTO”.

1. RESUMEN EJECUTIVO

Dinámica física general del área donde se ubica el humedal

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 donde este se ubica, observándose que : i) el caudal hídrico, la altura del espejo de agua y las precipitaciones disminuyen con el tiempo; ii) existe variabilidad mareal (30 - 60 cm desde la parte superior a la inferior del mismo), lo que demuestra que todos los ríos arriba mencionados, son humedales estuariales o humedales influenciados por el movimiento del mar, en la costa cercana; y iii) la corteza terrestre se levanta a una velocidad aproximada de 0,9 cm al año, pero con una oscilación estacional que es coincidente con el impacto de la variabilidad en la carga hidráulica. El forzamiento por parte de la variación en el caudal hídrico y las precipitaciones, se traduce en el alzamiento y descenso estacional de la corteza terrestre por sobre la tendencia de levantamiento causada por la deformación de la superficie terrestre. El análisis de los resultados del monitoreo en el último par de años, sugiere que la interacción entre las variables antes mencionadas ayuda de modo significativo, en la explicación de fenómenos estocásticos que han ocurrido en el humedal.

A continuación, se resumen las conclusiones más relevantes del Programa de Monitoreo donde se comparan los datos obtenidos durante el año 2023 con aquellos obtenidos durante el período 2014 - 2022:

Variables asociadas al cambio climático

La temperatura superficial del mar en Corral - registrada entre los años 2000 y 2023 muestra una tendencia al aumento en la componente máxima diaria y una tendencia a la disminución en la componente media y mínima. La temperatura del aire - registrada entre los años 1960/1966 y 2023 - muestra una disminución significativa en la componente de temperatura mínima en Isla Teja y aumentos significativos en las

componentes de temperatura máxima y mínima diarias en el Aeropuerto Pichoy. La precipitación acumulada en Isla Teja, Valdivia, registrada entre los años 1960 y 2023, muestra un patrón de disminución, pero sin una coincidencia absoluta en cuanto a la significancia estadística. Dado que la cuenca del río Cruces se caracteriza por presentar un aporte netamente pluvial, estas disminuciones implican un menor aporte a la escorrentía en el HRC y el área de confluencia de los tributarios con el río Cruces, lo que redundará en menores caudales y nivel del espejo del agua en él HRC. Las variables hidrológicas analizadas muestran una disminución tanto en el caudal hídrico (registrado entre los años 1969 y 2023) como en la altura del espejo de agua (registrado entre los años 2000 y 2023), el cual muestra una disminución significativa en sus componentes máximas y mínimas. Esta tendencia se observa también para la variación estacional de ambas variables, que muestra disminuciones significativas para todas las décadas analizadas, así como una disminución en la amplitud entre los máximos de la época invernal y los mínimos de la época estival. Estos datos, obtenidos en un sector del río Cruces ubicado *circa* 15 km aguas arriba del HRC reflejan el impacto de variaciones climáticas de mayor escala geográfica, que abarcan a lo menos la zona norte del río Cruces, lo que, unido a las conclusiones de la sección anterior, hacen necesario que el análisis del flujo y nivel del HRC considere el contexto hidrológico aguas arriba de San José de la Mariquina, al igual que las tendencias regionales en los patrones de precipitación. En otras palabras, el HRC presenta una variabilidad térmica importante, que refleja factores locales, mientras que la tendencia en la precipitación y régimen hídrico es a la disminución.

Variabilidad mareal en el HRC y sus ríos tributarios

Se observó que la variación estacional en el nivel de la columna de agua es más importante cerca de Rucaco, disminuyendo linealmente para puntos más cercanos a la Bahía de Corral. Esto revela que el forzamiento estacional por variación en precipitaciones y aumento de caudal es más marcado en los puntos cercanos al cauce principal del río Cruces y hacia la cabecera del estuario. Se observa que la importancia o efecto de la marea

de sicigia es mayor a 1.0 m en la Bahía de Corral, disminuyendo de manera lineal con la distancia fluvial a la misma, mientras que en el caso de la importancia o efecto de la marea de cuadratura es del orden de 0.5 m en la Bahía de Corral, disminuyendo de manera exponencial con la distancia fluvial a la Bahía de Corral. Esta variación estacional podría reflejar una interacción sinérgica del régimen de precipitaciones y caudal con el efecto la marea a lo largo del humedal. Esto puede interpretarse como resultado de la variación en topografía y batimetría del humedal a medida que se consideran sectores más alejados de la boca del estuario.

Deformación superficial en la zona del HRC

Los resultados muestran un claro alzamiento de la superficie terrestre durante el período 2015-2023, no solo en el HRC, sino también en la costa de Valdivia y en la ciudad misma. El alzamiento detectado es de carácter regional, alcanzando su máximo en la zona del HRC y Valdivia, con valores de aproximadamente 10 mm/año (1 cm/año). Si se extrapola esta tasa de alzamiento a varias décadas, se podría alcanzar un total aproximado de 23 cm en 20 años. Se ha identificado una notable variación estacional en el alzamiento vertical, vinculada al caudal del río Cruces. La existencia de este efecto estacional, puede explicarse por la variabilidad en la carga hidráulica, lo que resulta en alzamiento y descenso de la corteza terrestre, en respuesta a los cambios estacionales del caudal hídrico y las precipitaciones. El alzamiento detectado podría estar relacionado con la acumulación de energía en la corteza terrestre, lo que podría ser indicativo de un proceso preparatorio para un próximo gran terremoto en la región. Asimismo, la relación entre las precipitaciones, el caudal de los ríos y la estabilidad de la zona del HRC son factores que no solo influyen en la dinámica tectónica, sino que también tienen implicaciones directas en la conservación de, por ejemplo, las macrófitas acuáticas que habitan en los fondos someros del humedal (< 1m de profundidad), como es el caso del Luchecillo. Los cambios en la superficie, como el alzamiento prolongado y las variaciones estacionales, pueden afectar la hidrología del humedal, alterando el equilibrio ecológico y poniendo en riesgo su biodiversidad.

Calidad de agua superficial

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 los años 2014 y 2023. Con la excepción del Hierro y Zinc disuelto (tendencia al ascenso), las comparaciones inter anuales no muestran tendencias significativas al ascenso en los valores de los parámetros analizados. Al 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). Con respecto a temporadas, los datos 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).

Calidad de sedimentos subacuáticos

Durante el año 2023, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu, tendencia que se ha repetido desde el año 2014. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD no fue detectada en los sedimentos del área de estudio durante el año 2023, pero sí durante los años 2014 (en Rucaco, Punucapa y Pichoy), 2016 (en Cayumapu), 2018 (en Pichoy y Cayumapu), 2019 y 2021 (en Rucaco). Durante el período 2014-2021, los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en los sedimentos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu, a la vez que, durante los años 2022 y 2023, no fueron detectados en el área de estudio. Los Ácidos grasos presentaron tendencias inter anuales, disminuyendo sus concentraciones desde el inicio de este Programa de Monitoreo, a la fecha. Durante todo

este Programa de Monitoreo (2014-2023), no se han registrado Ácidos resínicos como tampoco EOX en los sedimentos subacuáticos del HRC. Los resultados del análisis de componentes principales y PERMANOVA, muestran diferenciación espacial significativa, con ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre años: espacialmente los sedimentos de Rucaco y Cayumapu (estaciones 2 y 7) mostraron mayores concentraciones de AOX, materia orgánica y carbono orgánico total y ácidos grasos, mientras que los de San Luis (estación 3) mostraron 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 (período 2014 - 2023), 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.

Macrófitas acuáticas

Estudios vía sensores remotos

El estudio de la variación inter anual muestra que la distribución y cobertura de las especies de macrófitas acuáticas es un atributo dinámico, sujeto a cambios que pueden ser de escala estacional o inter anual, respondiendo a forzantes que pueden ser potencialmente sinérgicos, como la variación estacional e interanual en precipitación y caudal. La biomasa en pie o “Standing stock” del Luchecillo, muestra que durante el año 2023 se observa una recuperación con respecto a las disminuciones observadas entre los años 2021 y 2022, donde el Luchecillo presentó una disminución de un orden de magnitud respecto al valor observado el año 2019. Para el año 2023, la biomasa en pie esta macrófita acuática fue 2.58 veces, la biomasa estimada para el año 2022, lo que inidica una tendencia a la recuperación de la biomasa en pie de Luchecillo.

Estudios *in situ* y *ex situ*

Durante el período noviembre 2015 - abril 2020 y con excepción del Luchecillo, las presencias promedios del Huiro verde, Huiro café, Clavito de agua y Flecha de agua, mostraron valores altos de desviación estándar, lo que refleja la distribución parchosa de las mismas en el HRC. Posterior a abril 2020, los promedios de presencia de las últimas cuatro especies han seguido mostrando tal tipo de distribución. El análisis comparativo de orto mosaicos, obtenidos entre los años 2015 y 2023, en 13 sitios del HRC, muestra que la afectación de la cobertura del Luchecillo ocurrida durante el año 2020, no fue uniforme a través del humedal. Sitios ubicados en o cercanos a planicies sedimentarias intermareales, fueron los de mayor afectación (*i.e.*, disminución notoria de la cobertura y recuperación baja). En el otro extremo, en sitios ubicados en áreas sin tal tipo de hábitat, la afectación fue menor o esta no ocurrió. Luego de la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020, su biomasa peso fresco permaneció por al menos dos años, con valores inferiores a los de mayo 2020 (mes de estudio correspondiente al período precedente al de la afectación). A mayo 2023, la biomasa peso fresco del Luchecillo se había comenzado a recuperar en el HRC. Se mantiene lo observado históricamente en el HRC: el color, contenidos de sólidos suspendidos totales (sedimentos) y concentraciones de Hierro y Aluminio (primariamente Hierro), son un “proxy” adecuado para definir el estado de salud del Luchecillo en el HRC.

Ictiofauna de riberas

Durante el período 2014 - 2023 la ictiofauna de las riberas del HRC ha estado representada por diez especies, siete de las cuales son autóctonas y tres son exóticas o introducidas. La especie *Galaxias maculatus* (*i.e.*, Puye) ha sido la más abundante en (casi) todas las localidades y estaciones. La abundancia de esta especie es menor a medida que aumenta la distancia hacia el sur desde Ciruelos y Rucaco. La diversidad alfa es mayor en primavera que en otoño y la misma presenta un claro patrón espacial, siendo mayor en Ciruelos y Rucaco. La diversidad beta está dada por una combinación de recambio y pérdida de especies y, en términos de su composición, las localidades de Ciruelos y Rucaco

son más similares entre sí en comparación a las que se encuentran río abajo. A lo largo del monitoreo, la diversidad alfa se ha mantenido estable, sin una tendencia temporal clara. La diversidad beta varía estacionalmente, con mayor recambio de especies en primavera y mayor pérdida en otoño. Finalmente, Ciruelos y Rucaco comparten una composición de especies más similar, mientras que Punucapa y Pichoy, más distantes, exhiben mayor disimilitud específica.

Durante el año 2023 y en general, las concentraciones de metales registradas en puyes del área de estudio, presentaron valores dentro de los rangos obtenidos desde el inicio de este Programa de Monitoreo y sin mostrar tendencias significativas ($p>0,05$) a aumentar en el tiempo, situación similar a la mostrada por los AOX. Desde el inicio de este Programa de Monitoreo, las concentraciones de Dioxinas expresadas en EQTs y EQTs totales registradas en puyes recolectados en Rucaco, han aumentado significativamente ($p<0,05$) en el tiempo. Sin embargo, estos valores están muy por debajo del nivel recomendado por la Comisión Europea (8 WHO-PCDD/F-TEQs ng kg^{-1} peso húmedo). La Dioxina 2.3.7.8 (TCDD) se detectó en puyes de Ciruelos y Rucaco durante los años 2017 - 2018 y 2020 - 2022; durante el año 2023, se detectó esta dioxina en peces de Ciruelos. A su vez, esta Dioxina apareció en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020, y 2022 - 2023. La Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en peces de Ciruelos durante los años 2014 - 2016 y 2017, en Rucaco los años 2016 y 2022 y en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2022 y 2023.

Macroinfauna de fondos sedimentarios submareales

Durante el período 2014 - 2023, la variabilidad inter anual en el número de especies, como en la abundancia total de la macroinfauna bentónica de los fondos sedimentarios del HRC, no han mostrado tendencias significativas ($p>0,05$) al aumento o disminución en el tiempo. Esto muestra 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 - de modo tal - que pudieran haber tenido incidencia en esos parámetros comunitarios. Oligoquetos de la familia Tubificidae, han estado presente

en los sedimentos de los tres sitios de estudio (San Luis, Pichoy y Punucapa), mientras que los poliquetos *Prionospio (M) patagonica, Perinereis gualpensis* y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum*, han dominado en los sedimentos del sector de Punucapa y han estado en general, ausentes en los sedimentos de San Luis y Pichoy. Insectos dípteros de la familia Chironomidae, han sido el taxón dominante en los sedimentos del río Pichoy, aun cuando en densidades más bajas que las especies encontradas en los sedimentos de Punucapa.

Macrofauna de fondos ritrales o pedregosos

Desde el año 2014 al año 2023, larvas de insectos acuáticos han dominado la macrofauna presente en los fondos ritrales de Ciruelos y Rucaco: destacan las del díptero *Eukiefierella* sp.), el trichoptero *Smicridea annulicornis* y el plecóptero *Antarctoperla michaelseni*. No se han observado tendencias inter anuales significativas ($p>0,05$) en la variabilidad del número de especies y sus abundancias. Los valores del Índice Biótico de Hilsenhoff (índice basado en la frecuencia numérica de grupos específicos de insectos acuáticos), indican que durante todo el período 2014 – 2023, la calidad del agua (en cuanto a carga orgánica se refiere), ha sido “buena” o “muy buena”.

Camarón de río *Parastacus spinifrons*

La comparación inter anual (2014 - 2023) en la abundancia del camarón de río, muestra que, a la fecha, esta especie ha disminuido sostenidamente en el tiempo en casi toda el área de estudio (Ciruelos, Rucaco, Punucapa y Pichoy). Las abundancias de camarones en Punucapa fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las de Ciruelos, Rucaco y Pichoy. Eso puede deberse a modificaciones antrópicas de las riberas, no solo de aquellas de los sitios de estudio, sino también de las de áreas adyacentes a los sitios de muestreo, o simplemente lo observado, es una afectación por esfuerzo pesquero.

Avifauna acuática

Los resultados de los análisis de los datos de CONAF, muestran que, durante el período de enero 1991 y diciembre 2023, la riqueza de especies de la avifauna acuática del HRC, se ha mantenido relativamente estable solo en el sector 1 (El Molino, Punucapa, La Dehesa, San Ramón y San Pedro). A partir del año 2012, las abundancias de los cisnes aumentaron sostenida y significativamente hasta los años 2019 y 2020, para luego disminuir significativamente entre los años 2021 y 2023. La población de taguas disminuyó gradualmente desde al año 2018 a la fecha. Esta baja en la abundancia de ambas especies, es coincidente con la afectación del Luchecillo ocurrida durante el año 2020. Las poblaciones de las tres especies de garzas presentan poblaciones estables durante todo el periodo de estudio, con aumentos en las abundancias durante los últimos cinco años de este programa de monitoreo. A su vez, el análisis de los datos UACh, indican que los sectores donde se estimaron las abundancias más altas de Cisnes de cuello negro, fueron San Martín & Santa María, Santa Clara & Rialejo y Plaza de Armas. Por otra parte, las abundancias más altas de taguas han sido registradas en Santa Clara & Rialejo, Plaza de Armas, Punucapa y La Dehesa & La Culebra. Las abundancias más altas de Garza cuca, han ocurrido en San Martín & Santa María (sector donde esta especie preferentemente se reproduce), seguido del río Santa María, Plaza de Armas, Pichoy y Cayumapu. Los sectores donde se estimaron las abundancias más altas de la Garza blanca grande, fueron San Martín & Santa María, seguido de los ríos Pichoy y Cayumapu. Los sectores San Martín & Santa María y Cayumapu, son aquellos donde se han detectado las abundancias más altas de la Garza blanca chica. Los análisis comparativos de las abundancias de Cisnes, Taguas, Garzas Cuca y Blanca chica, obtenidos por CONAF y la UACh, muestran valores significativos ($p<0,05$) de correlación; en otras palabras, cualquiera de estos dos sets de datos predice tendencias similares en esas cuatro especies.

Mamíferos acuáticos

Durante los años 2022 y 2023, los avistamientos de coipos han aumentado en la parte sur del humedal, particularmente en el área de San Ramón y Punucapa. Con

anterioridad a esos años, la mayor parte de los avistamientos de coipos era en la parte media y superior (*i.e.,* aguas arriba del sector Punucapa). Los avistamientos de huillines han sido más comunes en los ríos tributarios y fuera del HRC (canal mareal Cau Cau) y las de visones en el área superior del humedal. Para el caso de los lobos marinos, los avistamientos han ocurrido en gran parte del HRC y al interior de sus ríos tributarios. Entre julio 2018 y diciembre 2023, se han registrado 2.233 carcasas de Cisnes de cuello negro muertos por ataque de lobos marinos, de las cuales 546 fueron registradas durante el año 2023. 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. Se ha observado una correlación positiva entre los valores del índice de depredación de cisnes y la abundancia combinada de lobos subadultos y juveniles censados en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia. No se encontró correlación significativa, entre la variabilidad estacional del índice de depredación de cisnes por parte de lobos marinos al interior del HRC y la variabilidad estacional en la oferta de pescados y descarte de la feria fluvial de Valdivia. Sin embargo y debido a que solo se cuenta con un año de datos sobre este tema (2023), no se descarta la hipótesis de que la mayor depredación de cisnes por parte de lobos marinos al interior del humedal, tenga relación con la menor oferta de pescados y descarte, que usualmente ocurre en la feria fluvial de Valdivia, durante los meses de invierno.

2. EL PROGRAMA DE MONITOREO, OBJETIVOS Y CONTEXTO

El Programa de Monitoreo Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios o HRC 2023 - 2025, 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.

El Programa de Monitoreo del HRC, 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 en los últimos años se han realizado tres 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), otra iniciada en diciembre 2022 (caracterización de las plumas de dispersión de sedimentos en el humedal) y otra durante febrero & marzo 2024 sobre bajas de oxígeno en el agua de sectores específicos del humedal.

3. COMPONENTE ABIOTICO

3.1. VARIABLES ASOCIADAS AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA ZONA ALEDAÑA AL HRC: ANÁLISIS DE DATOS CLIMATICOS DE LARGO PLAZO

ANTECEDENTES GENERALES

Los humedales son hábitats acuáticos que sustentan una rica biodiversidad y proporcionan importantes servicios ecológicos, lo que ha sido reconocido desde 1971 en instrumentos como la Convención de Ramsar sobre los Humedales (Unesco 1982). En

particular, los humedales costeros son zonas ecológicas de alto valor donde los ecosistemas terrestres y marinos se encuentran y cruzan, compartiendo rasgos distintivos y amenazas (Oyarzun 2019, Stagg *et al*., 2020). Con cerca de 6500 kilómetros lineales de costa continental, la distribución de los humedales costeros en Chile continental disminuye en función de la latitud desde sur a norte, con presencia dispersa a lo largo de la costa, lo que genera un valioso corredor con alta biodiversidad, productividad y endemismo (Fariña & Camaño 2017, Marquet *et al*., 2017, Lagos *et al*., 2019). Los humedales costeros proveen importantes servicios ecosistémicos incluyendo la provisión de hábitat para la pesca, secuestro de carbono, filtrado de agua y captura de sedimentos para la población costera (Fariña & Camaño 2017, Marquet *et al.,* 2017, Navarro *et al.,* 2021, Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023). Sumado a ello, los humedales costeros son fundamentales como refugios para una amplia gama de flora y aves migratorias que se desplazan a través de las rutas migratorias de la costa Pacífica de Sudamérica (Estades *et al.,* 2017, Ruiz *et al.,* 2021, Gherardi-Fuentes *et al.,* 2022).

El cambio climático ha sido identificado como uno de los forzantes importantes para los humedales costeros, siendo una fuente importante de vulnerabilidad de estos ecosistemas en Chile, junto al efecto de la urbanización y modificaciones del uso de suelo (Stagg *et al*., 2020, Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023). En un análisis reciente, Hidalgo-Corrotea *et al.* (2023) observaron que los humedales costeros más vulnerables se ubican entre los 32°S y 40°S, donde el 41,9% de los humedales costeros se ve afectado por el cambio climático mientras que el 52,8% se ve afectado por el cambio de uso del suelo (urbanización y plantaciones forestales). Si bien los autores no reportan el porcentaje de uso de suelo correspondiente al humedal del río Cruces, si señalan que los humedales de la Región de Los Ríos presentan menos del 25% de cobertura urbanizada (Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023, Figura Suplementaria S6). Respecto a la cobertura de plantaciones forestales, los mismos autores reportan valores entre 0-25% para el sector del HRC, pudiendo variar dependiendo de la escala espacial de análisis utilizada (Hidalgo-Corrotea *et al.,* 2023, Figura Suplementaria S4). Cabe señalar que, de acuerdo con una de las

estimaciones recientes de la cobertura de uso de suelo (Zhao *et al.*, 2016), la subcuenca hidrográfica que abarca el HRC contiene un 10% de plantaciones forestales. En este contexto, el HRC no está exento de mostrar efectos derivados del cambio climático, así como potencialmente por impactos antropogénicos como el cambio de uso de suelo. Sin embargo, el cambio climático y el cambio de uso de suelo no son los únicos factores de perturbación para estos humedales, ya que existen otros agentes de cambio, como pueden ser las alteraciones del nivel de la corteza terrestre, producto de la dinámica del ciclo sísmico (Yáñez-Cuadra *et al.,* 2023), o bien impactos asociados a fuentes de variabilidad como efectos de las fases cálida y fría del fenómeno El Niño - Oscilación del Sur (ENOS). Esto último puede resultar en déficits hídricos a nivel de las cuencas aportantes que proveen de flujo hídrico a los humedales costeros (González-Reyes & Muñoz 2013, Hernández *et al.,* 2022). Otras fuentes de variación climática incluyen la variabilidad asociada a la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), la que puede propiciar el desarrollo de déficits hídricos a escala de décadas, y la Oscilación Multi-decadal Atlántica (AMO, por sus siglas en inglés) que también modula la variabilidad de baja frecuencia (Valdés-Pineda *et al.,* 2018, Garreaud *et al.,* 2020, Oñate-Valdivieso *et al.,* 2020). A estos fenómenos climáticos de gran escala se suma la variabilidad del Modo Anular del Sur (SAM, por sus siglas en inglés) 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 (Boisier *et al.,* 2016, 2018, González-Reyes *et al.*, 2021).

ANTECEDENTES CLIMÁTICOS DEL ÁREA DE ESTUDIO Y CAMBIO CLIMATICO

El HRC se ubica en la sección costera de la cuenca del rio Valdivia, y presenta un clima templado lluvioso con altas precipitaciones concentradas en la temporada invernal, pocos meses secos y bajas temperaturas invernales (González-Reyes *et al.,* 2013). En particular, la subcuenca del río Cruces y sus cuencas aportantes se caracterizan por presentar una dinámica hidrológica modulada por las precipitaciones (Álvarez-Garretón *et al.,* 2018, 2021, Hernández *et al.,* 2022). Según Luebert & Pliscoff (2006), la ciudad de

Valdivia se ubica en un macrobioclima templado con especial influencia del bioclima templado hiper oceánico y baja oscilación térmica, donde más del 50% de la precipitación total anual se registra entre los meses de mayo y agosto (González-Reyes & Muñoz 2013).

De acuerdo a un análisis retrospectivo de los datos disponibles entre 1853 y 2005, las precipitaciones en la zona fluctúan entre 1393.6 y 3140.2 mm al año (González-Reyes & Muñoz 2013). Esta tendencia de largo plazo presenta 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, Núñez *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).

Enero y febrero son los meses más secos, con precipitaciones inferiores a 60 mm, entre mayo y agosto se concentra el 60 - 70% de las precipitaciones anuales, siendo junio y julio los meses más lluviosos con precipitaciones que pueden superar los 400 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 temporal de largo plazo de las precipitaciones (Rusticucci & Penalba 2000, Quintana & Aceituno 2012, González-Reyes & Muñoz 2013), lo que se ha relacionado al cambio climático antropogénico (Vicuña *et al.,* 2013). Sin embargo, se debe tener en cuenta que reconstrucciones paleo climáticas para la zona - basados en el registro fósil de anillos de árboles evidencian la existencia de ciclos largos de precipitaciones, los 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). Por otra parte, 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.

PROYECCIONES DE CAMBIO CLIMATICO 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, se esperan incrementos del orden de 1°C entre 2030 y 2060 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 (> 10 m/s) y su persistencia, durante los meses de invierno, mientras que en la época estival se observa una disminución (Aguirre *et al.,* 2021).

Por último, la mega sequía 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 climáticas oceanográficas costeras (temperatura superficial del mar), atmosféricas (temperatura del aire y precipitaciones) e hidrológicas (caudal hídrico y altura de la columna de agua o álveo), que podrían influir en la variabilidad ambiental del HRC. Dado que se cuenta con datos de estaciones de registro de largo plazo (décadas) ubicadas en el entorno cercano del humedal, se analiza el comportamiento de las mismas durante el año 2023 *versus* el que muestran los registros históricos disponibles, a fin de comparar la variabilidad climática reciente con el patrón histórico. Los objetivos específicos son entonces:

- Actualizar la información existente relacionada a las características oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas, del área donde se inserta el HRC, a diciembre 2023.
- Evaluar la presencia de tendencias de largo plazo en las variables oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas analizadas para describir la variabilidad climática del área de estudio.
- Evaluar la presencia de puntos de cambio o quiebre en el valor medio observado en las variables estudiadas.
- Evaluar las escalas de periodicidad dominantes en tales variables.
- Evaluar la ocurrencia de cambios inter decadales, en el patrón de variación estacional de las variables oceanográficas costeras, atmosféricas e hidrológicas analizadas.

MATERIAL Y METODOS

Fuentes de las series de tiempo climáticas locales

En este capítulo se analizan datos históricos relacionados con el clima marino costero, descrito mediante la temperatura superficial del mar (TSM,°C) y el clima atmosférico continental descrito mediante el análisis de la temperatura del aire (T,°C) y las precipitaciones (P, mm), así como la variación en la hidrología, descrita mediante la altura del espejo de agua (m) y el caudal hídrico (m^3s^{-1}) en un sector del río Cruces ubicado *circa* 15 km aguas arriba del HRC.

Para lo anterior, se seleccionaron estaciones cercanas y representativas del entorno cercano del HRC y que contasen con datos disponibles para los análisis. Estas corresponden, de norte a sur a las estaciones de Rucaco, Aeropuerto Pichoy, Fundo Santa Rosa y Campus Isla Teja, UACh (ambas en la Ciudad de Valdivia) y Puerto de Corral. En la Figura 3.1.1 se muestra la ubicación de dichas estaciones y en la Tabla 3.1.1, se detalla la información disponible para las distintas dimensiones de la variabilidad climática (oceanográfica, meteorológica e hidrológica). Las estaciones estudiadas abarcan el área circundante al HRC, con una mayor cantidad de observaciones para las variables meteorológicas, seguidas de una menor disponibilidad de observaciones para las variables hidrológicas y oceanográficas (Tabla 3.1.1.).

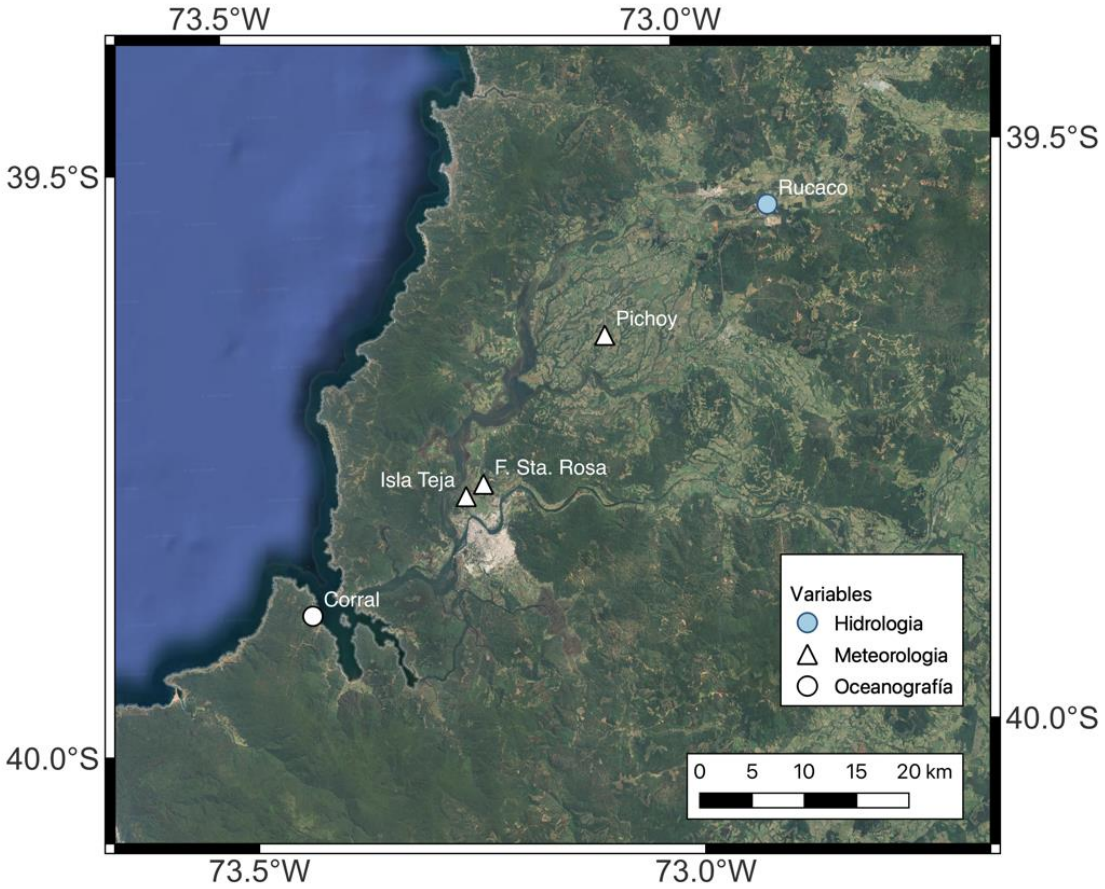


Figura 3.1.1. Localización de las estaciones ubicadas en el área de estudio y desde las cuales se recolectaron datos de variables oceanográficas, meteorológicas e hidrológicas.

Tabla 3.1.1. Fuentes de datos consultados para realizar los análisis de datos oceanográficos, meteorológicos e hidrográficos. Siglas: SHOA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile, UACh: Universidad Austral de Chile, INIA: Instituto de Investigaciones Agropecuarias, DMC: Dirección Meteorológica de Chile y DGA: Dirección General de Aguas. * En el caso de la Temperatura superficial del mar en el Puerto de Corral y la Altura de la columna de agua en Rucaco, el procesamiento de los datos presenta un desfase de aproximadamente 6 a 7 meses.

Disciplina	Parámetro	Frecuencia	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Oceanografía	Temperatura superficial del mar	horaria	SHOA	Puerto Corral	1 ene 2000	31 dic 2023
Oceanografía	Temperatura superficial del mar	diaria	SHOA	Puerto Corral	2 mayo 1985	31 dic 2023
Meteorología	Temperatura mínima del aire	diaria	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2019
Meteorología	Temperatura del aire, mínima y máxima	diaria	UACh-INIA	Fundo Santa Rosa	1 may 2015	31 dic 2023
Meteorología	Temperatura del aire	horaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2023
Meteorología	Temperatura del aire	diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2023
Meteorología	Temperatura Máxima	diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	2 jun 1984	31 dic 2023
Meteorología	Temperatura Mínima	diaria	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 jun 1984	31 dic 2023
Meteorología	Precipitaciones	diaria	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2019
Meteorología	Precipitaciones	diaria	UACh	Fundo Santa Rosa	1 may 2015	31 dic 2023
Meteorología	Precipitaciones acumuladas	cada 6 horas	DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 1966	31 dic 2023
Hidrología	Caudal río Cruces	diaria	DGA	Rucaco	1 may 1969	31 dic 2023
Hidrología	Altura columna de agua	diaria	DGA	Rucaco	1 ene 2000	31 dic 2023

Validación y procesamiento previo de la información

Temperatura superficial del mar

La validación y procesamiento previo de la información de temperatura superficial del mar (TSM, °C) se llevó a cabo usando la información disponible a nivel horario, usando

los datos obtenidos por el Centro Nacional de Datos Hidrográficos y Oceanográficos del Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile en al puerto de Corral (39°52’41.98’’S y 73°25’21.99’’W) (datos a escala horaria para el periodo entre enero de 2000 y diciembre de 2023; datos a escala diaria para el periodo entre mayo 1985 y diciembre 2023). La presencia de datos faltantes - cuando las observaciones no están disponibles durante algunos períodos de tiempo - es una dificultad común cuando se evalúan datos de series temporales. Por ello, se examinó la serie de tiempo horaria y se identificaron aquellos sectores con información faltante o "*missing data*". Una vez identificados, se imputaron los valores faltantes mediante un proceso de interpolación. Para ello, se utilizó un ajuste de un modelo estructural de series de tiempo para capturar la dinámica observada y luego imputar los datos faltantes. Este proceso se llevó a cabo usando los métodos implementados en la función *na_kalman* de L librería *imputeTS* del entorno de cómputo R (Moritz & Beielstein 2017, R Core Team 2023). Esta función utiliza el ajuste de un filtro de Kalman, para describir la serie de tiempo observada y posteriormente interpolar las observaciones faltantes. El filtro de Kalman es un algoritmo utilizado para inferir la dinámica de un sistema dinámico lineal a partir de mediciones parciales y asumiendo que presentan un ruido aditivo blanco, o con igual varianza en todas las frecuencias, y es particularmente útil cuando se observa ruido o error en las mediciones y se necesita una estimación óptima de la dinámica del sistema lineal estudiado (Tussell 2011).

Brevemente, el método subdivide las series temporales en cuatro componentes principales: variaciones estacionales, variaciones de tendencia, variaciones cíclicas de mayor frecuencia y variaciones aleatorias, equivalentes a los residuos del modelo. Una vez realizado el ajuste del modelo, se pueden imputar los datos faltantes a partir de la conducta esperada en base a los parámetros estimados en el modelo. Este método tiene ventajas sobre las alternativas convencionales como son la imputación múltiple (Rubin, 1987), métodos de máxima verosimilitud (Dempster *et al*., 1977), el vecino más cercano (Vacek & Ashikaga, 1980) y Hot Deck (Ford, 1983, Andridge & Little 2010), pues es un

modelo utilizado para la estimación recursiva del estado de un sistema dinámico lineal a partir de una serie de mediciones ruidosas, permitiendo una estimación conservadora y con menor incertidumbre de las observaciones faltantes en una serie de tiempo. Una vez imputados los valores faltantes en la serie de tiempo horaria, esta se resumió a nivel diario, calculando tres descriptores de la temperatura diaria: temperatura superficial del mar mínima, media y máxima ($TSM_{mínima}$, TSM_{media} y $TSM_{máxima}$ respectivamente). En aquellos casos en que algún día presentara vacíos, se repitió la interpolación mediante el filtro de Kalman. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, promediando las observaciones de cada una de las variables ($TSM_{mínima}$, TSM_{media} y $TSM_{máxima}$) para cada mes en la serie de tiempo. En el caso de la TSM_{media}, esta se complementó con la serie de tiempo existente desde el 2 de mayo de 1985 hasta el 31 de diciembre de 1999, a fin de contar con un registro continuo para esta variable que abarca desde el 2 de mayo de 1985 hasta el 30 de junio de 2023.

Temperatura del aire y precipitaciones

De manera similar a lo realizado para TSM, se analizaron los registros disponibles para la temperatura del aire (°C) y precipitaciones (mm) en la Ciudad de Valdivia y sector aledaño al HRC, estudiando la variación a escala diaria y mensual. Para ello, se recopilaron series de tiempo históricas disponibles, que corresponden principalmente a la ciudad de Valdivia y el Aeropuerto Pichoy, al norte de la misma. En el caso de Valdivia, la información disponible desde 1960 a 2010 proviene de la estación meteorológica del ex Instituto de Geociencias de la UACh (Campus Isla Teja, Valdivia) y corresponde a la temperatura mínima del aire ($T_{mínima}$, °C) a escala diaria, conforme a los datos disponibles en el sitio web del Programa de Monitoreo Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios, y actualizados con la información reciente disponible. Cabe destacar que la serie diaria de temperaturas mínimas del aire en Valdivia (Isla Teja) comprende desde 1960 a 2020, pero presenta brechas o vacíos de información 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 imputados a partir de la información de temperatura disponible en las estaciones meteorológicas del Fundo Santa Rosa (UACh) y Aeropuerto Pichoy (Dirección Meteorológica de Chile). Así, desde el 1 de enero de 2011 al 31 de diciembre de 2019, la información de $T_{mínima}$ para Isla Teja fue imputada con los datos disponibles desde 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 (https://agrometeorologia.cl). En aquellos casos en que ninguna de estas dos estaciones contase con observaciones, se utilizó la información disponible para $T_{mínima}$ diaria en la estación meteorológica del Aeropuerto Pichoy, ubicado a menos de 20 km de distancia (39°39'23,99''S y 73°5'14,00''W), la que se encuentra disponible desde el 1 de enero de 1966 al 31 de diciembre de 2023. Aquellas observaciones faltantes, que no pudieran ser imputadas mediante los procedimientos antes mencionados se interpolaron usando el ajuste de un modelo estructural mediante un filtro de Kalman, con parámetros y criterios similares a los anteriormente mencionados para la temperatura superficial del mar, en función de los días adyacentes en la serie de tiempo. Una vez interpolada, esta información de base a escala diaria se resumió a escala mensual calculando el promedio mensual de los valores observados para la variable $T_{mínima}$ en cada mes de la serie de tiempo.

Adicionalmente al estudio de la variabilidad meteorológica observada en la ciudad de Valdivia, se analizó la información disponible en 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 2023, conforme a los registros disponibles en el sitio web de la Dirección Meteorológica de Chile, dependiente de la Dirección General de Aeronáutica Civil (https://climatologia.meteochile.gob.cl). De manera similar a lo realizado para la serie de tiempo de TSM, se inspeccionó la serie de tiempo horaria para identificar datos faltantes, los que fueron interpolados mediante el ajuste de un modelo de filtro de Kalman. Luego, la serie de tiempo horaria se resumió a escala diaria calculando tres descriptores de la temperatura diaria: temperatura del aire mínima, media y máxima (T

$_{mínima}$, T $_{media}$ y T $_{máxima}$ respectivamente, °C). En aquellos casos en que algún día presentara vacíos, se repitió la interpolación mediante el filtro de Kalman. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, promediando las observaciones de cada una de las variables (T $_{mínima}$, T $_{media}$ y T $_{máxima}$) para cada mes en la serie de tiempo.

Por otra parte, la serie de precipitaciones se analizó para Valdivia y el Aeropuerto Pichoy. En Valdivia, la serie de precipitaciones diarias comprende desde 1960 a 2023. Esta serie fue construida con datos de la estación Isla Teja de la UACh (1960 - 2010) y la información de disponible la estación meteorológica del Fundo Santa Rosa (UACh). Entre el 1 enero de 2011 y el 31 de diciembre del 2019, se usaron datos de precipitaciones diarias obtenidas desde los registros de esta misma estación, que se encuentra integrada a la red de estaciones agro - meteorológicas dependientes del INIA. De manera similar a lo hecho para la temperatura del aire, aquellas fechas que presentaron brechas o vacíos de información fueron imputadas usando las observaciones de la estación meteorológica de la Universidad Austral de Chile ubicada en el Fundo Santa Rosa (39°47’18.28’’S y 73°14’4.97’’W) y que también se encuentra integrada a la red de estaciones agro - meteorológicas dependientes del INIA, para luego revisar la presencia de brechas o datos faltantes, los que fueron interpolados usando el ajuste de un filtro de Kalman. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, calculándose la precipitación acumulada para cada mes en la serie de tiempo. En el caso de la serie de tiempo de precipitación del Aeropuerto Pichoy, se revisó la información disponible a escala horaria, donde las observaciones se registraron a intervalos de 6 horas (Tabla 3.1.1). Una vez revisada e interpolada la serie de tiempo horaria, esta se resumió a nivel diario mediante la suma acumulada para cada día. Posteriormente, esta información se resumió a nivel mensual, calculando la precipitación acumulada para cada mes en la serie de tiempo.

Altura y caudal del espejo de agua

De forma similar a la temperatura superficial del mar, se realizó un proceso de revisión de la calidad de la información disponible para los datos de altura y caudal del espejo de agua, donde las observaciones de frecuencia diaria de la altura cubren el período entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2023. En el caso de la serie de caudal, las observaciones de frecuencia diaria abarcan el período entre el 1 de mayo de 1985 y el 31 de diciembre de 2023 respectivamente. Ambas series de datos 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). Ambas series de observaciones presentaron algunos períodos con brechas o datos faltantes, las cuales fueron imputadas interpolados mediante el ajuste de un modelo de filtro de Kalman. De manera similar a las variables anteriores, la información diaria se resumió a nivel mensual, calculando los valores promedios para la Altura y Caudal del río Cruces, sector Rucaco.

De esta manera, se contó con las siguientes variables a analizar:

i) Temperatura superficial del mar diaria y medias mensuales en el Puerto de Corral ($TSM_{mínima}$, TSM_{media} y $TSM_{máxima}$), estudiadas para el periodo entre el 1 de enero de 2000 y el 30 de junio de 2023 ($TSM_{mínima}$ y $TSM_{máxima}$) y para el periodo entre el 02 de mayo de 1985 y el 31 de diciembre de 2023 (TSM_{media}).

ii) Temperatura del aire diaria y medias mensuales en la Ciudad de Valdivia ($T_{mínima}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1960 y 31 de diciembre de 2023, así como la Temperatura del aire diaria y medias mensuales en el Aeropuerto Pichoy ($T_{mínima}$, T_{media} y $T_{máxima}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1966 y el 31 de diciembre de 2023.

iii) Precipitación acumulada diaria y mensual en la Ciudad de Valdivia (P_{diaria} y $P_{mensual}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1960 y el 31 de diciembre de 2023, así como la Precipitación acumulada diaria y mensual en el Aeropuerto Pichoy (P_{diaria} y $P_{mensual}$) estudiada para el periodo entre 1 de enero de 1966 y el 31 de diciembre de 2023.

iv) Altura del espejo de agua y caudales diarios y medias mensuales en la estación de Rucaco, San José de la Mariquina ($A_{máxima}$, $A_{mínima}$ y C) estudiadas para el periodo entre 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2023 ($A_{máxima}$, $A_{mínima}$) y para el periodo entre 1 de mayo de 1969 y el 31 de diciembre de 2023 (C).

Análisis y visualización

Para cada una de las series de tiempo estudiadas se realizaron los siguientes análisis estadístico: junto con las visualizaciones asociadas i) evaluación de tendencias y presencia de puntos de cambio, ii) análisis de periodicidades dominantes y iii) evaluación de la variación intersecada y estacional. A continuación, se describen estos análisis:

Evaluación de tendencias y presencia de puntos de cambio

Como primer paso en el análisis, se realizó un análisis de tendencias en las series de tiempo analizadas. Este análisis está enfocado en determinar si existen o no variaciones sistemáticas y estadísticamente significativas a lo largo del tiempo. Se calcularon tres estimadores de tendencia. Como primera aproximación, se realizó un ajuste de regresión lineal mediante el ajuste de mínimos cuadrados (*ordinary least squares*, OLS). La pendiente de regresión lineal entrega los estimadores de máxima verosimilitud para los parámetros de la regresión lineal y permite evaluar además la significancia de la pendiente de cambio en el tiempo. La segunda aproximación corresponde a la prueba de tendencia de Mann-Kendall (Mann 1945; Kendall 1970, Hipel & McLeod 1994). Esta prueba estadística no paramétrica permite detectar la presencia de una tendencia lineal (ascendente o descendente) dentro de una serie temporal. Para la serie X_i (x_1, x_2 ...x_n), este método define la multi-variable normal estándar UMK de la siguiente manera para una serie de tiempo con *n* observaciones o intervalos de tiempo:

$$U_{MK} = \frac{S}{\sqrt{var(S)}}$$

donde:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^{n} sgn(x_j - x_i)$$

y

$$var(S) = \frac{n(n-1)(2n+5}{18}$$

Donde *sgn* corresponde a la función que evalúa el signo del valor analizado. En esta prueba, se acepta la hipótesis nula H_0 "ausencia de tendencia" si el valor *p* es mayor que el nivel de significancia α (en este caso α = 0.05). Así, la dirección de la tendencia está definida por el coeficiente estadístico de Mann-Kendall U_{MK}. La tendencia es ascendente si $U_{MK} > 0$ y descendente si $U_{MK} < 0$. Por último, la tercera aproximación empleada corresponde al uso del estimador de pendiente de Sen (*Sen's Slope Estimator*) es un método no paramétrico de estimación, utilizado frecuentemente en el análisis de datos hidrológicos (Sen 1963, Hipel & McLeod 1994, Latrech *et al.,* 2023), que compara las pendientes de cambio para todos los pares de observaciones. Una vez calculadas todas las pendientes pareadas posibles, se obtiene el valor de la mediana de todas estas pendientes. Un valor positivo en este indicador refleja la presencia de una tendencia al aumento, mientras que un valor negativo refleja la presencia de una tendencia en disminución. Además, se evaluó la presencia de puntos de cambio o de quiebre en cada una de las series de tiempo, utilizando para ello la prueba de Pettitt (Pettitt 1979). Este procedimiento realiza una prueba no paramétrica para evaluar la presencia de cambios en el valor medio de una serie de tiempo. La prueba de hipótesis se realiza mediante el estadístico U_K, definido conforme a la siguiente expresión:

$$U_k = 2\sum_{i=1}^{k} r_i - k(n+1) \qquad \text{donde} \qquad k = 1, \dots, n$$

El estadístico de prueba es el máximo del valor absoluto del vector U_k, El punto de cambio probable K se encuentra donde U tiene su máximo, de manera tal que $\widehat{U} = max|U_k|$. La probabilidad aproximada para una prueba bilateral se calcula de acuerdo a: p=2e $^{-6K^2/(T^3+T^2)}$, donde T es el punto de cambio (Pettitt 1979). Para cada serie de tiempo se registró el valor de estadístico U_k y la fecha estimada de cambio. Todos

los ajustes de tendencia y evaluación de puntos de cambio se realizaron en el entorno de cómputo R, usando las librerías *base* y *trend* (Pohlert, 2023, R Core Team, 2023).

Análisis de periodicidades dominantes

Para identificar las periodicidades dominantes en cada una de las variables analizadas, se realizó un análisis de series de tiempo basado en “wavelets” u ondas univariadas. El análisis de ondas univariadas es una técnica utilizada en el procesamiento de señales y el análisis de datos para descomponer una señal univariada (de una sola variable) en sus componentes de frecuencia constituyentes (Torrence & Compo, 1998, Cazelles *et al*., 2008, Roesch & Schmidbauer 2018). Las “wavelets” son funciones matemáticas que se pueden utilizar para transformar una señal del dominio del tiempo al dominio de la frecuencia. El objetivo principal del análisis de “wavelet” univariadas es obtener información sobre el contenido de frecuencia de una señal en diferentes escalas. Esta es una herramienta poderosa para caracterizar el contenido de frecuencia de una señal en diferentes escalas, a lo largo de distintos instantes de tiempo, lo que la hace particularmente valiosa para analizar e interpretar datos complejos de series temporales (Cazelles *et al.,* 2008). En el presente informe, el espectro de potencia de las “wavelets” se calculó utilizando la función de Morlet como base para ajustar distintas ondas de diferente frecuencia y ubicación, descomponiendo la serie de tiempo en las dimensiones de tiempo y frecuencia (Torrence & Compo, 1998, Cazelles *et al*., 2008, Roesch & Schmidbauer 2018). La hipótesis nula de que no hay periodicidad en la serie, se prueba mediante valores de probabilidad p obtenidos de 100 simulaciones de un proceso aleatorio con "ruido blanco", donde todas las frecuencias tienen igual porcentaje de varianza o poder espectral (Roesch & Schmidbauer 2018). Una vez calculado el espectro de frecuencia en el tiempo, se calculó el espectro de frecuencia medio, promediando los espectros de frecuencia a través del tiempo, identificándose las frecuencias dominantes en la serie de tiempo. El análisis de series de tiempo se realizó utilizando la librería *WaveletComp*, en el entorno de cómputo R (Roesch & Schmidbauer 2018, R Core Team, 2023).

Evaluación de la variación intersecada y estacional

Una vez realizado el análisis de tendencias y periodicidad dominante, se procedió a analizar la presencia de diferencias inter decadales en el patrón estacional de variabilidad de las variables analizadas. Para ello, se realizó un ajuste de modelos aditivos generales (*Generalized Additive Models*, GAM). En esta aproximación, cada variable de respuesta Y se modela como una función suavizada del día del año (*day of year*, DOY) utilizando funciones no-lineales o "splines" de regresión cúbica cíclica. Estas son un tipo de funciones polinomiales compuestas, que se usan comúnmente para modelar curvas de regresión suavizadas. El término "cíclica" indica que la función no lineal o spline está diseñada para ser continua en ambos extremos, formando un bucle o ciclo cerrado, conforme a lo esperado en el caso de variables circulares o cíclicas (Wood 2011, 2017, Wood y Wood 2015, Wood *et al.*, 2016). Adicionalmente a este término estacional, se codificó el efecto de la década de cada observación, definiendo una variable lineal para la variable "década". Este análisis se realizó usando la información a escala diaria y mensual.

RESULTADOS

Temperatura superficial del mar

Los análisis realizados para la temperatura superficial del mar en el período mayo 1985 – diciembre 2023 (TSM_{media}) y enero 2000-diciembre 2023 ($TSM_{mínima}$ y $TSM_{máxima}$), muestran una tendencia significativa al aumento de la temperatura superficial del mar diaria máxima (pendiente = 3.893e-10, $F(1, 8762)= 10.46$, $p<0.001$). Por el contrario, la temperatura superficial del mar diaria media y mínima y presentaron tendencias negativas significativas (pendiente TSM_{media} = -6.687e-10, $F(1, 15533)= 346.5$, $p< 0.001$; pendiente $TSM_{mínima}$ = -6.956e-10, $F(1, 8762)= 103$, $p<0.001$) (Fig. 3.1.2, Tabla 3.1.2).

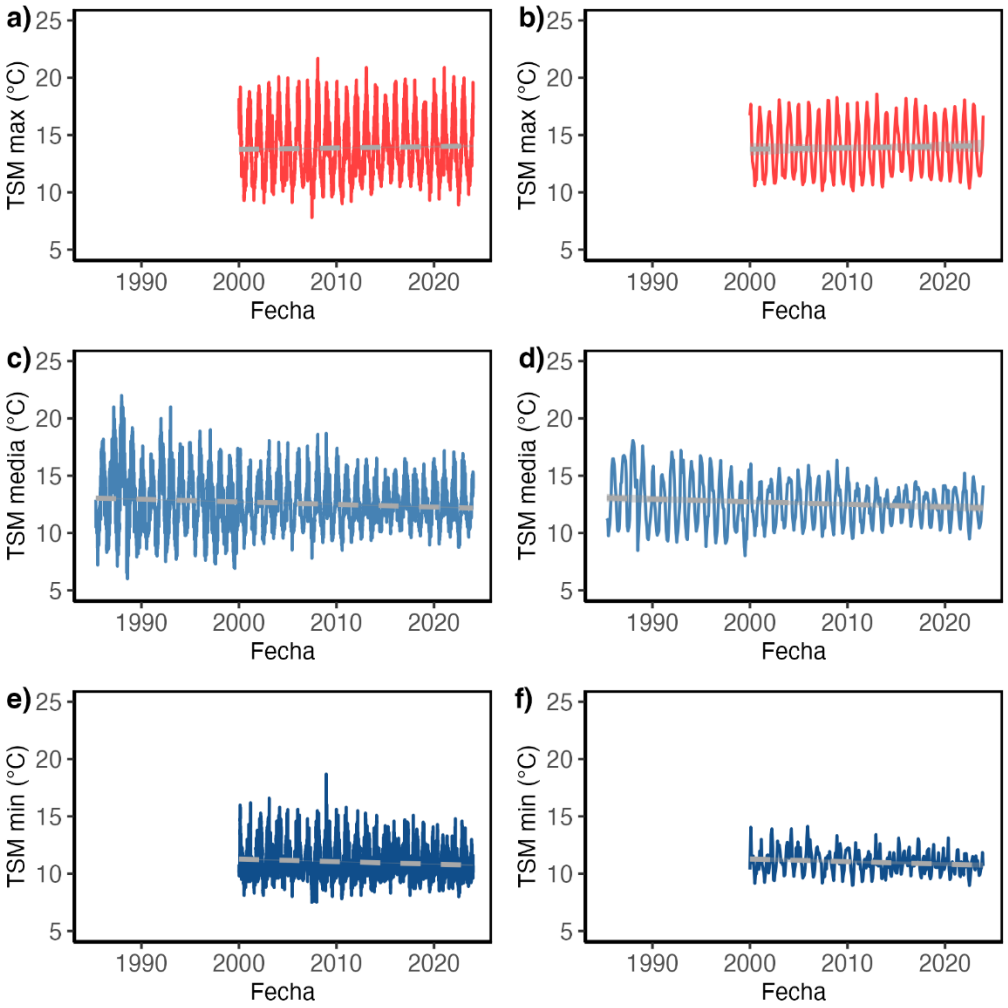


Figura 3.1.2. Serie de tiempo de temperatura superficial del mar (TSM, °C) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos (período mayo 1985 – diciembre 2023 para la TSM $_{media}$ y periodo enero 2000-junio 2023 para la TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la columna izquierda y los promedios mensuales de las series diarias en la columna izquierda. Las Figuras a) y b) muestran en líneas continuas rojas las series de tiempo para TSM máxima diaria y la media mensual de la TSM máxima diaria en las figuras a) y b). De manera similar las Figuras c) y d) muestran las series de tiempo para TSM media diaria y la media mensual de la TSM media diaria en líneas continuas color azul acero. Por último, las figuras e) y f) muestran las series de tiempo para TSM mínima diaria y la media mensual de la TSM mínima diaria en líneas continuas color azul oscuro. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95%, para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.2. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para la temperatura superficial del mar (TSM, °C) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2023 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000-junio 2023 para la (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. En aquellas series en que no se identificó ningún punto de cambio significativo, no se entregan valores de medias (situación indicada por guiones). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetros	Pendiente $_{OLS}$	U_{MK}	Pendiente $_{Sen}$	U*$_{Pettitt}$	Media
TSM $_{diaria}$					
máxima	3.893e-10**	0.0289***	3.6041e-05***	1985518*** 19/10/2011	[13.71 ; 14.1]
media	-6.687e-10***	-0.0669***	-4.24318e-05***	6335228*** 18/05/1996	[13.17;12.39]
mínima	-6.956e-10***	-0.0587***	-4.201681e-05***	2412647*** 14/05/2010	[11.21;10.81]
TSM $_{mensual}$					
máxima promedio	3. 841e-10^{ns}	0.0412^{ns}	0.001171^{ns}	2303^{ns}	[- ; -]
media promedio	-6.597e-10***	-0.0758*	-0.0015357*	7610^{ns}	[- ; -]
mínima promedio	-7.014e-10*	-0.0929*	-0.0017054*	3868* 01/04/2010	[11.21;10.85]

Para el caso de las series medias mensuales, no se observa una tendencia significativa para la temperatura superficial del mar máxima promedio (pendiente = 3.841e-10, F(1, 286)= 0.37, p= 0.5435). Por el contrario, la media mensual de la temperatura superficial del mar diaria media y la media mensual de la temperatura superficial del mar diaria mínima presentaron disminuciones significativas (pendiente TSM $_{media}$= -6.597e-10, F(1, 509)= 13.05, p< 0.001 y pendiente TSM $_{mínima}$ = -7.014e-10, F(1, 286)= 5.527, p = 0.01049). Al examinar los estimadores de tendencia de Mann-Kendall y la pendiente de Sen, se observaron tendencias significativas para temperatura superficial del mar diaria máxima (que aumenta), mientras que la temperatura superficial del mar diaria media y mínima disminuyen significativamente (Tabla 3.1.2). Para el caso de la temperatura superficial del mar a escala mensual, se observa una tendencia

significativa para TSM $_{media}$ y TSM $_{mínima}$ a escala mensual, observándose una disminución significativa en U_{MK} y Pendiente $_{Sen}$ (Tabla 3.1.2). Se observaron puntos de cambio significativos para la temperatura superficial del mar diaria, ubicándose en 18/05/1996 para TSM $_{diaria}$ media. En el caso de las temperaturas extremas, los puntos de quiebre se ubicaron en el 14/05/2010 (TSM $_{diaria}$ mínima) y el 19/10/2011 (TSM $_{diaria}$ máxima), siendo esta ultima la variable con mayor cambio, mostrando un aumento desde 13.71 °C a 14.1 °C (Tabla 3.1.2). A su vez, para la TSM $_{mensual}$ se observa un quiebre significativo para la TSM $_{mensual}$ mínima, ubicado en el 01/04/2010 (Tabla 3.1.2).

En la Figura 3.1.3, se muestra el gráfico del espectro de potencia estimado mediante la transformada de "*wavelet*". Este representa la distribución de la varianza asociada (descrito formalmente como el poder espectral o energía) en diferentes escalas y tiempos, con una escala de colores que va desde 0 (azul) al máximo observado (1.8, 2.5 y 1.9 en Figuras a), b) y c) respectivamente, representado mediante color rojo). En estos gráficos, las líneas negras muestran la presencia de periodicidades sostenidas en el tiempo, mientras los gráficos de contorno blanco muestran periodicidades significativamente distintas de lo simulado para una señal de ruido blanco. Por otra parte, en la Figura 3.1.4 se muestra el espectro de frecuencias medio, que resume la variabilidad observada a lo largo de la serie de tiempo. Se observa que la temperatura superficial máxima y media del mar presentan un único periodo significativo, correspondiente a la escala anual (Figs. 3.1.3 y 3.1.4), aunque esta última figura muestra algunas zonas de periodicidad más rápida que difieren significativamente de lo esperado bajo un proceso de ruido blanco. Cabe destacar que, en el caso de temperatura superficial media, el análisis detecta periodicidades anuales más claras en el periodo inicial de la serie de tiempo, con periodicidades anuales más marcadas en hasta el inicio de la década de 2000. Posterior a esa fecha, en nivel de poder espectral (o varianza explicada) que se asocia a la frecuencia anual, disminuye (Fig. 3.1.3a). En el caso de la temperatura superficial mínima, se observa un cambio en la frecuencia dominante después del año 2012, pasando de una dinámica con oscilaciones anuales (365 días a una dinámica con oscilaciones estacionales, de frecuencia aproximadamente semestral (~180-192 días) (Fig. 3.1.3c). Sumado a estas,

se observan oscilaciones intermitentes donde se evidencian periodicidades significativas de menor escala, consistentes con forzamiento de escala mareal o mensual (Figs. 3.1.3 y 3.1.4). Estos resultados indican la presencia de variación intra e inter anual para estas variables, lo que se evalúa en las Figuras 3.1.5 y 3.1.6 para los datos de escala diaria y mensual respectivamente.

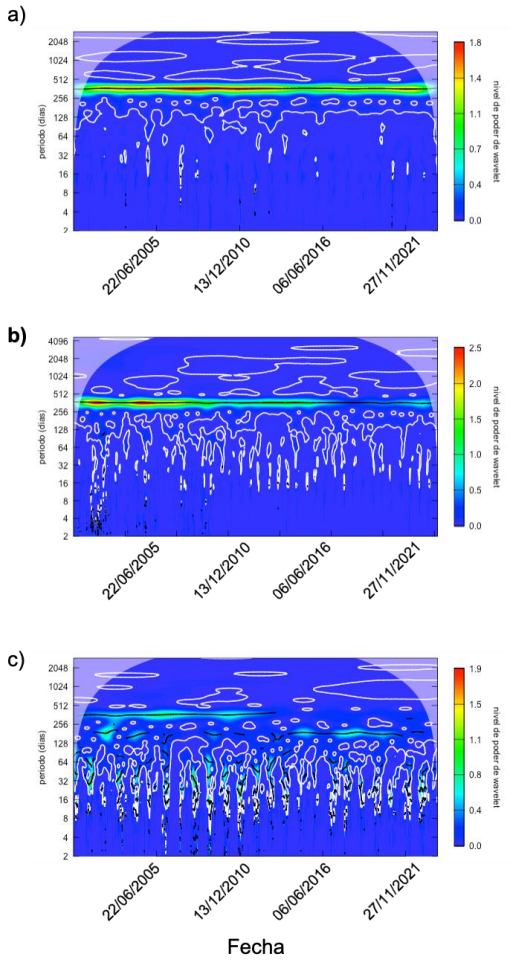


Figura 3.1.3. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2023 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000-diciembre 2023 para la (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima diaria, b) TSM media diaria y c) TSM mínima. Se muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

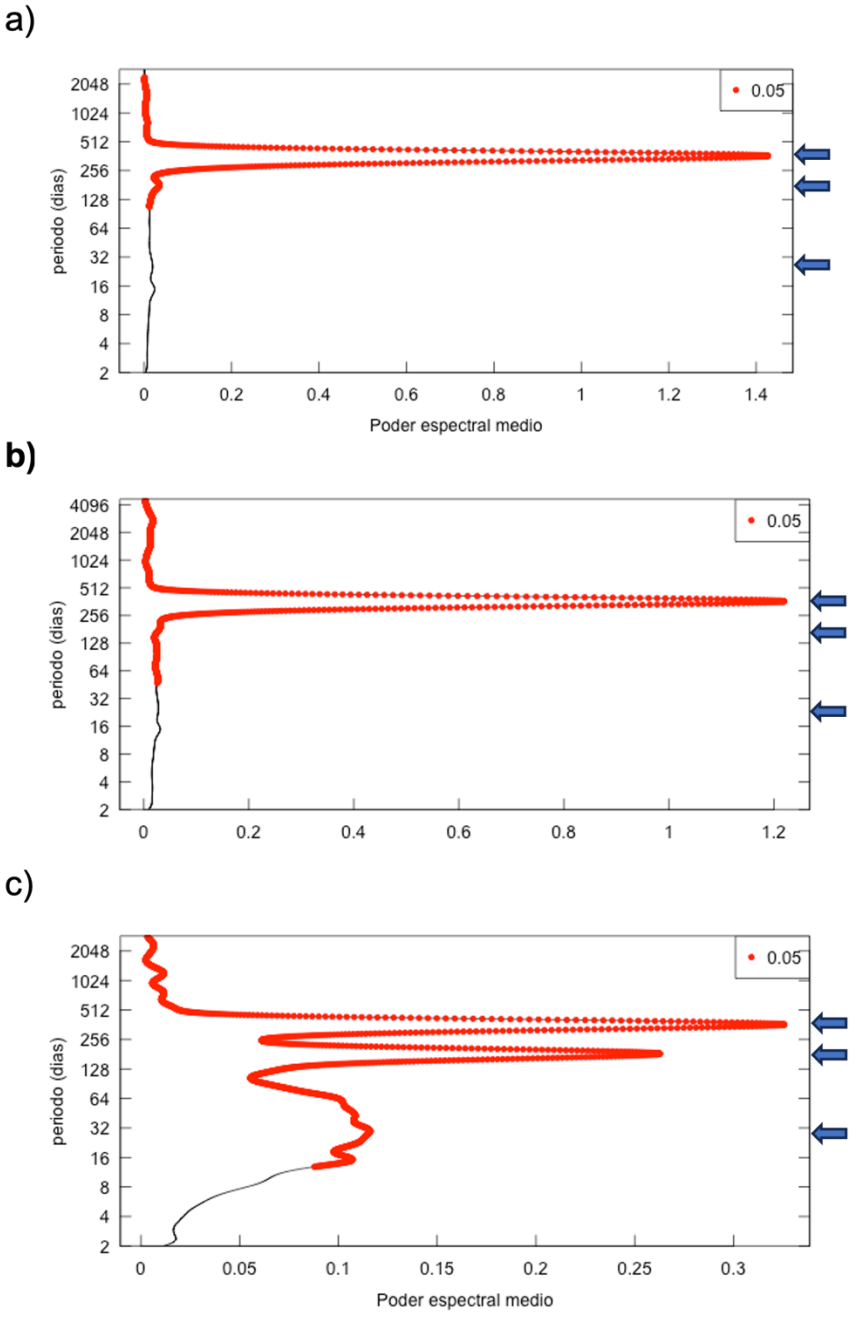


Figura 3.1.4. Análisis espectral promedio de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882°S, 73.4310°W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2023 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000-diciembre 2023 para la (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima diaria, b) TSM media diaria y c) TSM mínima. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que considera la Figura 3.1.3, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

En las Figuras 3.1.5 y 3.1.6 se observa que TSM $_{\text{máxima}}$ y TSM $_{\text{media}}$ presentan una clara variación estacional, con valores mínimos en los meses de invierno y máximos en meses de verano, mientras que para la TSM $_{\text{mínima}}$ se observan dos máximos, asociados a otoño y primavera. La significancia de estos patrones se evalúa mediante el ajuste de modelos GAM, los ajustes obtenidos se resumen en la Tabla 3.1.3. Como se observa en las Figuras 3.1.5 y 3.1.6, los tres descriptores de temperatura superficial del mar presentan una señal estacional significativa, lo que se evidencia en la significancia del término asociado a las funciones de suavizado no lineal mediante splines cubicas (s(DOY)). De igual manera, la década de referencia (2000) difiere significativamente de 0 en todos los casos, y adicionalmente se observan diferencias significativas entre décadas para ambas escalas (diaria versus mensual) y para las tres variables estudiadas, con aumentos para TSM máxima, y disminuciones para TSM mínima y TSM media, exceptuando la década del 2020 para esta TSM media (Tabla 3.1.3).

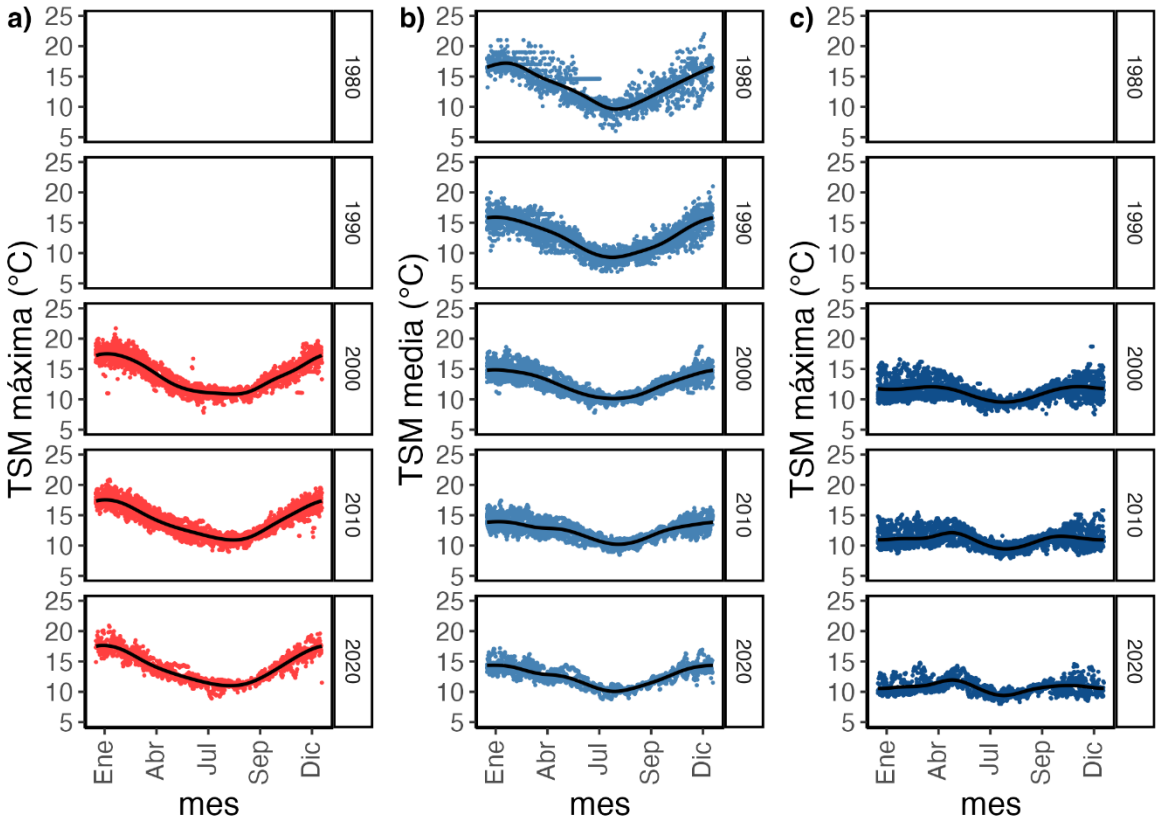


Figura 3.1.5. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura superficial del mar diaria (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2023 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000 – diciembre 2023 (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima diaria, b) TSM media diaria y c) TSM mínima diaria. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiéndose los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

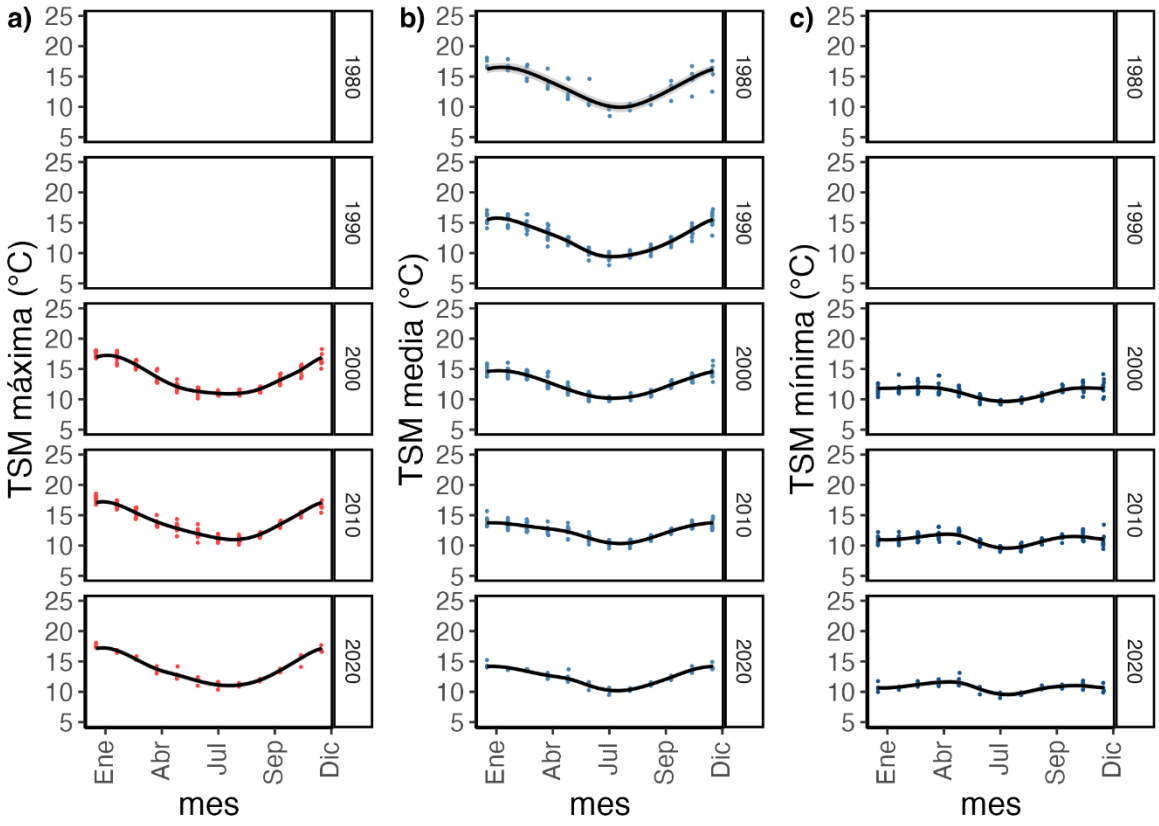


Figura 3.1.6. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura superficial del mar mensual (TSM) en el Puerto de Corral (39.8882° S, 73.4310° W), Región de Los Ríos para el período mayo 1985 – diciembre 2023 (TSM $_{media}$) y el periodo enero 2000 – diciembre 2023 (TSM $_{mínima}$ y TSM $_{máxima}$). La Figura muestra los resultados para a) TSM máxima promedio mensual, b) TSM media promedio mensual y c) TSM mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.3. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en la temperatura superficial del mar (TSM, °C) en el Puerto de Corral (39.8882°S, 73.4310°W), Región de Los Ríos. Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Parámetro	TSM máxima	TSM media	TSM mínima
TSM_{diaria}			
Intercepto	13.76±0.02***	13.32±0.03***	11.19±0.02***
1980		0.12±0.04 **	
1990		-0.67±0.04***	
2000		-0.78±0.04***	
2010	0.22±0.02***	-0.96±0.04***	-0.24±0.03***
2020	0.23±0.03***	-0.87±0.05 ***	-0.46±0.04***
s(DOY)	7.823	7.379	7.709
F_{gel}	F_8= 6901***	F_8 = 4416***	F_8= 423.2***
$R^2_{ajustado}$	0.863	0.703	0.289
$TSM_{mensual}$			
Intercepto	13.78±0.06***	13.34±0.14***	11.19±0.07***
1980		-0.11±0.18^{ns}	
1990		-0.67±0.16***	
2000		-0.79±0.16***	
2010	0.22±0.08**	-0.97±0.16***	-0.24±0.09*
2020	0.22±0.11*	-0.88±0.19***	-0.46±0.12**
s(DOY) F_{gel}	6.767	5.239	5.942
	F_8= 471.6***	F_8= 242***	F_8= 35.05***
$R^2_{ajustado}$	0.93	0.80	0.509

Temperatura del aire

Las Figuras 3.1.7 y 3.1.8 muestran la dinámica observada para la temperatura del aire en Isla Teja (periodo enero 1960 – diciembre de 2023) y el Aeropuerto Pichoy (periodo enero 1966 – diciembre 2023). En Isla Teja, ciudad de Valdivia, se observó una disminución significativa en la temperatura mínima del aire diaria (pendiente = -4.559e-05, F(1, 23374)= 161, p<0.001), al igual que en el caso de la serie mensual, que también presentan una tendencia significativa a la disminución en la temperatura mínima diaria promedio (pendiente = -4.748e-05***, F(1, 761)= 12.83, p<0.001). Estas disminuciones se

corroboraron también de acuerdo a los otros estimadores de tendencia calculados (Tabla 3.1.4).

Por otra parte, el Aeropuerto Pichoy muestra una tendencia significativa al aumento de la temperatura diaria máxima y mínima del aire (pendiente = 5.575e-10***, F(1, 20663)= 58.16, p< 0.001 y pendiente= 3.572e-10 *** F(1, 20663)= 37.5, p< 0.001 respectivamente), mientras que temperatura media diaria no presenta ninguna tendencia significativa (pendiente= 8.263e-11ns, F(1, 20663) = 1.804, p= 0.1793. A escala mensual, para el Aeropuerto Pichoy, no se observan tendencias significativas para la temperatura media mensual máxima, media o mínima ($T_{máxima}$: pendiente = 6.059e-10^{ns}, F(1, 679)= 3.14, p=0. 0.07684; T_{media}: pendiente = 9.535e-1^{ns}, F(1, 679)= 0.1081, p= 0.7424; $T_{mínima}$: pendiente = 3.148e-10^{ns}, F(1, 679)= 2.373, p= 0.1239). Al examinar los estimadores de tendencia, para la escala diaria y mensual se observa que tanto el estimador de Mann-Kendall como el de Sen entregan resultados consistentes con lo obtenido mediante la regresión lineal (Tabla 3.1.4). Al examinar los resultados de la prueba de puntos de cambio de Pettitt, se observaron puntos de cambio significativos para todas las variables con excepción de la Temperatura máxima del aire mensual en el Aeropuerto Pichoy (Tabla 3.1.4). Los puntos de cambio observados a escala diaria van desde el 18/10/1976 para la Temperatura máxima en Pichoy al 15/04/2016 para la Temperatura media en Pichoy. En el caso de las observaciones a escala mensual, los puntos de quiebre observados fueron el 01/04/2009 para la $T_{mínima}$ en Isla Teja y 01/03/2016 para la T_{media} y $_{mínima}$ en el Aeropuerto Pichoy. En general, la tendencia de cambio observada fue de aumento para la Temperatura máxima y mínima diarias en Pichoy, y de disminución para las demás variables con puntos de cambio significativos.

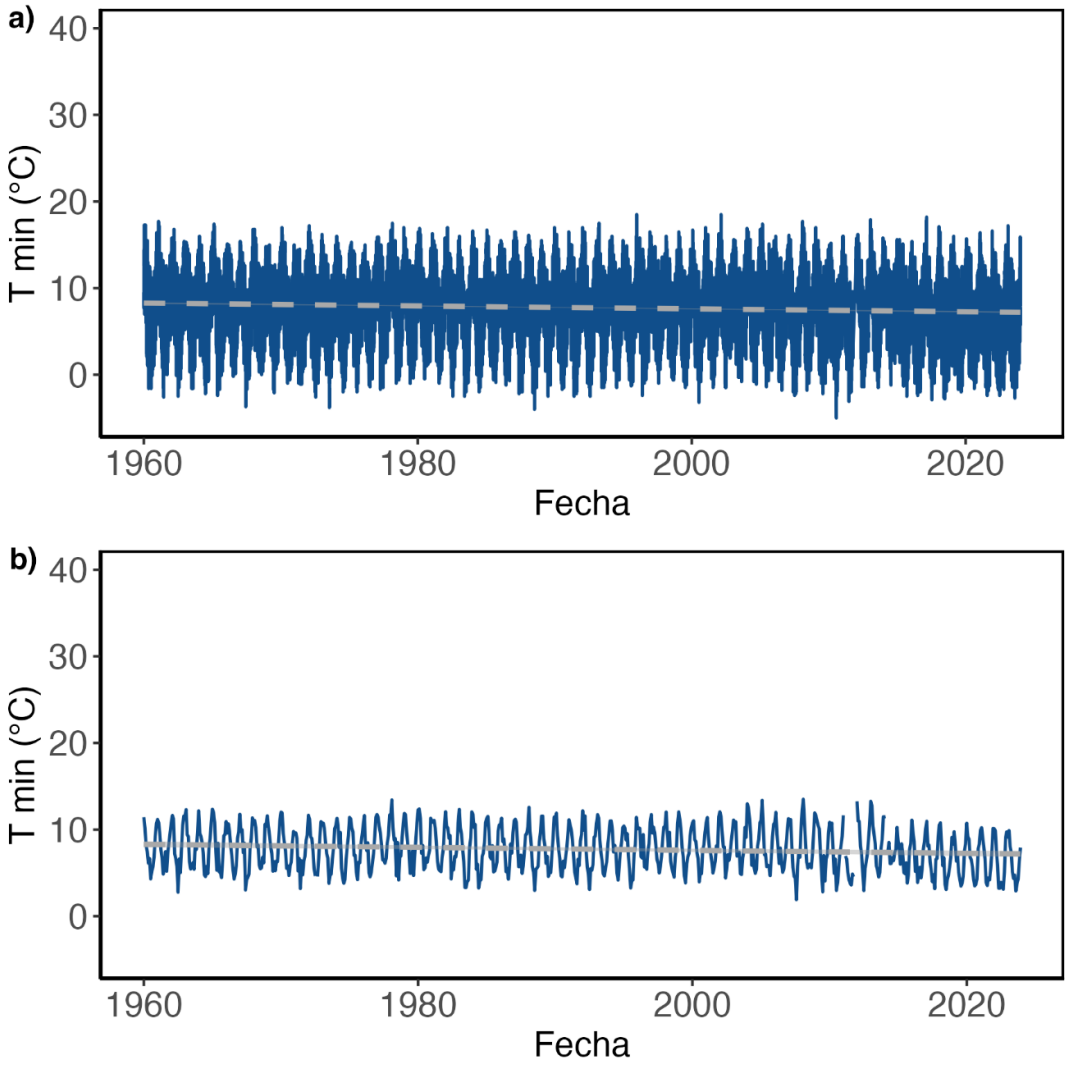


Figura 3.1.7. Serie de tiempo de temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023). La Figura muestra a) la serie de tiempo diaria de temperatura mínima diaria y b) la serie de tiempo mensual del promedio de temperatura mínima diaria, ambas en color azul oscuro. En ambas figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

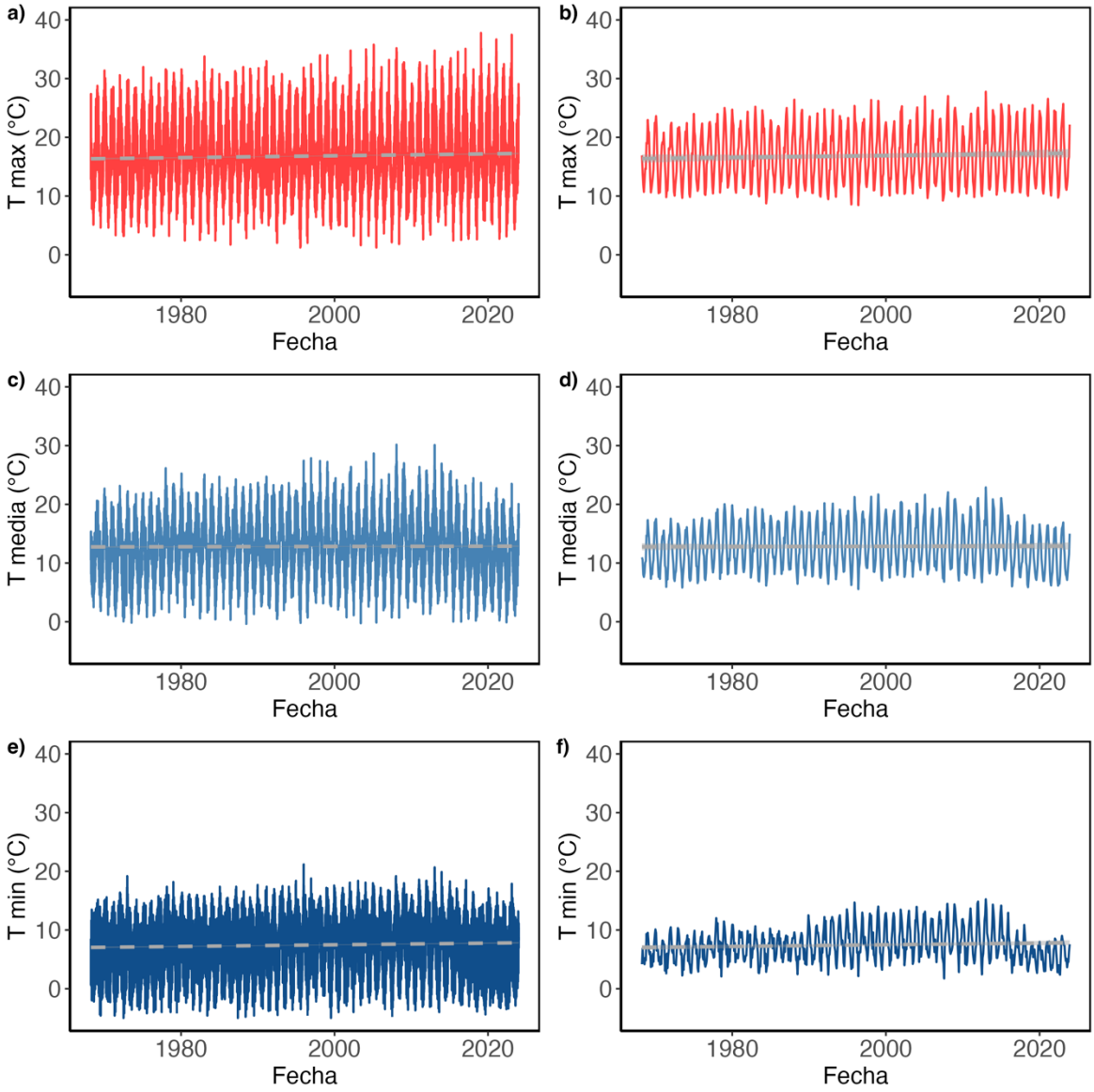


Figura 3.1.8. Serie de tiempo de la temperatura del aire (T, °C) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2023). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la columna izquierda y los promedios mensuales de las series diarias en la columna izquierda. Las Figuras a) y b) muestran en líneas continuas rojas las series de tiempo para T máxima diaria y la media mensual de T máxima diaria en las figuras. De manera similar las figuras c) y d) muestran las series de tiempo para T media diaria y la media mensual de la T media diaria en líneas continuas color azul acero. Por último, las Figuras e) y f) muestran las series de tiempo para T mínima diaria y la media mensual de la T mínima diaria en líneas continuas color azul oscuro. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.4. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. En aquellas series en que no se identificó ningún punto de cambio significativo, no se entregan valores de medias (situación representada por guiones). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Sitio	Parámetro	Pendiente $_{OLS}$	U_{MK}	Pendiente $_{Sen}$	$U^*_{Pettitt}$	Media
	diaria					
Isla Teja	mínima	-4.559e-05***	-0.0557***	-4.730928e-05***	14979440*** 09/05/2009	[7.97;6.96]
	máxima	6.289e-10***	0.0322***	4.363954e-05***	6191796*** 18/10/1976	[15.91;16.98]
Pichoy	media	8.029e-11^{ns}	0.00622^{ns}	7.389345e-06^{ns}	11562261*** 15/04/2016	[13.08;11.21]
	mínima	4.885e-10***	0.0296***	3.248335e-05***	14006696*** 19/10/1989	[6.84;7.85]
	mensual					
Isla Teja	mínima	-4.531e-05***	-0.0849***	-0.001429862***	24042*** 01/04/2009	[7.98;6.98]
	máxima	6.602e-10^{ns}	0.0458^{ns}	0.001630725^{ns}	8822^{ns} -	[- ; -]
Pichoy	media	7.673e-11^{ns}	0.00711^{ns}	0.0002203902^{ns}	15064*** 01/03/2016	[13.1;11.26]
	mínima	3.340e-10^{ns}	0.0316^{ns}	0.0006800317^{ns}	21355*** 01/03/2016	[7.73;5.89]

Por otra parte, al analizar el espectro de frecuencias, se observa que la Temperatura mínima en Isla Teja presenta un único periodo significativo, correspondiente a la escala anual (Fig. 3.1.9a), aunque esta última muestra algunas zonas de periodicidad más rápida que difieren significativamente de lo esperado bajo un proceso de ruido blanco. Si bien estas periodicidades más bajas muestran un grado de complejidad temporal, la única periodicidad dominante en el espectro medio es la correspondiente a la variación anual (Fig. 3.1.9b).

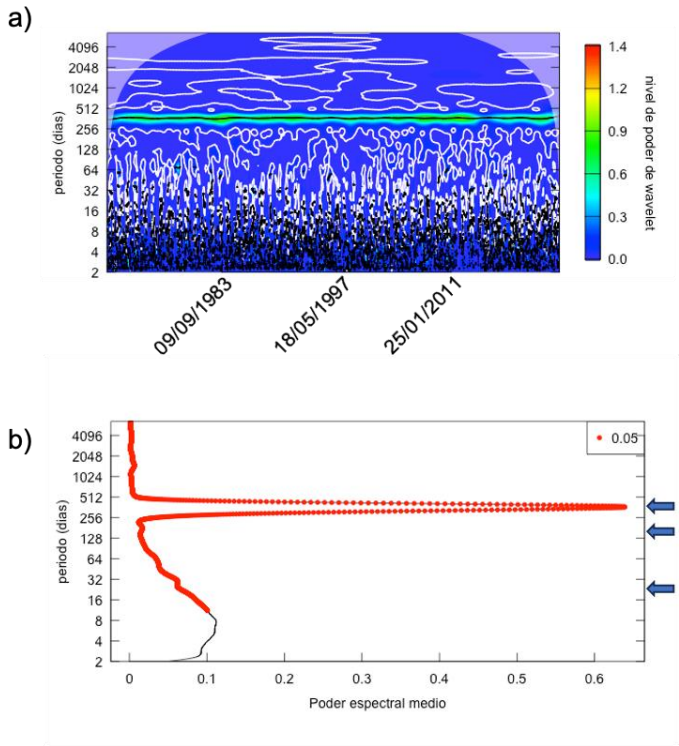


Figura 3.1.9. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023). La Figura a) muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas. La Figura b) muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

En el caso del espectro de frecuencias para las tres series de Temperatura del aire en el Aeropuerto Pichoy se observa un patrón cualitativamente similar, destacando la dominancia de la escala anual (Fig. 3.1.10), aunque se observa una mayor complejidad en el caso de la Temperatura mínima en el Aeropuerto Pichoy, que presenta un segundo máximo de frecuencia espectral correspondiente a la escala de variación semestral (Fig. 3.1.11).

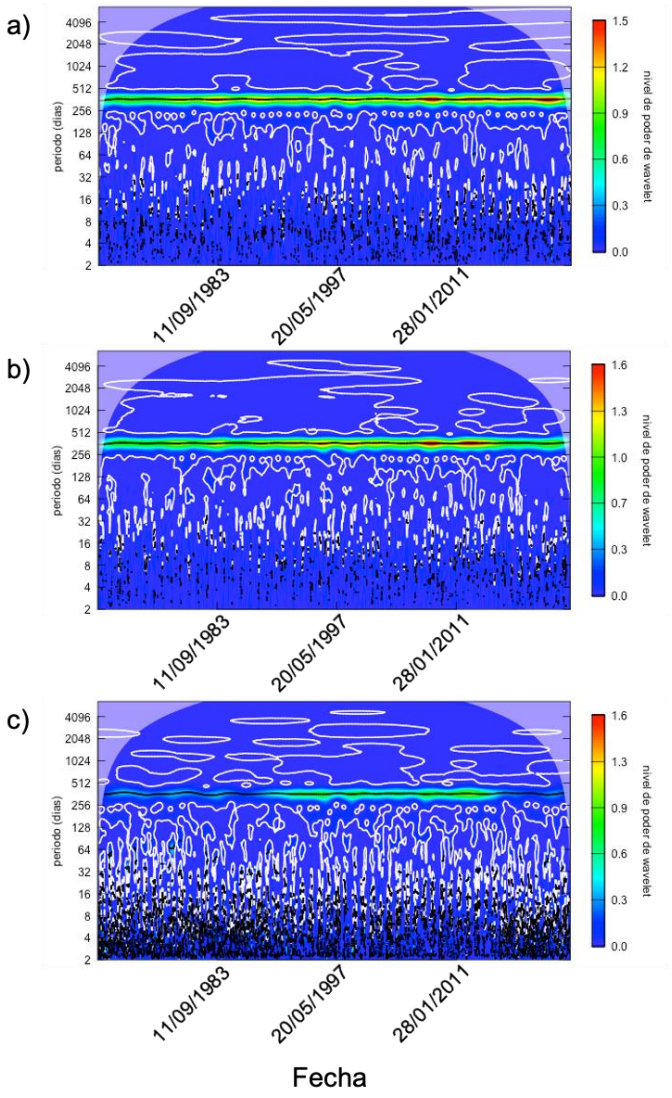


Figura 3.1.10. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la temperatura del aire (T, °C) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) T máxima diaria, b) T media diaria y c) T mínima. Se muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

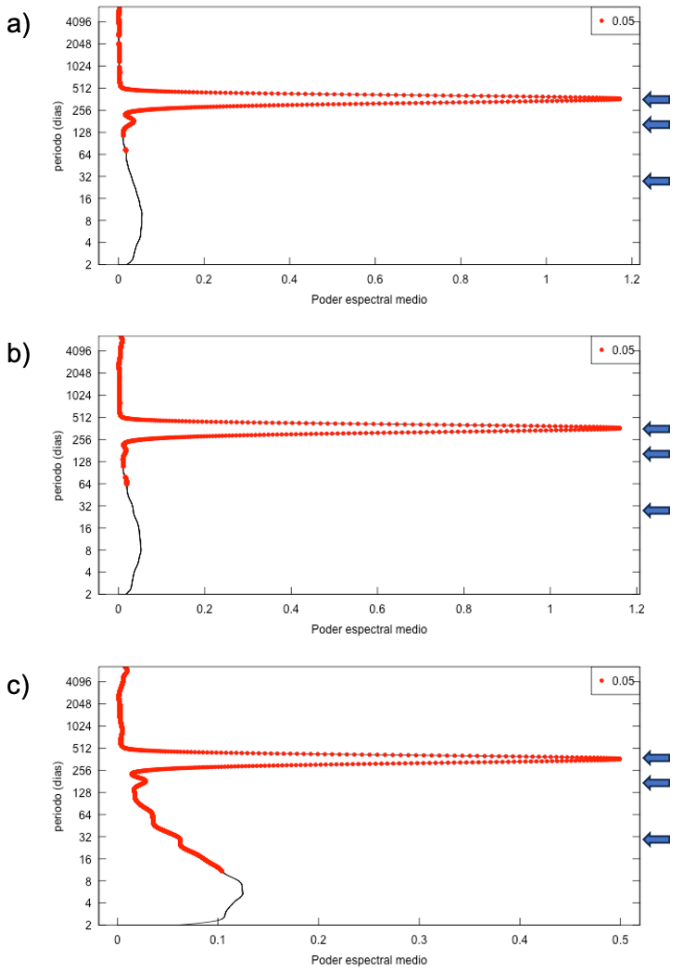


Figura 3.1.11. Análisis espectral promedio de la temperatura del aire (T, °C) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) T máxima diaria, b) T media diaria y c) T mínima. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que considera la Figura 3.1.10, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

De manera similar a lo observado para la Temperatura superficial del mar, los contornos de significancia señalan la presencia de periodos intermitentes donde se evidencian periodicidades significativas de menor escala (Figs. 3.1.9a y 3.1.10), que nuevamente sugieren la presencia de variación intra e inter anual para estas variables, lo que se evalúa en las Figuras 3.1.12 a 3.1.14 y la Tabla 3.1.5 para los datos de escala diaria

y mensual respectivamente. Como se observa en estas Figuras y la Tabla 3.1.5, los descriptores de temperatura del aire presentan una señal estacional significativa, como lo indica la significancia del término asociado a las funciones de suavizado no lineal mediante splines cubicas (s(DOY) presenta probabilidades significativas en ambas localidades y para todas las variables y escalas).

En el caso de Isla Teja y el Aeropuerto Pichoy, la década de referencia (1960) presenta valores de T mínima que difieren significativamente de 0 en todos los casos. En el caso de Isla Teja, solo se observan diferencias significativas para las décadas de 2010 y 2020, con disminuciones significativas para T mínima. En el caso del Aeropuerto Pichoy, la mayoría de las décadas presentan diferencias significativas, con una tendencia a presentar aumentos significativos para T mínima, T media y T máxima, con excepción de los datos para la década de 2020, que en general presentan disminuciones significativas (Figs. 3.1.12 a 3.1.14, Tabla 3.1.5).

Una tendencia cualitativa observada en estas figuras es la disminución en la amplitud a través del tiempo, con las décadas más recientes tendiendo a presentar una menor amplitud a lo largo del ciclo estacional. Sin embargo, esta no fue evaluada explícitamente y se explorara en mayor detalle en informes futuros, para poder determinar su significancia estadística y evaluar posibles similitudes o diferencias entre los tres descriptores estudiados (máxima, media y mínima).

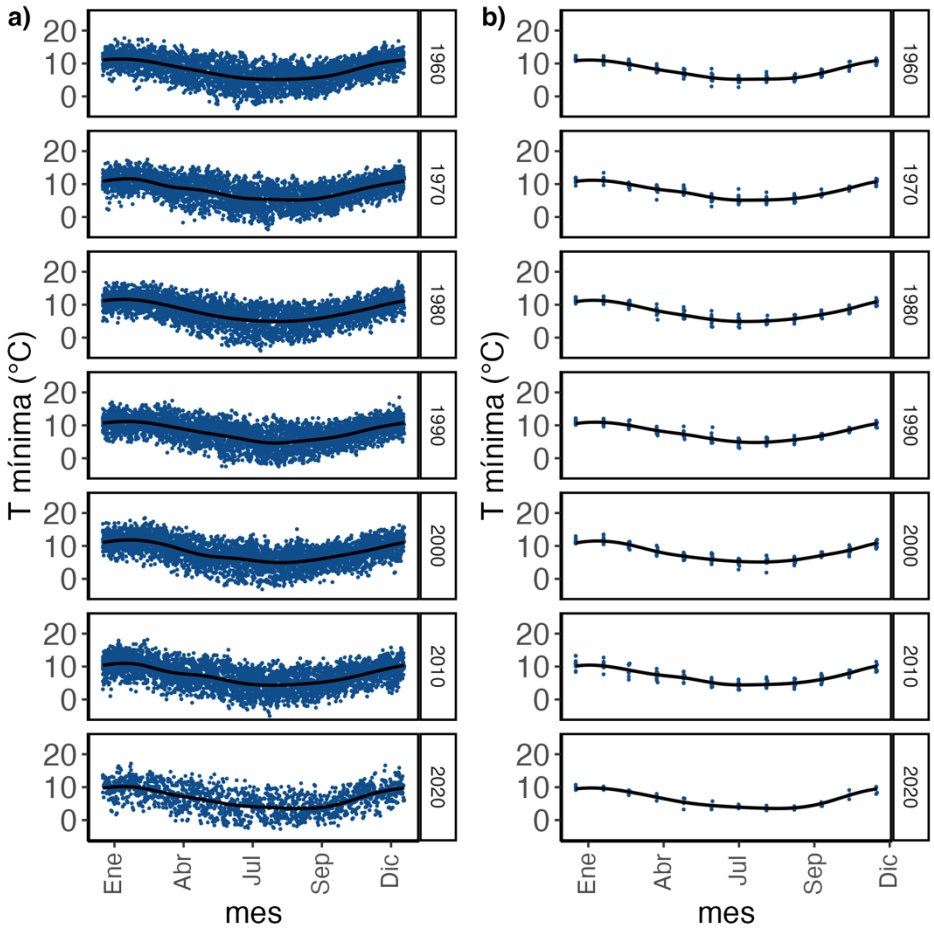


Figura 3.1.12. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura mínima del aire (T) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) T mínima diaria, b) T mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

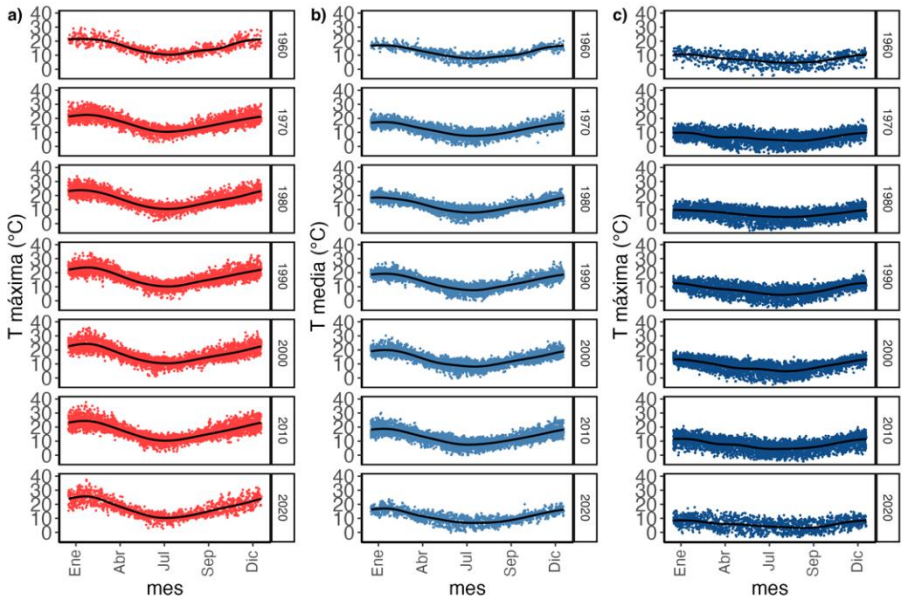


Figura 3.1.13. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura del aire (T) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) T máxima diaria, b) T media diaria y c) T mínima diaria. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

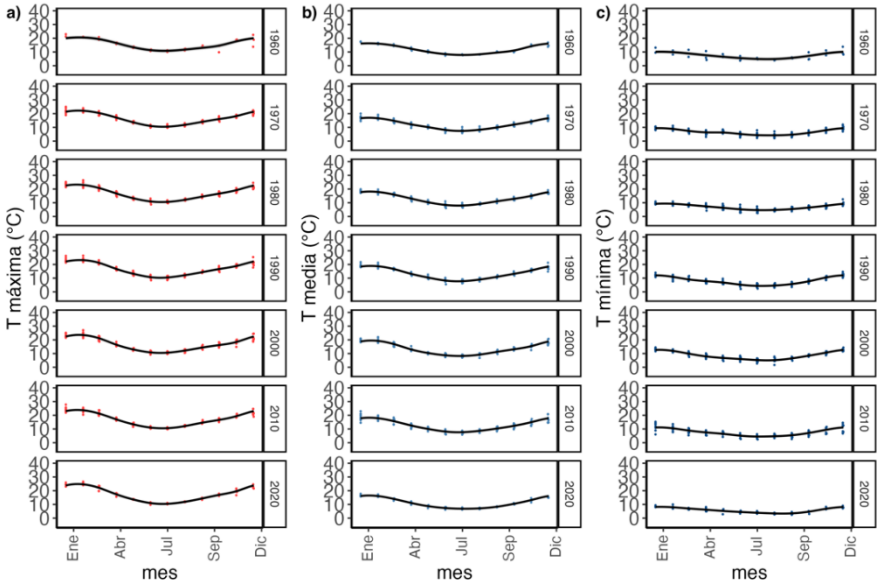


Figura 3.1.14. Análisis de variación estacional y decadal de la temperatura del aire (T) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1966 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) T máxima promedio mensual, b) T media promedio mensual y c) T mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.5. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en la temperatura del aire (T °C) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respetivamente). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Isla Teja	Pichoy		
	T mínima	T máxima	T media	T mínima
T_{diaria}				
Intercepto	7.95±0.05***	16.25±0.1***	12.26±0.08***	7.33±0.12***
1970	0.05±0.07^{ns}	0.19±0.11^{ns}	-0.03±0.09^{ns}	-0.67±0.13***
1980	-0.05±0.07^{ns}	0.61±0.11***	0.8±0.09***	-0.31±0.13*
1990	-0.09±0.07^{ns}	0.51±0.11***	1.07±0.09***	0.74±0.13***
2000	0.08±0.07^{ns}	0.51±0.11***	1.29±0.09***	1.3±0.13***
2010	-0.74±0.07***	0.82±0.11***	0.5±0.09***	0.29±0.13*
2020	-1.45±0.09***	1.12±0.13***	-1.09±0.11***	-1.65±0.15***
s(DOY)	7.536	7.502	7.243	7.369
F	F= 1753***	F= 5807***	F= 5539***	F= 1014***
$R^2_{ajustado}$	0.383	0.693	0.688	0.307
$T_{mensual}$				
Intercepto	7.95±0.09***	15.86±0.22***	12.12±0.21***	7.53±0.25***
1970	0.05±0.13^{ns}	0.62±0.25*	0.14±0.23^{ns}	-0.86±0.28**
1980	-0.04±0.13^{ns}	1.04±0.25***	0.96±0.23***	-0.50±0.28^{ns}
1990	-0.09±0.13^{ns}	0.94±0.25***	1.24±0.23***	0.55±0.28*
2000	0.09±0.13^{ns}	0.94±0.25***	1.46±0.23***	1.13±0.28***
2010	-0.73±0.13***	1.26±0.25***	0.66±0.23**	0.10±0.28^{ns}
2020	-1.48±0.17***	1.6±0.29***	-0.9±0.27***	-1.82±0.32***
s(DOY)	7.441	7.201	7.105	6.641
F	F= 458.8***	F= 1033***	F= 827.2***	F= 210.6***
$R^2_{ajustado}$	0.833	0.924	0.909	0.737

Precipitación acumulada

La Figura 3.1.15 muestra la dinámica observada para la precipitación acumulada a escala diaria (a y b) y mensual (c y d) en Isla Teja (periodo enero 1960 – diciembre de 2023) y el Aeropuerto Pichoy (periodo enero 1966 – diciembre 2023). Al examinar la tendencia temporal en la precipitación diaria, se observa una disminución significativa para la estación de Isla Teja en Valdivia, (pendiente = -6.432e-10, $F(1, 23347)= 12.88$, $p<0.001$). De igual manera, en el Aeropuerto Pichoy se observa una tendencia a la disminución de la precipitación diaria, la que sin embargo no es significativa (pendiente = -1.322e-10, $F(1, 20719)= 0.8741$, $p = 0.35$). En el caso de las series medias mensuales, se observa una tendencia significativa a la disminución de la precipitación acumulada mensual en la Isla Teja (pendiente = -2.006e-08*, $F(1, 766)= 4.603$, $p<0.05$), mientras no se observa una tendencia significativas para la precipitación acumulada mensual mínima en el Aeropuerto Pichoy (pendiente = -2.707e-09ns, $F(1, 681)= 0.006295$, $p= 0.7731$). En la Tabla 3.1.6 se analizan los demás estimadores de tendencia y de puntos de cambio para la precipitación acumulada diaria y mensual. Al examinarlos, se observa que a escala diaria el indicador de Mann-Kendall indica una tendencia negativa significativa en el Aeropuerto de Pichoy para los datos diarios, mientras que para los datos mensuales se observa una tendencia positiva significativa en Isla Teja. En el caso del indicador de pendiente de Sen, no se observaron pendientes significativas para ninguna de las series de tiempo. Finalmente, solo se observó un punto de quiebre significativo para los datos de escala diaria del Aeropuerto Pichoy, con aumento muy leve (0.26 mm).

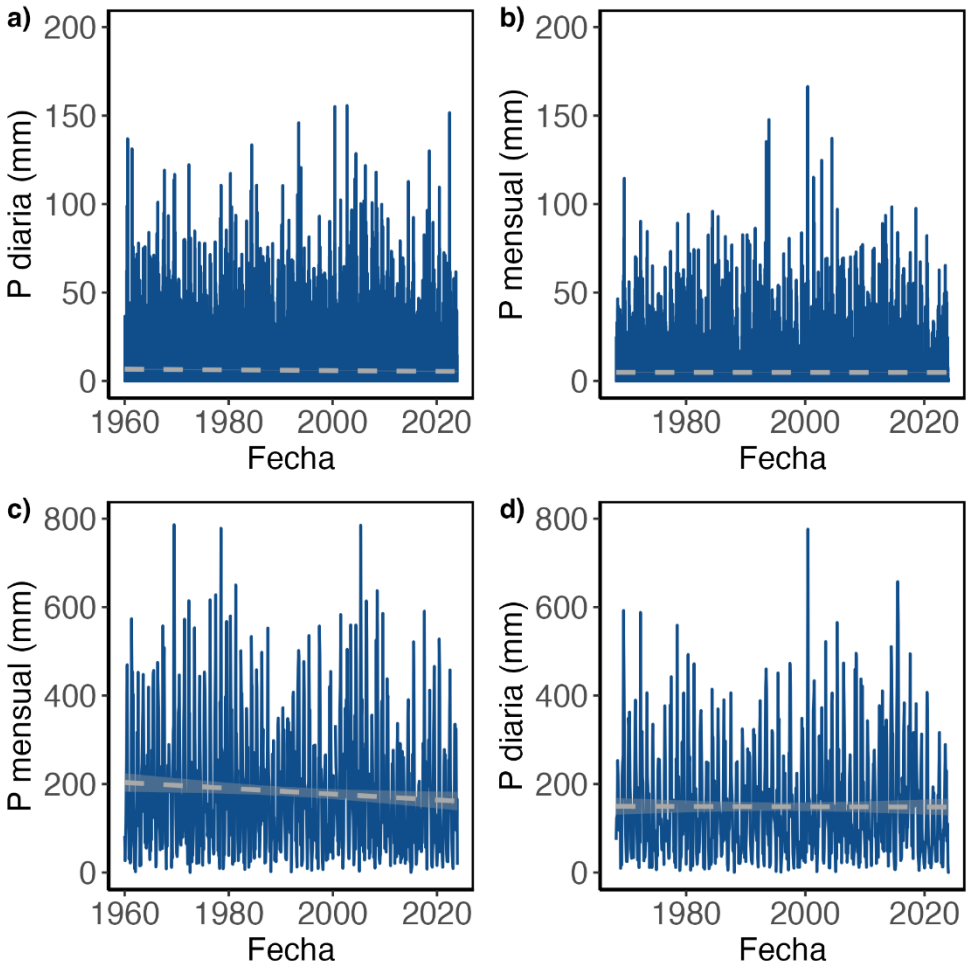


Figura 3.1.15. Serie de tiempo de la precipitación (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79 °S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la columna izquierda y los promedios mensuales de las series diarias en la columna derecha. Las Figuras a) y b) muestran en líneas continuas las series de tiempo para la precipitación diaria y mensual en Isla Teja, mientras que las figuras c) y d) muestran en líneas continuas las series de tiempo para la precipitación diaria y mensual en el Aeropuerto Pichoy, todas en líneas continuas color azul acero. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.6. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para la precipitación (mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. En aquellas series en que no se identificó ningún punto de cambio significativo, no se entregan valores de medias (situación representada por guiones). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Pendiente $_{OLS}$	U_{MK}	Pendiente$_{Sen}$	U*$_{Pettitt}$	Media
P $_{diaria}$					
Isla Teja	-6.432e-10***	-0.00387^{ns}	0^{ns}	2612197^{ns}	[- ; -]
Pichoy	-1.322e-10^{ns}	-0.0541*	0^{ns}	14243413*** 27/04/2012	[4.87;5.13]
P $_{mensual}$					
Isla Teja	-2.006e-08*	0.0639 ***	0^{ns}	16613	[- ; -]
Pichoy	-2.707e-09^{ns}	-0.0107^{ns}	-0.012^{ns}	10563^{ns}	[- ; -]

Dados estos resultados contrastantes, se evaluó la presencia de periodicidades significativas, conforme se ilustra en las Figuras 3.1.16 y 3.1.17. Como se aprecia en la Figura 3.1.16, el análisis espectral mediante wavelet presenta varios contornos que ilustran periodicidades significativas con respecto a las simulaciones bajo ruido blanco. Si bien estas no muestran máximos de varianza o poder espectral claros (Fig. 3.1.16), el espectro medio revela la presencia de dos escalas dominantes de periodicidad, correspondientes a periodos anuales y semestrales (Fig. 3.1.17).

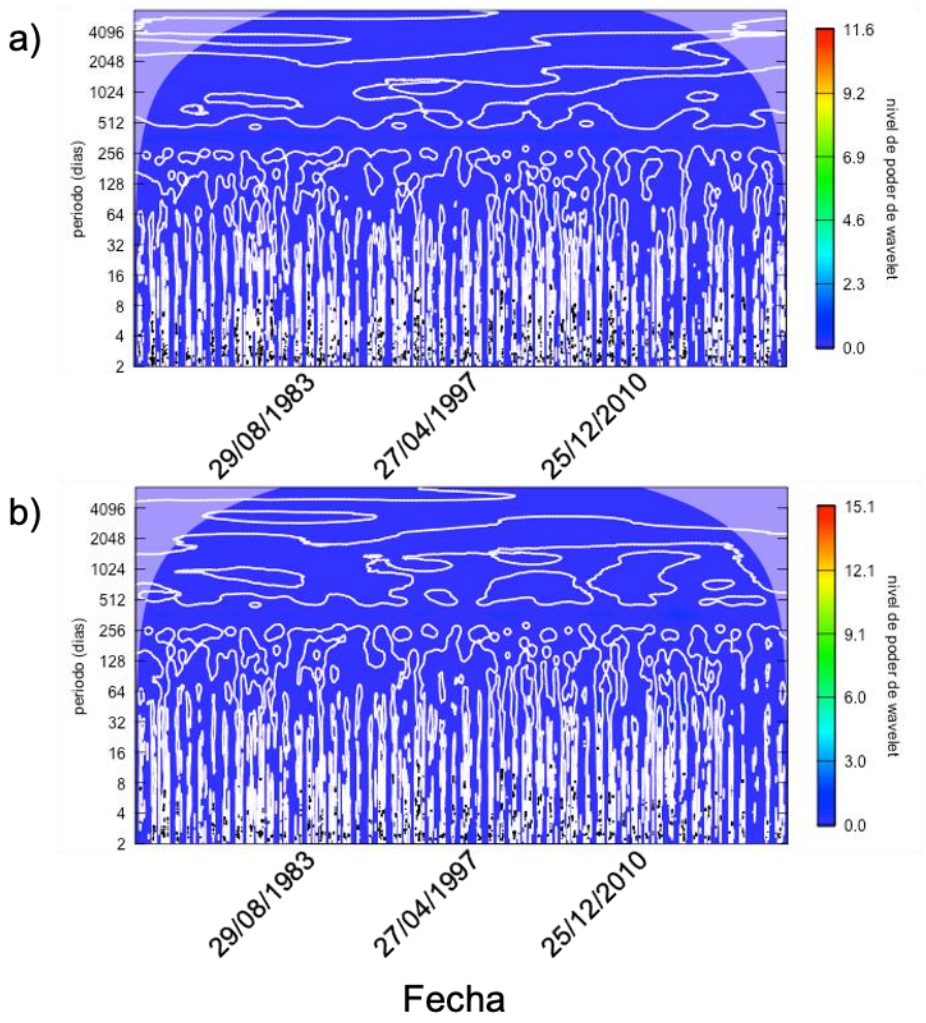


Figura 3.1.16. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la precipitación (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

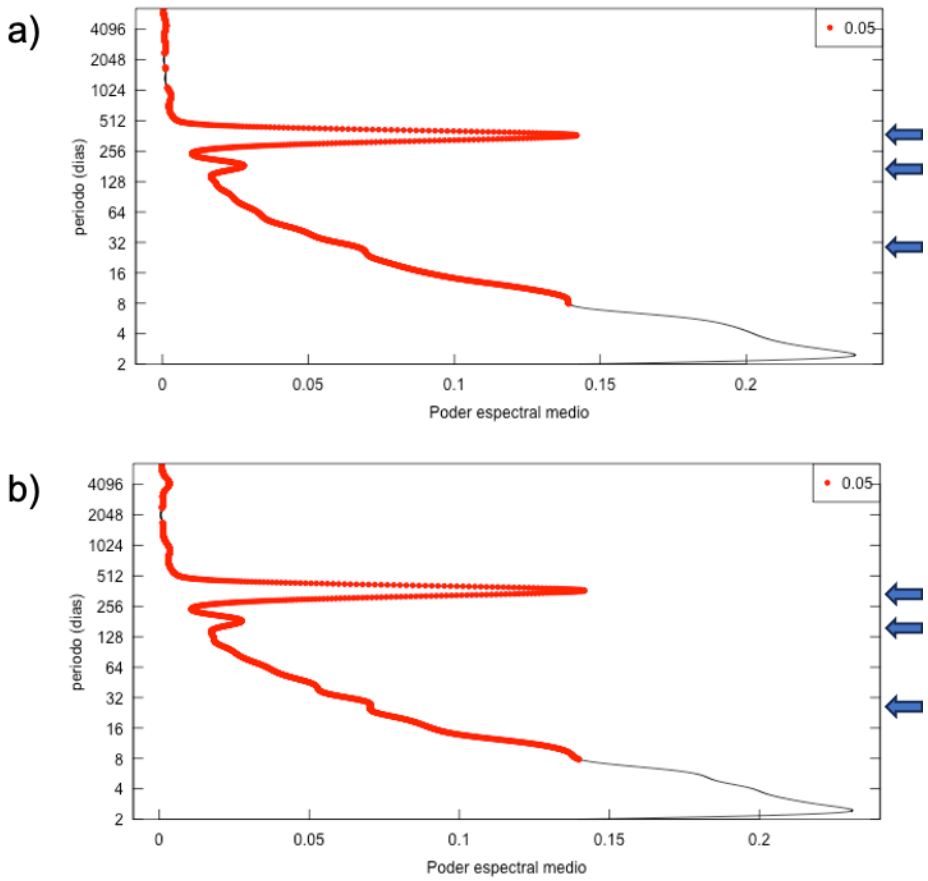


Figura 3.1.17. Análisis espectral promedio de la precipitación (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que considera la Figura 3.1.10, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

Dada la presencia de patrón un patrón de variación a escalas semestrales y anuales, se procedió a realizar el análisis la variabilidad estacional e inter decadal en la precipitación en estas dos estaciones, el que se ilustra en las Figuras 3.1.18 y 3.1.19. Como se aprecia en la Figura 3.1.18, la variación estacional diaria es mucho más ruidosa para ambas localidades, por lo que el ajuste de regresión GAM da cuenta de menor porcentaje de varianza, pero aun así es significativa (Tabla 3.1.7). Al examinar la variación estacional

de los datos acumulados a escala mensual, se observa un patrón más claro, que también es significativo.

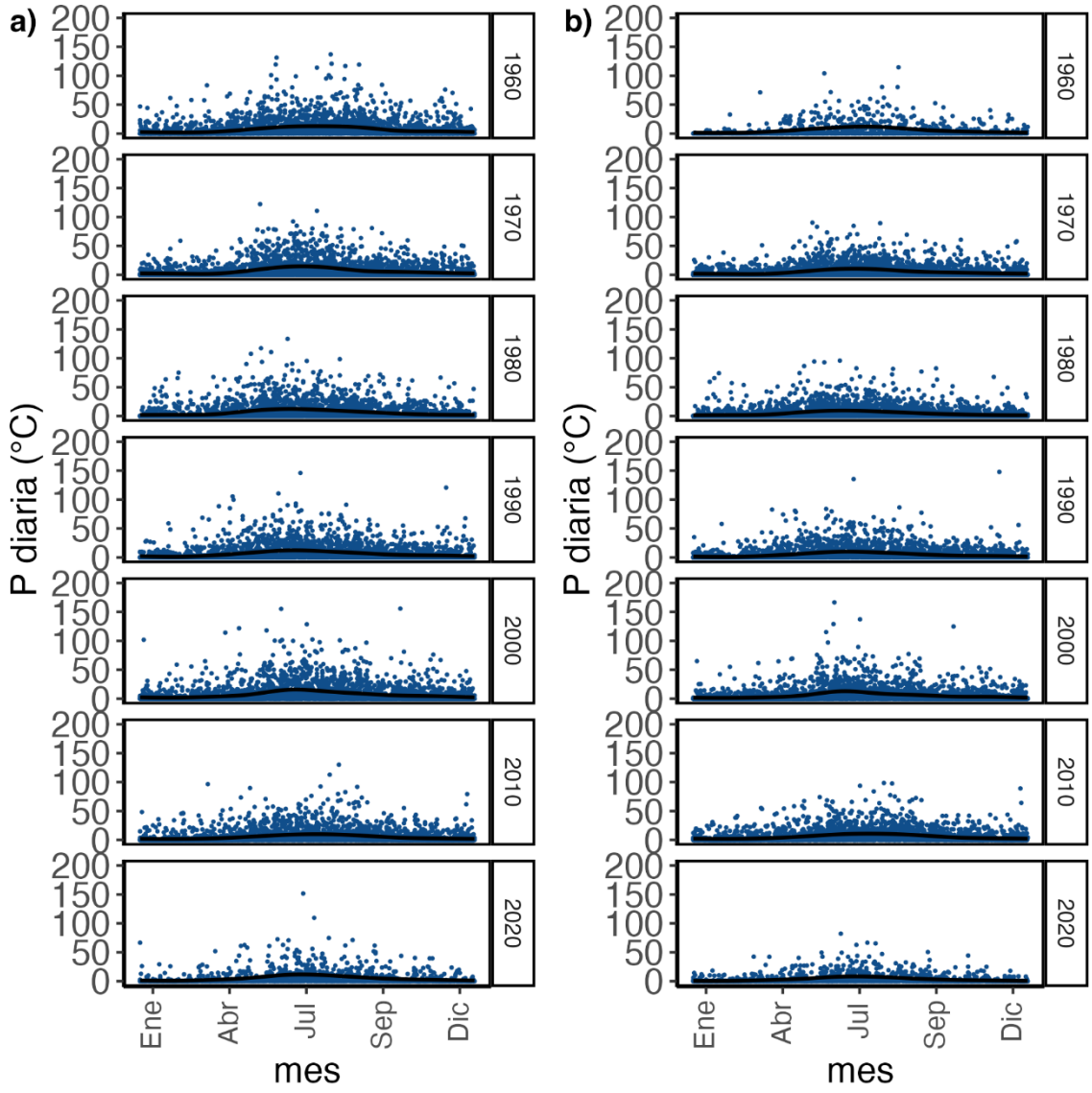


Figura 3.1.18. Análisis de variación estacional y decadal de la precipitación diaria (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

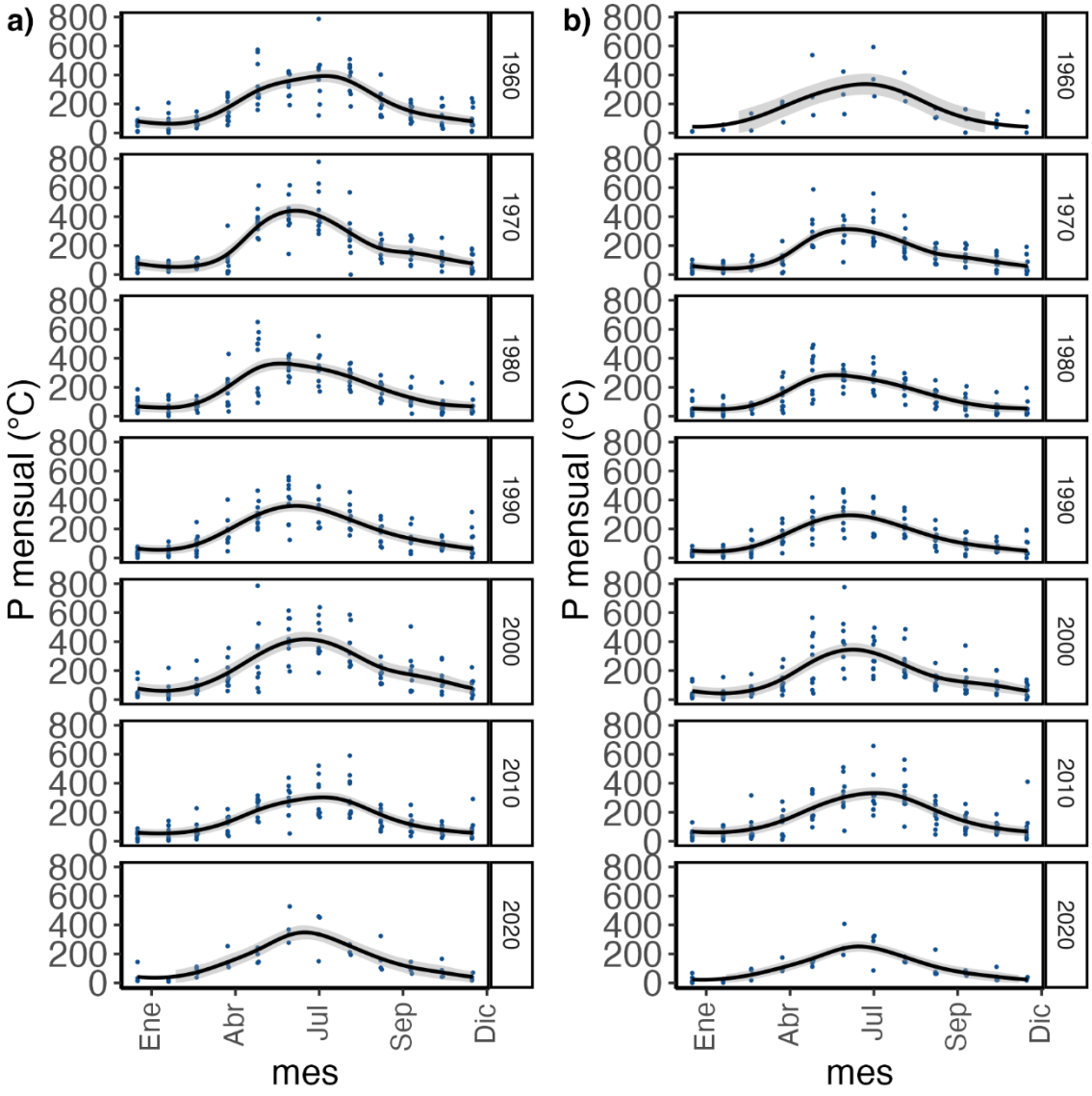


Figura 3.1.19. Análisis de variación estacional y decadal de la precipitación mensual (P, mm) en la estación de Isla Teja, Valdivia (39.79°S, 73.25°W) y el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722 °W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). La Figura muestra los resultados para a) Isla Teja y b) Aeropuerto Pichoy. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. La línea negra muestra el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

De manera similar a lo observado para la Temperatura del aire, la década de referencia (1960) presenta valores Precipitación acumulada que difieren

significativamente de 0 en todos los casos (escala diaria y mensual). En el caso de Isla Teja, solo se observan diferencias significativas en la precipitación diaria para las décadas de 1990, 2010 y 2020, con disminuciones significativas, mientras que en el caso del Aeropuerto Pichoy, se observan disminuciones significativas para las décadas de 1980, 1990 y 2020.

Tabla 3.1.7. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en la precipitación (mm) en el Aeropuerto Pichoy (39.65667°S, 73.08722°W), Región de Los Ríos (período enero 1960 – diciembre 2023 y enero 1966 – diciembre 2023 respectivamente). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Isla Teja	Pichoy
P_{diaria}		
Intercepto (1960)	6.52±0.2***	5.58±0.33***
1970	-0.16±0.29 ^{ns}	-0.72±0.37 ^{ns}
1980	-0.53±0.29 ^{ns}	-0.97±0.37**
1990	-0.64±0.29*	-0.87±0.37*
2000	0.37±0.29 ^{ns}	-0.34±0.37 ^{ns}
2010	-1.53±0.29***	-0.02±0.37^{ns}
2020	-1.48±0.38***	-2.00±0.42***
s(DOY)	7.391	7.184
F	F= 280.7***	F= 250.4***
$R^2_{ajustado}$	0.0896	0.0907
$P_{mensual}$		
Intercepto (1960)	198.33±8.83***	163.65±14.66***
1970	-4.84±12.48^{ns}	-15.80±16.51^{ns}
1980	-16.01±12.48^{ns}	-23.37±16.51^{ns}
1990	-19.59±12.48^{ns}	-20.39±16.51^{ns}
2000	11.21±12.48^{ns}	-4.37±16.51^{ns}
2010	-46.50±12.48***	5.41±16.51^{ns}
2020	-47.83±16.51**	-55.14±18.84***
s(DOY)	6.888	6.554
F	F= 136.3***	F= 108.4***
$R^2_{ajustado}$	0.593	0.566

En el caso de los datos mensuales y para Isla Teja solo se observan disminuciones significativas en las décadas de 2010 y 2020, mientras que en el Aeropuerto Pichoy solo se observa una disminución significativa en la década del 2020 (Figs. 3.1.18 y 3.1.19, Tabla 3.1.7). Estos resultados ilustran un cierto grado de heterogeneidad entre las dos localidades estudiadas, Isla Teja y Pichoy, pese a la escasa distancia que las separa.

Altura y Caudal de la columna de agua

Las Figura 3.1.20 y 3.1.21 muestran la dinámica observada para la altura de la columna de agua (máxima y mínima) del río Cruces y el caudal de agua, registradas entre enero de 2000 y diciembre 2023 y entre mayo de 1969 y diciembre de 2023 respectivamente. La altura máxima y mínima del espejo de agua muestran un patrón de variación cíclico con una tendencia a disminuir en el tiempo, tanto para los datos de escala diaria como los datos de escala mensual (Fig. 3.1.20). De manera similar, el caudal de agua también muestra un patrón de variación cíclico con una tendencia a disminuir en el tiempo (Fig. 3.1.21). Al examinar la tendencia temporal en el nivel del agua mínimo y máximo en la estación de Rucaco, se observa una disminución significativa tanto a escala diaria como mensual, patrón que es consistente para todos los indicadores de tendencia evaluados (Tabla 3.1.8).

La altura de la columna de agua mostró disminuciones significativas, tanto para los datos analizados a escala diaria (pendiente $A_{máxima}$ = -4.481e-10, $F(1, 8723)= 187.7$, $p<0.001$; $A_{mínima}$ = -4.342 e-10, $F(1, 8723)= 222.7$, $p<0.001$), como para los datos analizados a escala mensual (pendiente $A_{máxima}$ = -4.497 e-10, $F(1, 285)= 7.969$, $p<0.006$; $A_{mínima}$ = -4.354 e-10, $F(1, 285)= 9.072$, $p<0.003$). De igual manera, el caudal (m^3s^{-1}) de la columna de agua del río Cruces presentó disminuciones significativas a las dos escalas estudiadas (pendiente C_{diario} = -1.995 e-08, $F(1, 20082)= 224$, $p<0.001$; $C_{mensual}$ = -1.984 e-08, $F(1, 658)= 10.64$, $p<0.001$). Al examinar los tres indicadores de tendencia se observaron resultados consistentes entre sí, con disminuciones significativas tanto en la Altura de la columna de agua como el caudal (Tabla 3.1.8). Así, todos los puntos de cambio

identificados fueron significativos, presentando medias menores en la segunda sección de la serie de tiempo (Tabla 3.1.8). Sumado a ello, se observa una tendencia a presentar menor grado de variación en la segunda mitad de las series, por lo que se procedió a evaluar la presencia (y eventuales cambios) de periodicidades significativas para estas variables.

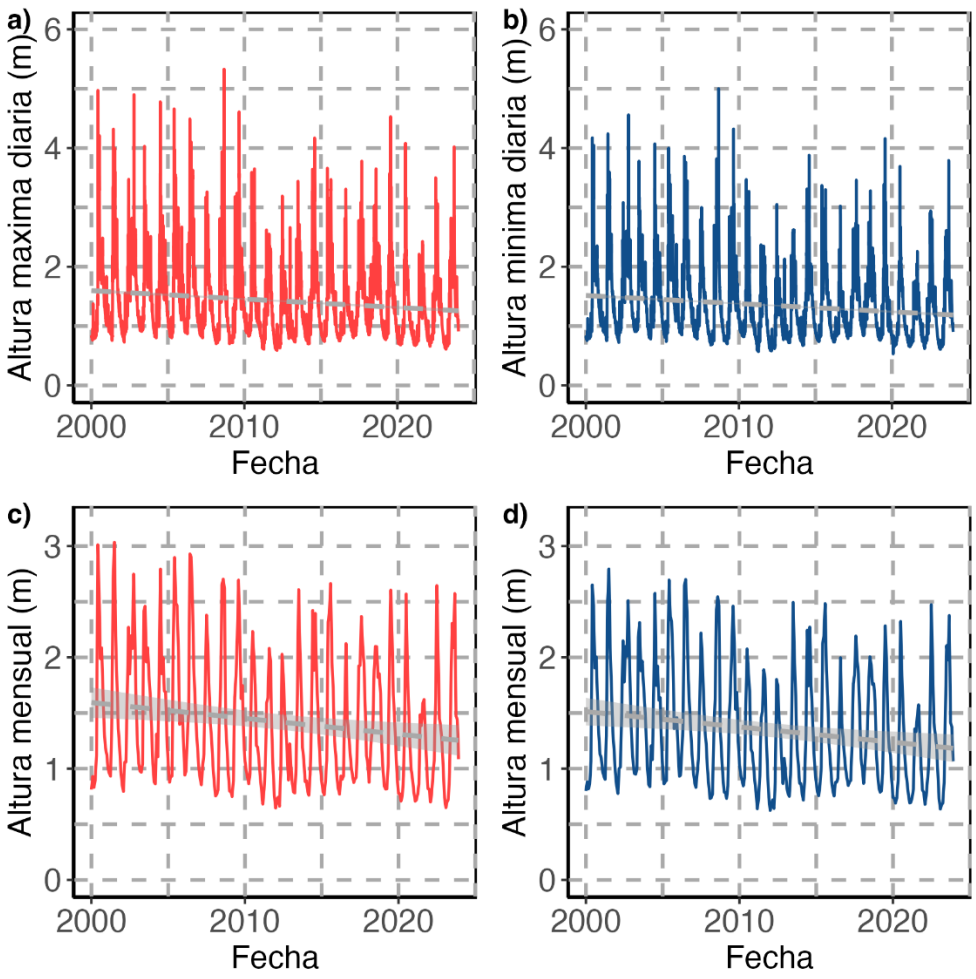


Figura 3.1.20. Serie de tiempo de la altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023). La Figura muestra las series de tiempo diarias en la primera fila, los promedios mensuales de las series diarias en la segunda fila de gráficos. Las figuras a) y b) muestran en líneas continuas rojas las series de tiempo para la altura máxima y mínima diarias, mientras que las figuras c) y d) muestran los promedios mensuales para la altura máxima y mínima. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal. Se incorporan lineas punteadas de guia para facilitar la comparación entre graficas de las dos columnas

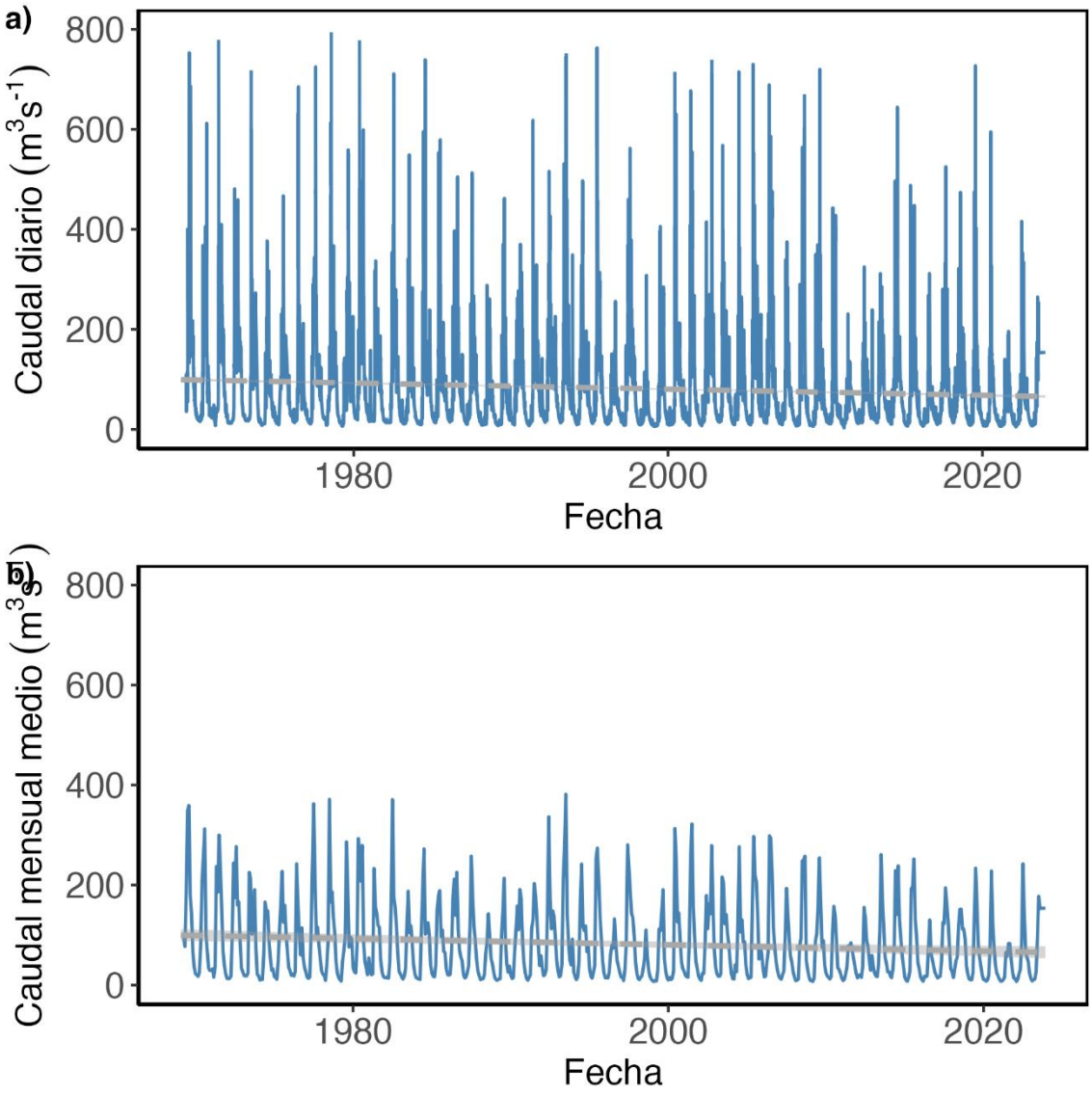


Figura 3.1.21. Serie de tiempo del caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2023). La Figura muestra a) la serie de tiempo diaria y b) la serie de tiempo del promedio mensual. En todas las figuras la línea discontinua gris muestra la línea de tendencia lineal para cada una de las series de tiempo, con una banda gris clara que muestra el intervalo de confianza de 95% para cada línea de regresión lineal.

Tabla 3.1.8. Estimación de las tendencias y puntos de cambio para la Altura (m) y Caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023 y mayo 1969 – diciembre 2023 respectivamente). Se muestra el valor de la pendiente estimada mediante la regresión lineal, el método de Mann-Kendall (U_{MK}l), el estimador de Sen, y la estimación de puntos de cambio mediante la prueba de Pettitt. Para la prueba de Pettitt se entrega el estadístico U y la fecha estimada de cambio. Finalmente, para aquellas series con puntos de cambio identificados se muestran los valores promedios antes y después del punto de cambio. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Pendiente $_{OLS}$	U_{MK}	Pendiente $_{Sen}$	$U^*_{Pettitt}$	Media
$Altura_{diaria}$					
Nivel máximo	-4.481e-10***	-0.107***	-2.880094e-05***	4130456*** 20/11/2007	[1.59;1.35]
Nivel mínimo	-4.342-10***	-0.114***	-2.848962e-05***	4354471*** 20/11/2007	[1.51;1.27]
$Altura_{mensual}$					
Nivel máximo	-4.497e-10**	-0.117***	-0.00093405***	4876*** 01/09/2010	[1.56;1.32]
Nivel mínimo	-4.354e-10***	-0.121***	-0.00069686***	5068*** 01/09/2010	[1.48;1.24]
$Caudal_{diario}$					
Caudal	-1.995-08***	-0.0833***	-0.02340464***	14517662*** 17/11/1995	[92.44;74.22]
$Caudal_{mensual}$					
Caudal	-1.984-08***	-0.0856***	-0.02340464***	15724** 01/10/1995	[92.04;73.86]

Como se observa en las Figura 3.1.22 y 3.1.23, la altura de la columna de agua presenta una periodicidad dominante a escala anual, seguida de una periodicidad semestral, revelando un fuerte patrón estacional (Figs. 3.1.22 y 3.1.23). Sin embargo, esto se ve acompañado de algunas periodicidades de menor escala, particularmente en la primera mitad de las series de tiempo. Esto corrobora que la segunda mitad presenta menor variabilidad, lo que se suma a tener valores medios menores (Fig. 3.1.22, Tabla 3.1.8). Por otra parte, en el caso del caudal, se observa una periodicidad dominante a escala anual, seguida de una periodicidad semestral que se asocia a la variación estacional (Fig. 3.1.24). Sin embargo, esto se ve acompañado de algunas periodicidades de menor escala, que se vuelven más evidentes en la segunda mitad de la serie de tiempo (Fig.

3.1.24a). Por ello, se procedió a examinar la variación inter decadal en el patrón estacional de estas tres variables.

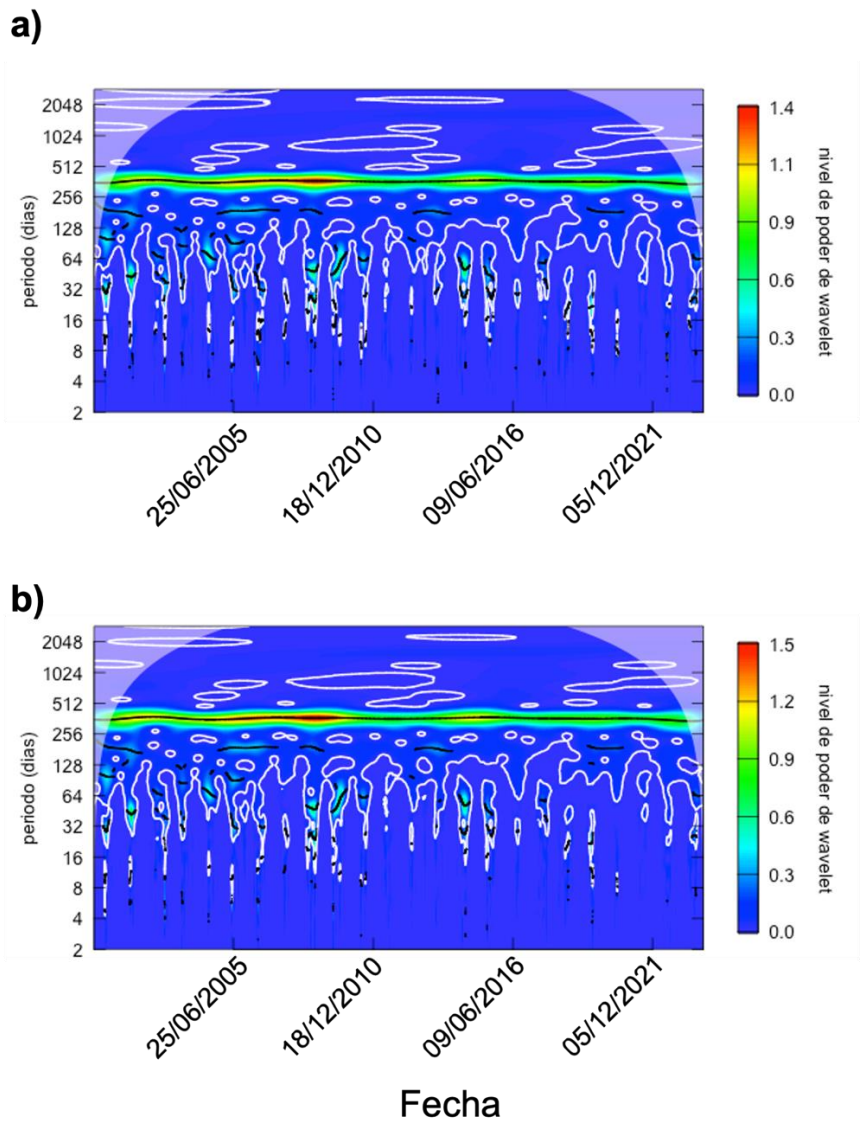


Figura 3.1.22. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la serie de tiempo de altura (m) de la columna de agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023). La Figura muestra el espectro de poder para a) el nivel máximo de altura y b) el nivel mínimo de altura. El espectro de poder fue estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas.

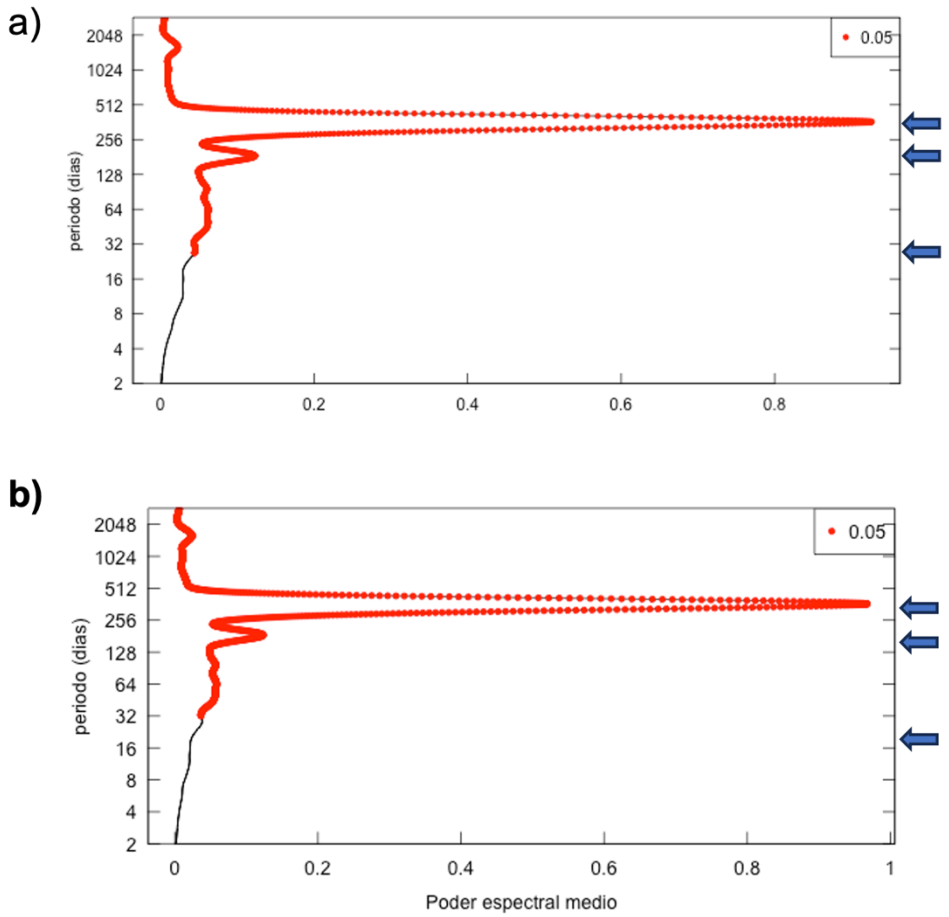


Figura 3.1.23. Análisis espectral promedio de la serie de tiempo de altura (m) de la columna de agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) el nivel máximo de altura y b) el nivel mínimo de altura. Se muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo que consideran las Figuras 3.1.22 a) y b), con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

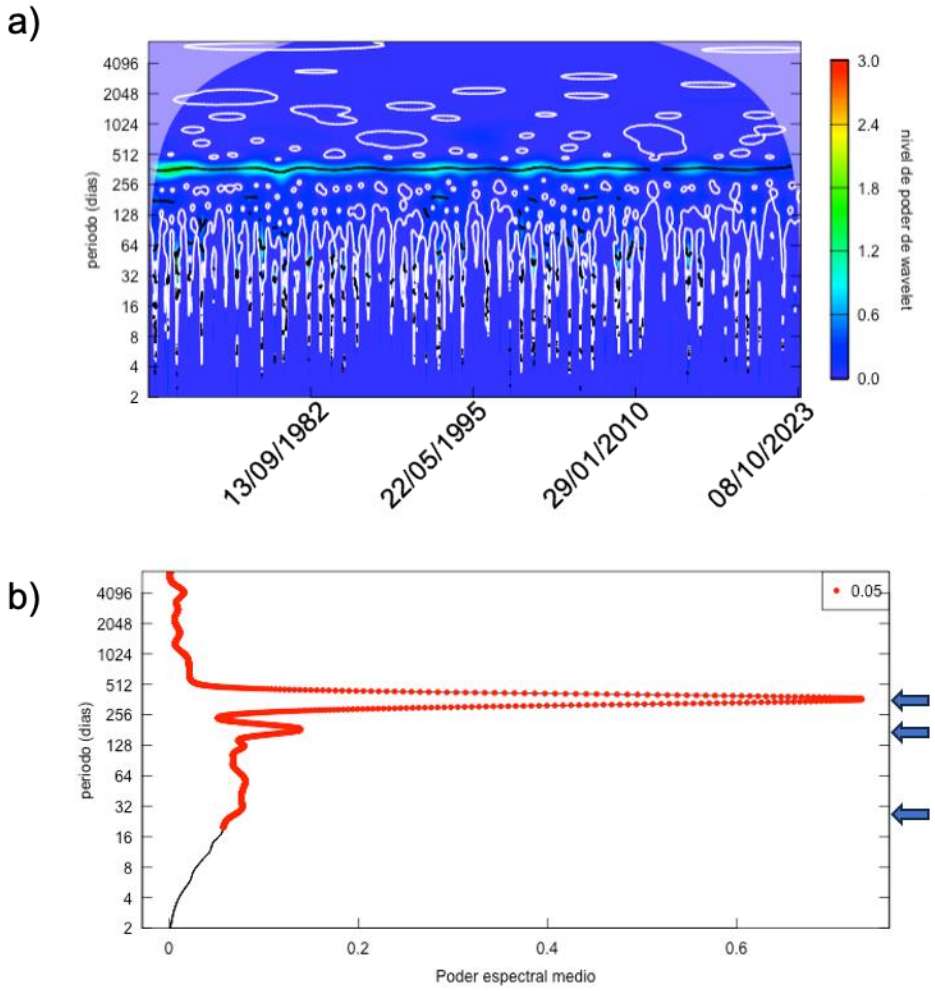


Figura 3.1.24. Análisis espectral realizado mediante la transformada de wavelet de la serie de tiempo del caudal (m3s-1) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2023). La figura a) muestra el espectro de poder estimado mediante la transformada de wavelet, ilustrando como varia el nivel de poder espectral o varianza en función del intervalo de tiempo (eje x, fechas) y la periodicidad (eje y, medido en días). Para cada punto en el plano, el color indica el nivel de poder espectral estimado mediante la transformada de wavelet Morlet. La línea continua blanca indica el intervalo de 95% de confianza que marca periodicidades significativas. La Figura b) muestra el espectro de potencias promediado a través de todo el intervalo de tiempo, con los puntos rojos indicando la presencia de periodicidades significativas. Las flechas azules ubicadas a la derecha del grafico muestran la presencia de las periodicidades anuales, semestrales y mensuales, desde arriba hacia abajo.

De manera similar a lo observado para la precipitación, se observa que la variación estacional diaria de la altura de la columna de agua presenta un mayor grado de variabilidad o ruido alrededor de la línea de tendencia (Figs. 3.1.25 y 3.1.26). No obstante, esta variabilidad, el ajuste de regresión GAM da cuenta de una señal estacional clara y significativa para los datos diarios y mensuales (Tabla 3.1.9). En este caso, se observan diferencias significativas tanto para el intercepto como para las décadas de 2010 y 2020, con coeficientes que indican una tendencia a la disminución en el tiempo de la Altura.

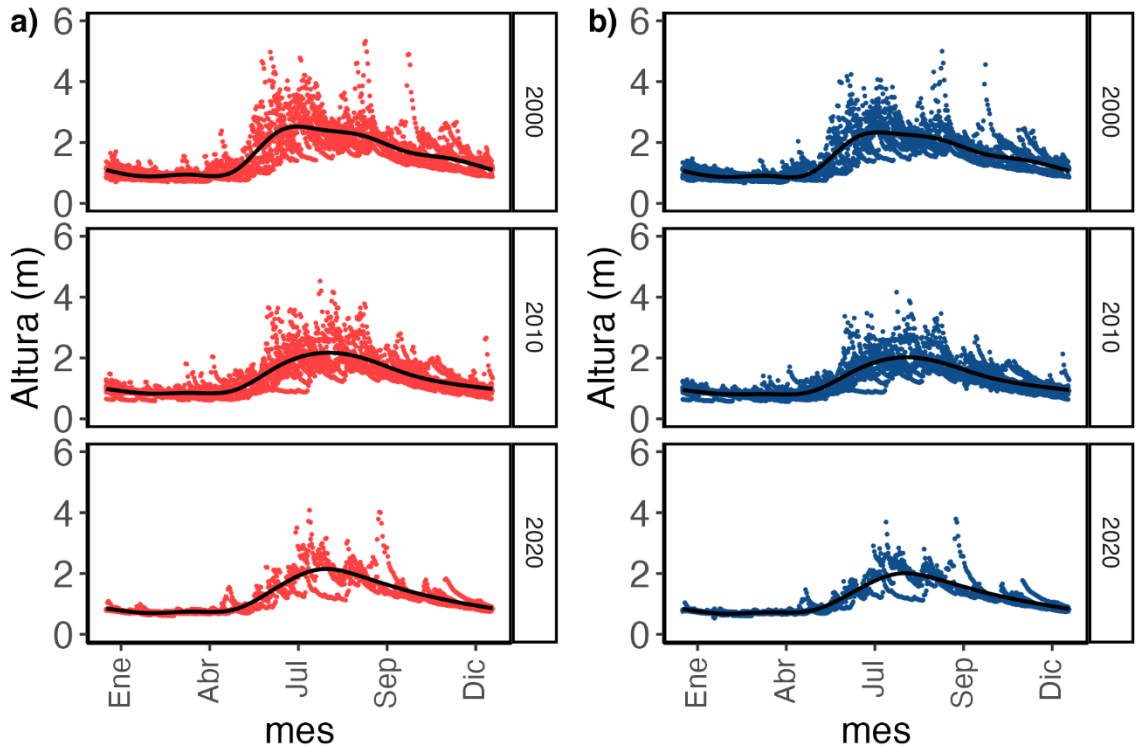


Figura 3.1.25. Análisis de variación estacional y decadal de la serie de tiempo de altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) Altura máxima diaria y b) Altura mínima diaria. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

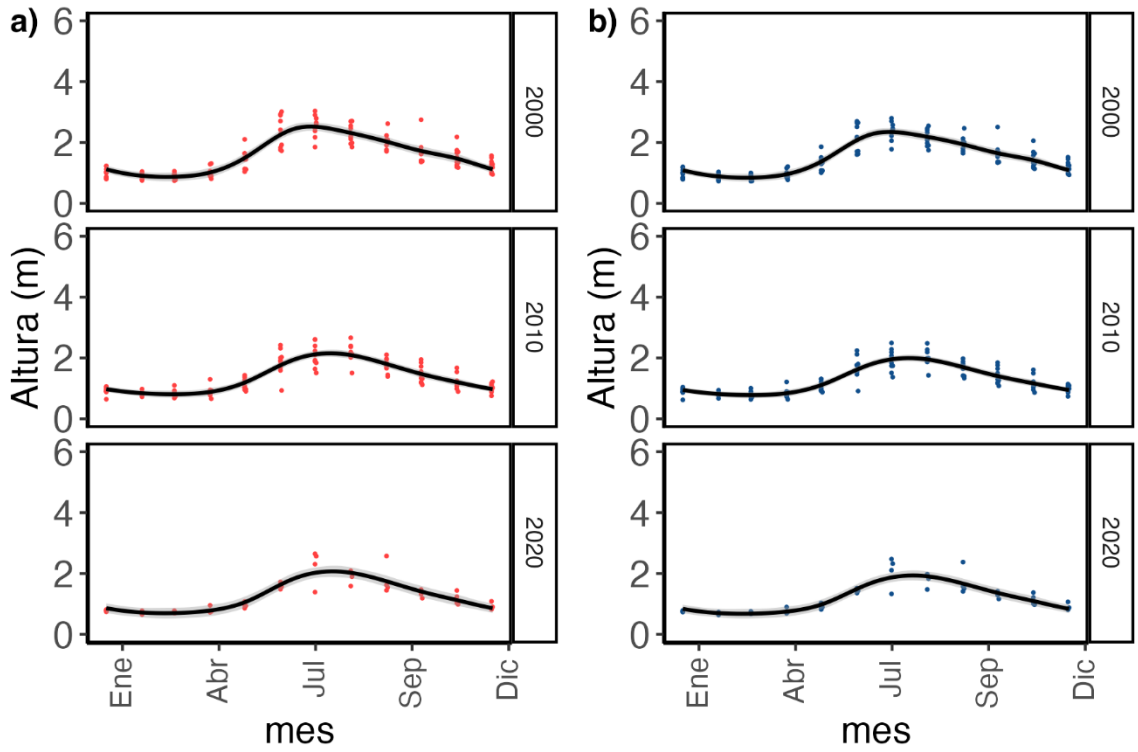


Figura 3.1.26. Análisis de variación estacional y decadal de la serie de tiempo de altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) Altura máxima promedio mensual, b) Altura mínima promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.9. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e inter decadal en la altura (m) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período enero 2000 – diciembre 2023). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Altura máxima	Altura mínima
diaria		
Intercepto (2000)	1.57±0.01***	1.49±0.01***
2010	-0.22±0.01***	-0.22±0.01***
2020	-0.32±0.01***	-0.30±0.01***
s(DOY)	7.94	7.932
F	F= 1843***	F= 2084***
$R^2_{ajustado}$	0.642	0.671
mensual		
Intercepto (2000)	1.57±0.03***	1.49±0.02***
2010	-0.22±0.03***	-0.22±0.03***
2020	-0.33±0.05***	-0.31±0.04***
s(DOY)	6.833	6.865
F	F= 130.2***	F= 134.3***
$R^2_{ajustado}$	0.794	0.8

Por otra parte, al examinar la variación estacional e inter decadal del caudal del río Cruces en Rucaco, nuevamente se observa que la variación estacional diaria de la Altura de la columna de agua presenta un mayor grado de variabilidad o ruido alrededor de la línea de tendencia (Fig. 3.1.27), lo que se refleja también en la estimación mensual. Pese a esta variabilidad, el ajuste de regresión GAM da cuenta de una señal estacional clara y significativa para los datos diarios y mensuales (Tabla 3.1.10). En este caso, se observan diferencias significativas tanto para el intercepto como para todas las décadas entre 1970 y 2020, con coeficientes que indican una tendencia a la disminución en el caudal.

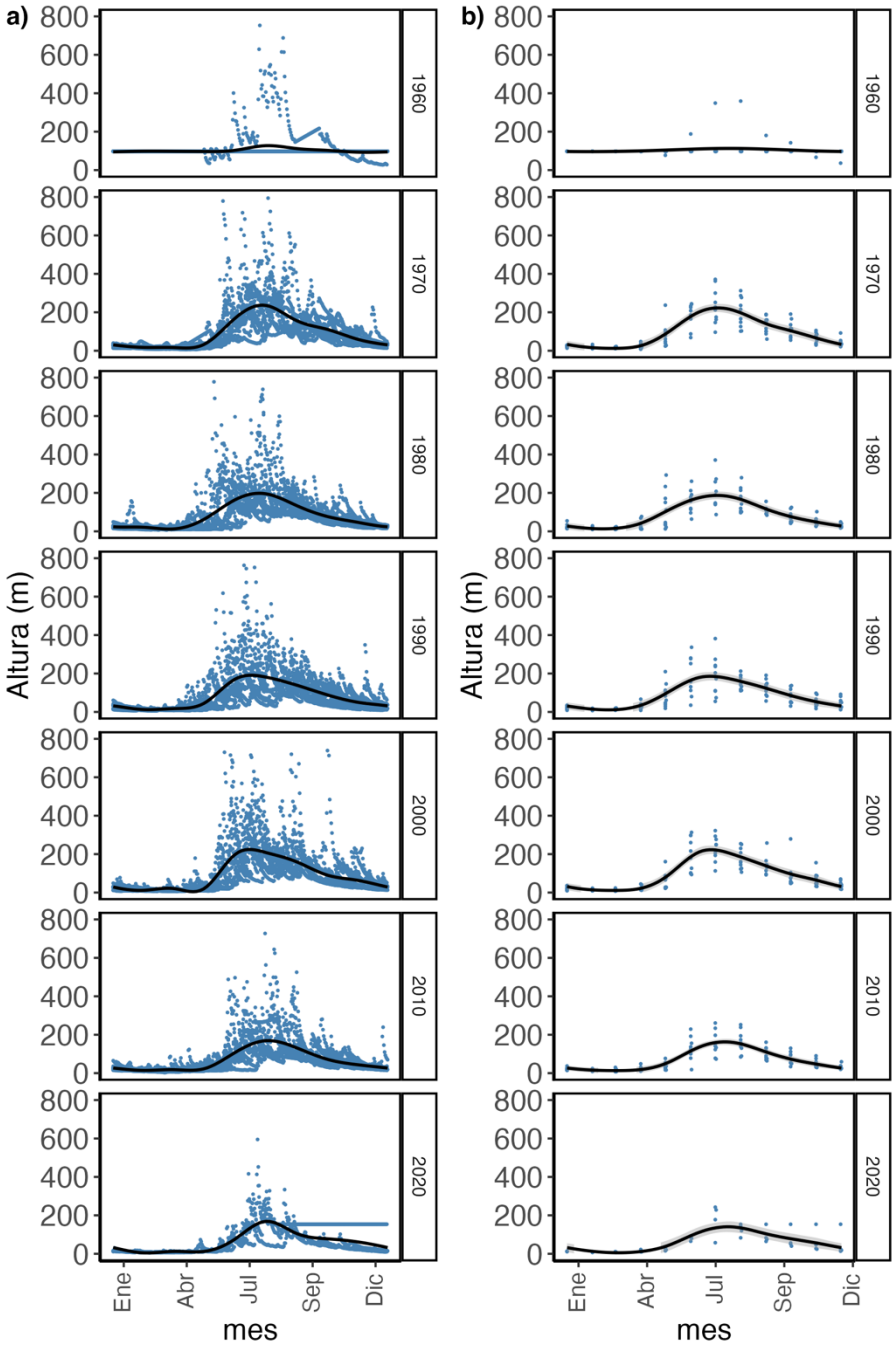


Figura 3.1.27. Análisis de variación estacional y decadal de la serie de tiempo del caudal (m3s-1) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2023). La Figura muestra los resultados para a) Caudal diario, b) T Caudal promedio mensual. Se muestra la variación a lo largo de los 365 días del año, dividiendo los datos por década. Las líneas negras muestran el ajuste de funciones de regresión cúbica no lineales cíclicas, que permiten que la función estimada tenga el mismo valor al inicio y termino del ciclo anual.

Tabla 3.1.10. Ajuste de modelo aditivo general para describir la variabilidad estacional e intersecada en el caudal (m^3s^{-1}) de la columna agua del río Cruces, registrado en la estación de Rucaco (39.55°S, 72.90°W), Región de Los Ríos (período mayo 1969 – diciembre 2023). Se muestra el parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. Se estiman los efectos aditivos del término asociado al intercepto (correspondiente al efecto de la década de 2000-2009) así como de cada década subsiguiente. Para el termino s(DOY), que refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año, se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle). El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 *:p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Parámetro	Caudal
Caudal $_{diario}$	
Intercepto (1960)	103.2±1.12***
1970	-9.57±1.59***
1980	-20.54±1.59***
1990	-20.39±1.59***
2000	-12.50±1.59***
2010	-35.38±1.59***
2020	-41.52±2.10***
s(DOY)	7.882
F	F= 1960***
$R^2_{ajustado}$	0.413
$Caudal_{mensual}$	
Intercepto (1960)	103.12±4.38***
1970	-10±6.2***
1980	-20.92±6.2***
1990	-20.68±6.2***
2000	-12.82±6.2***
2010	-35.64±6.2***
2020	-41.84±8.2***
s(DOY)	6.141
F	F= 121.5***
$R^2_{ajustado}$	0.571

Resumen general de tendencias

En la Figura 3.1.28 se resumen los patrones observados de tendencias de cambio: las temperaturas del mar y del aire muestran mayor variabilidad a la vez que las variables asociadas al ciclo hidrológico presentan tendencia a la disminución en el tiempo.

a)

Localidad	Variable	Intervalo	Escala	P_{OLS}	U_{MK}	P_{Sen}	$U^*_{Pettitt}$
Corral	TSM_{maxima}	2000-2023	diaria				
Corral	TSM_{media}	1985-2023	diaria				
Corral	TSM_{minima}	2000-2023	diaria				
Corral	TSM_{maxima}	2000-2023	mensual				
Corral	TSM_{media}	1985-2023	mensual				
Corral	TSM_{minima}	2000-2023	mensual				
Isla Teja	T_{minima}	1960-2023	diaria				
Pichoy	T_{maxima}	1966-2023	diaria				
Pichoy	T_{media}	1966-2023	diaria				
Pichoy	T_{minima}	1966-2023	diaria				
Isla Teja	T_{minima}	1960-2023	mensual				
Pichoy	T_{maxima}	1966-2023	mensual				
Pichoy	T_{media}	1966-2023	mensual				
Pichoy	T_{minima}	1966-2023	mensual				

Aumento significativo
Aumento no-significativo
Sin cambio
Disminución no-significativa
Disminución significativa

b)

Localidad	Variable	Intervalo	Escala	P_{OLS}	U_{MK}	P_{Sen}	$U^*_{Pettitt}$
Isla Teja	P	1960-2023	diaria				
Pichoy	P	1966-2023	diaria				
Rucaco	A_{maxima}	2000-2023	diaria				
Rucaco	A_{minima}	2000-2023	diaria				
Rucaco	C_{medio}	1969-2023	diaria				
Isla Teja	P	1960-2023	mensual				
Pichoy	P	1966-2023	mensual				
Rucaco	A_{maxima}	2000-2023	mensual				
Rucaco	A_{minima}	2000-2023	mensual				
Rucaco	C_{medio}	1969-2023	mensual				

Aumento significativo
Aumento no-significativo
Sin cambio
Disminución no-significativa
Disminución significativa

Figura 3.1.28. Cuadro resumen de tendencias para las variables climáticas, oceanográficas e hidrológicas analizadas. Se indican las localidades, variable analizada, intervalo estudiado y escala. El esquema muestra: a) tendencias para la Temperatura superficial del mar (en Corral) y la Temperatura del aire (en Aeropuerto Pichoy) y b) tendencias para la precipitación acumulada (Isla Teja y Aeropuerto Pichoy), altura y caudal de del espejo de agua del río Cruces (en Rucaco).

Como se aprecia en la Figura 3.1.28, la temperatura superficial del mar máxima presentó aumentos significativos, mientras que la temperatura superficial del mar media y mínima disminuyó significativamente. Por el contrario, la temperatura del aire disminuyó significativamente en la Isla Teja, mientras que en el Aeropuerto Pichoy presentó tendencias al aumento. Por el contrario, la mayoría de los indicadores

analizados muestran que tanto la precipitación, como la altura del nivel del río Cruces y el caudal tendieron a disminuir significativamente.

CONCLUSIONES

- La temperatura superficial del mar en Corral - registrada entre los años 2000 y 2023- muestra tendencia al aumento en la componente máxima diarias y una tendencia a la disminución en la componente media y mínima, tanto a escala diaria como a la escala mensual. Sumado a ello, esta variable presenta tendencias a modificar su estacionalidad, con aumentos para TSM máxima y disminuciones para TSM mínima y TSM media (exceptuando la década del 2020 para esta última variable). Sumado a ello, se observa una menor amplitud entre los máximos de la época estival y los mínimos de la época invernal. Ello indica una tendencia al enfriamiento de la superficie del mar en Corral, con algunas diferencias en los años de la década de 2020. Dada la evolución reciente de un fenómeno de la Niña en los años 2020 a 2023 y su reemplazo por un fenómeno del Niño a mediados del 2023, se debe continuar analizando la evolución de esta variable para poder determinar si esta tendencia se vuelve más marcada.
- La temperatura del aire - registrada entre los años 1960/1966 y 2023 - muestra una disminución significativa en la componente de temperatura mínima en Isla Teja y aumentos significativos en las componentes de temperatura máxima y mínima diarias en el Aeropuerto Pichoy. Sin embargo, todas estas variables presentan una tendencia a la disminución significativa en la década del 2020, indicando una tendencia reciente al enfriamiento en el sector aledaño al HRC, lo que puede estar reflejando los efectos de forzamiento climático por el evento de la Niña 2020-2023. Cabe señalar que al analizar los datos a escala mensual no se aprecian tendencias significativas en el Aeropuerto Pichoy.
- La precipitación acumulada en Isla Teja, Valdivia, registrada entre los años 1960 y 2023, muestra un patrón de disminución, con distintos indicadores entregando

tendencias cualitativas similares, pero sin una coincidencia absoluta en cuanto a la significancia estadística. Esto contrasta con el patrón de precipitación acumulada en el Aeropuerto Pichoy, que presenta solo un indicador significativo de disminución a escala diaria, mientras que no presenta descensos significativos a escala mensual. Al examinar la variabilidad estacional se observan disminuciones significativas en la precipitación acumulada diaria de Isla Teja para las décadas de 1990, 2010 y 2020, mientras que en el caso del Aeropuerto Pichoy, se observan disminuciones significativas para las décadas de 1980, 1990 y 2020. Dado que la cuenca del Rio Cruces se caracteriza por presentar un aporte netamente pluvial, estas disminuciones implican un menor aporte a la escorrentía en el HRC y el área de confluencia de los tributarios con el Rio Cruces, lo que redundará en menores caudales y nivel del espejo del agua en él HRC.

- Las variables hidrológicas analizadas muestran una disminución tanto en el caudal hídrico (registrado entre los años 1969 y 2023) como en la altura del espejo de agua (registrado entre los años 2000 y 2023), el cual muestra una disminución significativa en sus componentes máximas y mínimas. Esta tendencia se observa también para la variación estacional de ambas variables, que muestra disminuciones significativas para todas las décadas analizadas, así como una disminución en la amplitud entre los máximos de la época invernal y los mínimos de la época estival. Estos datos, obtenidos en un sector del río Cruces ubicado *circa* 15 km aguas arriba del HRC reflejan el impacto de variaciones climáticas de mayor escala geográfica, que abarcan a lo menos la zona norte del río Cruces, lo que, unido a las conclusiones de la sección anterior, hacen necesario que el análisis del flujo y nivel del HRC considere el contexto hidrológico aguas arriba de San José de la Mariquina, al igual que las tendencias regionales en los patrones de precipitación.
- Las conclusiones anteriores, corroboran la importancia del monitoreo de variables ambientales, cuyos efectos se evidencian sobre áreas que van más allá de la cuenca donde la planta Valdivia de Arauco vierte su efluente tratado al medio

líquido. En otras palabras, el HRC presenta una variabilidad térmica importante, que refleja factores locales, mientras que la tendencia en la precipitación y régimen hídrico es a la disminución. Estudios posteriores deben incluir el análisis de información climática adicional en otros sectores de la cuenca del río Valdivia, a fin de determinar las escalas espaciales de la variación climática y sus efectos sobre el ciclo hidrológico del HRC.

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.

Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P.A., Boisier, J.P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R. and McPhee, J. (2018). The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies–Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, *22*(11), pp.5817-5846.

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

Andridge, R. R., & Little, R. J. (2010). A review of hot deck imputation for survey non-response. International statistical review, 78(1), 40-64.

Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, *43*(1), 413-421.

Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., ... & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem Sci Anth*, *6*, 74.

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

Cazelles B., Chavez M., Berteaux, D., Menard F., Vik J.O., Jenouvrier S., and Stenseth N.C., 2008. Wavelet analysis of ecological time series. Oecologia 156, 287–304.

Dempster, A. P., Laird, N. M., & Rubin, D. B. (1977). Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. Journal of the royal statistical society: series B (methodological), 39(1), 1-22.

Ford, B. L. (1983). An Overview of Hot-Deck Procedures. Incomplete data in sample surveys, 2(Part IV):185–207. [p1]

Gherardi-Fuentes, C., Ruiz J. & Navedo, J.G. (2022). Insights into migratory connectivity and conservation concerns of Red Knots *Calidris canutus* in the austral Pacific coast of the Americas. Bird Conservation International, 32(2), 223-231.

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

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.

González-Reyes, Á., Jacques-Coper, M., & Muñoz, A. A. (2021). Seasonal precipitation in south-central Chile: Trends in extreme events since 1900. Atmosfera, 34(4), 371-384.

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.

Hernandez, D., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., & Ricchetti, F. (2022). Hydrologic Sensitivities and ENSO Variability Across Hydrological Regimes in Central Chile (28°–41° S). Water Resources Research, 58(9), e2021WR031860.

Hidalgo-Corrotea, C., Alaniz, A. J., Vergara, P. M., Moreira-Arce, D., Carvajal, M. A., Pacheco-Cancino, P., & Espinosa, A. (2023). High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. Science of the Total Environment, 903, 166130.

Hipel, K.W. and McLeod, A.I. (1994). Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. New York: Elsevier Science.

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.

Latrech, B., Yacoubi, S., Hermassi, T., Slatni, A., Jarray, F., & Pouget, L. (2023). Homogeneity and Trend Analysis of Climatic Variables in Cap-Bon Region of Tunisia. Applied Sciences, 13(19), 10593.

Luebert, F. and Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria.

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

Marquet, P. A., Abades, S., & Barría, I. (2017). Distribution and conservation of coastal wetlands: A geographic perspective. The ecology and natural history of Chilean Saltmarshes, 1-14.

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

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

Moritz, S., & Bartz-Beielstein, T. (2017). imputeTS: time series missing value imputation in R. *R J.*, *9*(1), 207-2018. doi: 10.32614/RJ-2017-009 (URL: https://doi.org/10.32614/RJ-2017-009).

Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E., & Izquierdo, T. (2021). The arid coastal wetlands of northern Chile: Towards an integrated management of highly threatened systems. Journal of Marine Science and Engineering, 9(9), 948.

Oyarzun, E.S. (2019). Ecosystem services affected by natural disasters at coast and sea. In La Zona Costera en Chile: Adaptacion y Planificacion Para la Resiliencia; Hidalgo, R., Martinez, C., Henriquez, C., Arenas, F., Rangel-Buitrago, N., Contreras-López, M., Eds.; Instituto de Geografía-Serie GEOlibros: Santiago, Chile, pp. 285–307.

Pettitt, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics), 28(2), 126-135.

Pohlert T (2023). trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection_. R package version 1.1.6, https://CRAN.R-project.org/package=trend.

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

R Core Team (2023). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Roesch A y Schmidbauer H (2018). WaveletComp: Computational Wavelet Analysis. R package version 1.1, https://CRAN.R-project.org/package=WaveletComp.

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.

Rubin, D. B. (2018). Multiple imputation. In *Flexible Imputation of Missing Data, Second Edition* (pp. 29-62). Chapman and Hall/CRC.

Ruiz, S., Jimenez-Bluhm, P., Di Pillo, F., Baumberger, C., Galdames, P., Marambio, V., ... & Hamilton-West, C. (2021). Temporal dynamics and the influence of environmental variables on the prevalence of avian influenza virus in main wetlands in central Chile. Transboundary and emerging diseases, 68(3), 1601-1614.

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.

Sen, P.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, Journal of the American Statistical Association 63, 1379–1389.

Stagg, C. L., Osland, M. J., Moon, J. A., Hall, C. T., Feher, L. C., Jones, W. R., ... & Vervaeke, W. C. (2020). Quantifying hydrologic controls on local-and landscape-scale indicators of coastal wetland loss. Annals of Botany, 125(2), 365-376.

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

Tusell, F. (2011). Kalman filtering in R. Journal of Statistical Software, 39, pp.1-27.

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

UNESCO. (1982). Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, Iran, 2.2.1971. Modificada según el Protocolo de París, 3.12.1982 y las Enmiendas de Regina, 28.5.1987. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO): Paris, Francia.

Vacek, P., & Ashikaga, T. (1980). An examination of the nearest neighbor rule for imputing missing values. Proc. Statist. Computing Sect., Amer. Statist. Ass, 326-331.

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.

Yáñez-Cuadra, V., Moreno, M., Ortega-Culaciati, F., Donoso, F., Báez, J. C., & Tassara, A. (2023). Mosaicking Andean morphostructure and seismic cycle crustal deformation patterns using GNSS velocities and machine learning. Frontiers in Earth Science, 11, 1096238.

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.

Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36.

Wood, S.N. (2017). Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Wood, S., & Wood, M. S. (2015). Package ‘mgcv’. R package version, 1(29): 729.

Wood S.N., N. Pya and B. Saefken (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models (with discussion). Journal of the American Statistical Association 111:1548-1575.

Zhao, Y., Feng, D., Yu, L., Wang, X., Chen, Y., Bai, Y., Hernández, H.J., Galleguillos, M., Estades, C., Biging, G.S. and Radke, J.D., (2016). Detailed dynamic land cover mapping of Chile: Accuracy improvement by integrating multi-temporal data. Remote Sensing of Environment, 183, pp.170-185.

3.2. VARIABILIDAD MAREAL EN EL HRC Y SUS RIOS TRIBUTARIOS

ANTECEDENTES GENERALES

Los humedales costeros y estuarinos son un ecosistema particularmente ubicuo, que ocupa la interfaz entre la tierra y el océano de las costas protegidas en todas las masas continentales, con excepción de las regiones polares (Wang *et al.,* 2021, Campbell *et al.,* 2022, Pétillon *et al.*, 2023). Estos hábitats brindan un conjunto diverso de servicios ecosistémicos que incluyen (i) el secuestro y almacenamiento de carbono, (ii) la protección costera contra tormentas, tsunamis o inundaciones, (iii) la provisión de hábitat para la biodiversidad, (iv) la remediación de contaminantes y xenobióticos, (v) el suministro de alimentos y (vi) la mejora del bienestar humano incluyendo la provisión de servicios culturales, de entretención e identidad (Barbier *et al.,* 2011; Rendon *et al.,* 2019; McKinley *et al.*, 2020a, Pétillon *et al.*, 2023). En este contexto, los humedales costeros se caracterizan por tener una superficie muy acotada, y enfrentan diversas amenazas a escala global. Se ha documentado una alta tasa de pérdida o fragmentación de estos ecosistemas, producto de impactos antrópicos como la recuperación o cambio de uso de suelos, incluyendo el drenado para construcción o uso agrícola, además de enfrentar impactos producto de la contaminación y por último, amenazas por el aumento del nivel del mar y el aumento de la frecuencia e intensidad de las tormentas (Campbell *et al.,* 2022, Pétillon *et al.*, 2023). Sumado a estos impactos, los humedales costeros además enfrentan potenciales efectos del cambio en el régimen hidrológico, derivados de variaciones climáticas locales o globales. En este contexto, la variación en nivel y flujo de

estos ecosistemas es un elemento clave para entender su dinámica y sucesión ecológica. En particular, la interacción entre el forzamiento de las mareas y el aporte de caudal de agua dulce de los ríos es un factor para entender la hidrodinámica estuarial, y sus impactos sobre la flora y fauna presentes. Estos procesos hidrodinámicos son sumamente relevantes, pues pueden influir no solo en el transporte de sedimentos, sino que pueden determinar la evolución morfológica en los estuarios. Es por ello que su estudio aporta un conjunto de insumos importante para la conservación y manejo de estos ecosistemas costeros.

El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios forma parte de la cuenca del estuario del río Valdivia, ubicándose entre las Regiones de la Araucanía y de Los Ríos, y presenta un clima templado lluvioso con altas precipitaciones concentradas en la temporada invernal, pocos meses secos y bajas temperaturas invernales (González-Reyes *et al.,* 2013). En particular, La cuenca del río Cruces tiene una superficie total de 3.144 km, lo que corresponde al 30% de la superficie de la cuenca del río Valdivia. Este humedal se caracteriza por ser un humedal neo tectónico, que se origina a raíz la de subducción cosísmica producida por el terremoto de Valdivia en 1960 (Pino, 1995; Cisternas *et al.,* 2005). Esta subducción provoca el equivalente de una ingresión marina del orden de dos metros (UACh 2020). Actualmente, la subcuenca del río Cruces y sus cuencas aportantes se caracterizan por presentar una dinámica hidrológica modulada por las precipitaciones (Álvarez-Garretón *et al.,* 2018, 2021, Hernández *et al.,* 2022), la que es modulada por el aporte estuarino desde la boca del estuario. Estudios previos han identificado que el límite de ingresión de agua salina corresponde al canal mareal Cau Cau, y que el humedal es un estuario afectado sólo por corrientes mareales, las que alcanza hasta aproximadamente el sector del fuerte San Luis de Alba, con una amplitud de aproximadamente 70 cm y un desfase de 4 horas de la marea alta en relación con la marea alta registrada en el campus de la Isla Teja (UACh 2020). Sin embargo, estos estudios se enfocaron en este único sector del humedal, en una temporada especifica de muestreo. Dado que estos datos no abarcan el ciclo estacional, ni consideran distintos sectores del

humedal, actualmente se desconoce como varia la influencia de la marea a lo largo del humedal, y como este forzamiento puede interactuar con características como la topología y morfología de los cursos de agua a lo largo del ciclo hidrológico estacional. Por ello, se hace necesario realizar observaciones que permitan caracterizar la variabilidad hidrológica del humedal, y su modulación por forzantes meteorológicos. En este contexto, bajo una hipótesis de forzamiento mareal, se espera que el porcentaje de variación explicado por la marea se mayor en localidades cercanas a la Bahía de Corral y que disminuya hasta alcanzar el orden de magnitud de 70 cm en sectores aledaños a San Luis. Por el contrario, si el nivel de la columna de agua recibe efectos significativos del aporte estacional por aumento en precipitaciones y caudal, el efecto de la variación estacional debería ser mayor cerca de Rucaco y disminuir hacia la Bahía de Corral o mantenerse.

OBJETIVOS

En este capítulo se analiza el comportamiento de variables hidrológicas y oceanográficas costeras para entender la magnitud del forzamiento mareal en el Rio Cruces. Esto con el fin de comprender como esta podrían influir en la variabilidad ambiental del HRC. Para ello se implementa una estrategia de análisis de datos que aprovecha los registros disponibles a largo plazo en conjunto con mediciones de alta frecuencia realizadas recientemente a través de distintos sectores del humedal del Rio Cruces, analizando en detalle la dinámica del nivel de la columna de agua durante el año 2023 y principios del año 2024. Este análisis se centra en paisaje comprendido entre la Bahía de Corral y la estación fluviométrica de la DGA ubicada en Rucaco, en el sector aguas arriba de la cabecera del estuario. Para ello se sistematiza un conjunto de registros oceanográficos del nivel del mar, disponibles en la bahía de Corral, junto con registros de variación de nivel de alta frecuencia, para 8 puntos a lo largo del humedal, además de los registros de nivel y flujo del río Cruces en la estación de Rucaco, cerca de San José de la Mariquina. De esta manera, se busca integrar la información histórica disponible desde distintos servicios públicos cómo la Dirección General de Aguas, la Dirección

Meteorológica de Chile y el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada con los registros que ha recopilado el proyecto FONDECYT Regular 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* ", ejecutado por académicos la Universidad Santo Tomas, la Universidad Austral de Chile y la Pontificia Universidad Católica de Chile. Esta estrategia nos permitió describir la variación espacial y estacional en la variación del nivel de la columna de agua, caracterizando la importancia relativa de las dos principales fuentes de variabilidad: el forzamiento mareal, y el aporte de descarga del río Cruces.

Los objetivos específicos del presente capitulo son los siguientes:

- Recopilar la información existente relacionada a la variación oceanográfica costera e hidrológica, del nivel de la columna de agua en área donde se inserta el HRC, considerando el periodo 2023 y parte del 2024.
- Evaluar la extensión y magnitud del forzamiento de frecuencia estacional a lo largo de distintos puntos del humedal del Río Cruces y sus principales tributarios.
- Evaluar la extensión y magnitud del forzamiento de frecuencia mareal a lo largo de distintos puntos del humedal del río Cruces y sus principales tributarios.
- Caracterizar la relación entre la amplitud en variación del nivel del agua y la distancia hidrográfica a la Bahía de Corral, contrastando el patrón observado para el forzamiento estacional y mareal a lo largo del humedal del río Cruces y sus principales ríos tributarios.

MATERIAL Y METODOS

Fuentes y tratamiento de las series de tiempo analizadas

En este Capítulo se analizan datos de alta frecuencia, entendidos como aquellos con un intervalo de muestreo que va entre 1 y 30 minutos. Estos datos corresponden a registros del nivel del mar u océano costero (medido en metros), la presión, temperatura

y nivel de la columna de agua del humedal (medidas en kPa, °C y metros respectivamente) y variaciones espaciales y temporales en la presión atmosférica (medida en kPa) a lo largo del humedal del Rio Cruces. Para ello, se seleccionaron estaciones existentes cercanas y representativas del entorno cercano del HRC y que contasen con datos disponibles para los análisis. Estas corresponden, de norte a sur a las siguientes estaciones: estación fluviométrica de Rucaco (DGA), Aeropuerto Pichoy (DMC) y estación de monitoreo del nivel del mar del Puerto de Corral (SHOA). Sumado a los datos de estas estaciones, se utilizaron registros de estaciones meteorológicas y sensores de nivel de la columna de agua, desplegados por el proyecto Fondecyt Regular 1221153 en las localidades de Paico, San Luis, Santa María, Pichoy, Cayumapu, Río San Ramon, canal Punucapa y canal mareal Cau Cau (Fig. 3.2.1). Para el estudio de las variaciones en el nivel de la columna de agua se utilizaron registradores de nivel de agua HOBO U20-001-04, calibrados para entregar registros de variación en nivel de la columna o profundidad entre 0 y 4 metros. Estos sensores utilizan mediciones de presión y temperatura del agua para estimar el nivel o la profundidad de la columna de agua de manera efectiva, incorporando registros de presión barométrica para corregir el sesgo introducido por variabilidad meteorológica local y regional. Por ello, se utilizaron además los datos provenientes de cuatro estaciones meteorológicas *Weather Link Davis*. En la Figura 3.2.1 se muestra la ubicación de las estaciones de medición estudiadas y en la Tabla 3.2.1, se detalla la información disponible para las distintas dimensiones de la variabilidad ambiental del HRC (oceanográfica, meteorológica e hidrológica). Las estaciones estudiadas abarcan el área circundante al HRC, con una mayor cantidad de observaciones para las variables meteorológicas, seguidas de una menor disponibilidad de observaciones para las variables hidrológicas y oceanográficas (Tabla 3.2.1).

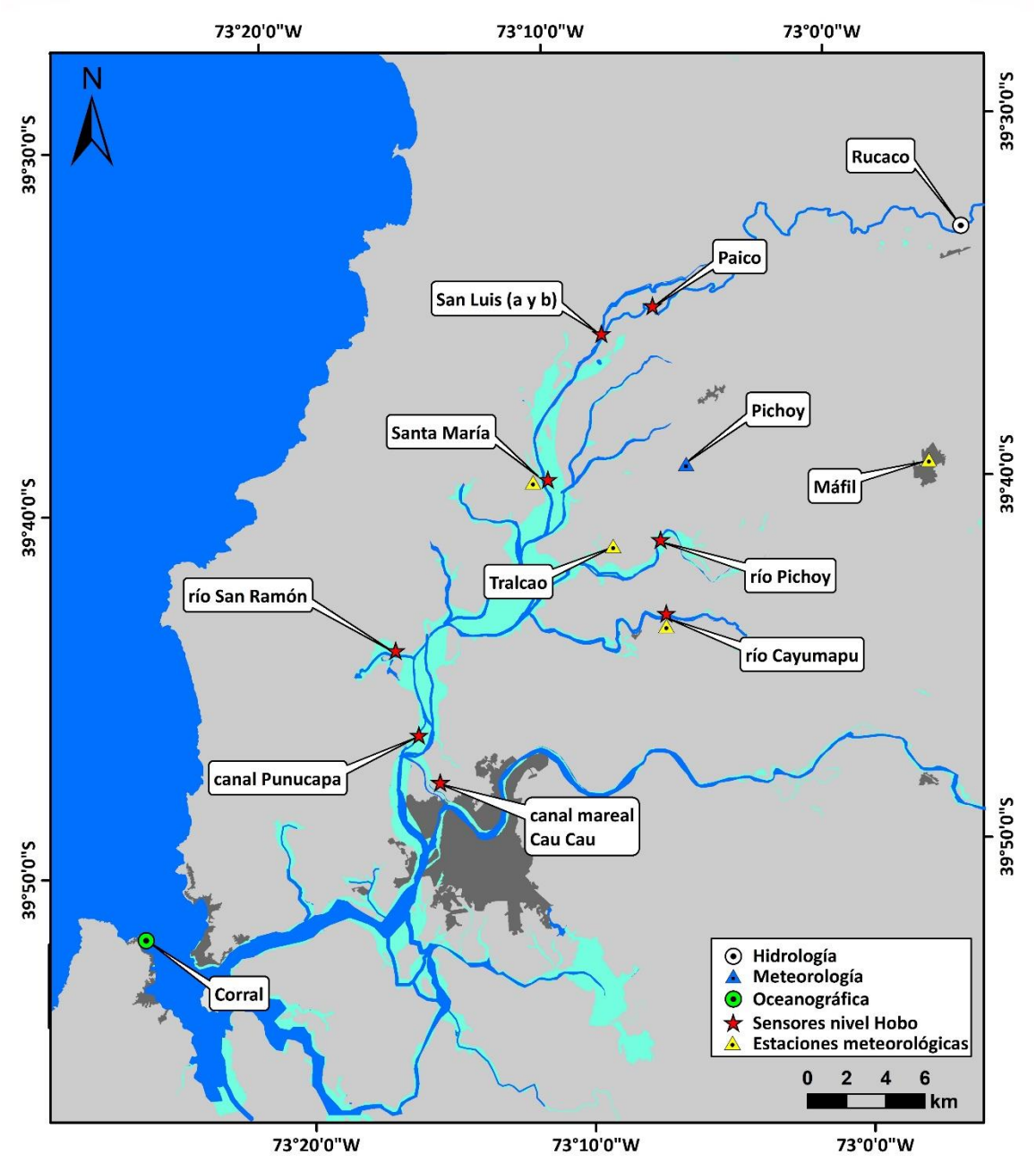


Figura 3.2.1. Localización de las estaciones ubicadas en el área de estudio y desde las cuales se recolectaron datos de variables oceanográficas, meteorológicas e hidrológicas.

Tabla 3.2.1. Fuentes de datos consultados para realizar los análisis de datos oceanográficos, meteorológicos e hidrográficos. Siglas: SHOA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile; FONDECYT 1221153: Proyecto Regular N° 1221153 del Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico de ANID; DMC: Dirección Meteorológica de Chile y DGA: Dirección General de Aguas. En el caso del primer instrumento emplazado en el sector de San Luis de Alba, este fue robado por terceros a los pocos días de su instalación. Por ello, se reemplazó este instrumento con el equipo ubicado originalmente en la estación de Paico. *Para el cálculo del nivel de la columna de agua, se empleó la corrección barométrica recomendada por el fabricante de los sensores Hobo(RM), empleando los registros de presión atmosférica disponibles en el área de estudio.

Disciplina	Parámetro	Frecuencia	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Oceanografía	Nivel del mar	30 minutos	SHOA	Corral	01/01/2023	31/12/2023
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Paico	20/04/2023	07/07/2023
					17/07/2023	01/10/2023
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	San Luis	20/04/2023	05/07/2023
					01/10/2023	14/12/2023
					14/12/2023	28/02/2024
					20/03/2024	03/06/2024
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Santa María	20/04/2023	05/07/2023
					17/07/2023	27/09/2023
					27/09/2023	12/12/2023
					22/12/2023	07/03/2024
					20/03/2024	03/06/2024
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Río Pichoy	21/04/2023	06/07/2023
					08/08/2023	27/09/2023
					27/09/2023	11/12/2023
					21/12/2023	05/03/2024
					20/03/2024	03/06/2024
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Río Cayumapu	21/04/2023	06/07/2023
					08/08/2023	27/09/2023
					27/09/2023	11/12/2023
					14/12/2023	16/02/2024
					16/02/2024	20/03/2024
					20/03/2024	03/06/2024
					20/04/2023	05/07/2023
					04/08/2023	03/10/2023

Continuación Tabla 3.2.1.

Disciplina	Parámetro	Frecuencia	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Río San Ramón	03/10/2023	17/12/2023
					21/12/2023	16/02/2024
					16/02/2024	20/03/2024
					20/03/2024	04/06/2024
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Canal Punucapa	20/04/2023	05/07/2023
					04/08/2023	03/10/2023
					03/10/2023	17/12/2023
					27/12/2023	16/02/2024
					16/02/2024	20/03/2024
					20/03/2024	04/06/2024
Hidrología	Nivel columna de agua	15 minutos	FONDECYT 1221153	Canal mareal Cau Cau	20/04/2023	05/07/2023
					08/08/2023	11/10/2023
					11/10/2023	26/12/2023
					27/12/2023	16/02/2024
					16/02/2024	20/03/2024
Hidrología	Caudal río Cruces	diaria	DGA	Rucaco	01/01/2023	30/07/2024
Hidrología	Altura columna de agua	diaria	DGA	Rucaco	01/01/2023	30/07/2024
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Santa María	14/08/2023	10/06/2024
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Tralcao	03/05/2023	28/05/2024
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Cayumapu	03/05/2023	28/05/2024
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	FONDECYT 1221153	Máfil	03/05/2023	28/05/2024
Meteorología	Presión atmosférica*	15 minutos	DMC	Aeropuerto Pichoy	01/01/2023	28/05/2024

Sistematización y análisis de la información

Como se mencionó anteriormente, se extrajo la información disponible de las estaciones de Corral y Rucaco durante el periodo entre abril de 2023 y junio de 2024. Esta información fue revisada para detectar y eliminar valores extremos u *outliers*. De igual forma, se recopilaron los registros instrumentales de los sensores Hobo dispuestos en las localidades de Paico, San Luis, Santa María, río Pichoy, río Cayumapu, río San Ramon, Canal Punucapa y Canal mareal Cau Cau (Tabla 3.2.1.). Los registros de presión de la columna de agua de cada localidad se cargaron en el software HoboWare-Pro versión 3.7.28, generando una única serie de tiempo para cada localidad. Posteriormente, las series de tiempo de cada localidad se transformaron a nivel del agua mediante el módulo de compensación barométrica, usando el registro de presión atmosférica de la estación meteorológica más cercana.

Una vez procesadas, las series de tiempo se exportaron en archivos de texto para su posterior análisis en el entorno de cómputo R (R Core Team 2023), donde nuevamente se examinaron para filtrar observaciones extremas o outliers. Para cuantificar las fuentes de variación en el cambio del nivel del agua en las distintas estaciones estudiadas, se realizaron estimaciones de dos fuentes de variación, a escala estacional y mareal. A continuación, se describen los procedimientos aplicados para ello.

Análisis y visualización

Para cada una de las series de tiempo estudiadas se realizaron los siguientes análisis estadísticos, junto con las visualizaciones asociadas i) evaluación de la variación estacional, ii) evaluación la variación mareal y iii) Evaluación del efecto de la ubicación geográfica sobre el forzamiento estacional y marea. A continuación, se describen estos análisis.

Evaluación de la variación estacional en el nivel de la columna de agua

Una vez realizado el procesamiento y sistematización preliminar de las series de tiempo, se procedió a analizar el patrón estacional de variabilidad en el nivel de la columna de agua en las 10 localidades estudiadas. Para ello, se realizó un ajuste de modelos aditivos generales (*Generalized Additive Models*, GAM). En esta aproximación, el nivel de la columna del agua es la variable de respuesta, que se modela como una función suavizada del día del año (*day of year*, DOY) utilizando funciones no-lineales o "splines" de regresión cúbica cíclica. Estas son un tipo de funciones polinomiales compuestas, que se usan comúnmente para modelar curvas de regresión suavizadas. El término "cíclica" indica que la función no lineal o spline está diseñada para ser continua en ambos extremos, formando un bucle o ciclo cerrado, conforme a lo esperado en el caso de variables circulares o cíclicas (Wood 2011, 2017, Wood y Wood 2015, Wood *et al.*, 2016). Tal como se ilustra en el capítulo de variación climática, esta aproximación permite cuantificar el forzamiento por parte de la precipitación y escorrentía fluvial a lo largo de la variación estacional en el HRC. Para cada serie de tiempo se evaluó la significancia del ajuste estadístico de los GAM, así como el rango de variación estacional en la columna de agua. Este se estimó como la diferencia entre el valor máximo y mínimo de nivel de la columna de agua por el GAM ajustado en el periodo otoño 2023 e invierno 2024. Esta cantidad nos entrega un estimado de la importancia de la variación estacional en el nivel de la columna de agua.

Evaluación de la variación mareal en el nivel de la columna de agua

Por otra parte, para cada serie de tiempo se caracterizó la variación en el nivel de la columna de agua mediante el ajuste de un modelo de armónicos de marea. Este análisis busca determinar si los distintos sectores del HRC presentan o no forzamiento de origen mareal. En este contexto, cuando la Luna está en la fase de sicigia *(i.e.*, luna nueva y luna llena, las atracciones gravitacionales de la Luna y el Sol se refuerzan mutuamente. Ello tiene como consecuencia que el efecto resultante o la fuerza combinada de marea es mayor en todos los lugares que muestran una pleamar o una bajamar consecutivas. Así,

estas mareas, que son mayores al promedio resultante de las posiciones en sicigia de la Luna, son conocidas como mareas sicigias, término que implica una “subida” o "aumento" del nivel del agua durante el ciclo de marea, y no guarda relación alguna con el momento o estación del año (IHO 2011). Por otra parte, en las fases del primer y tercer cuarto (cuadratura) de la Luna, las atracciones gravitacionales de la Luna y del Sol sobre las aguas de la Tierra son ejercidas formando un ángulo recto entre sí, por lo que ambas tienden a contrarrestarse (IHO 2011). Producto de ello, se reducen los valores de fuerza máxima y mínima que ejercen estos cuerpos celestes, afectando la envolvente de la fuerza de marea que representa estas fuerzas combinadas, y las mareas altas son más bajas con respecto al promedio y las bajas son más altas con respecto al promedio. Esto se evidencia en que los rangos de oscilación mareal en cuadratura son los más acotados o menos variables, mientras que los rangos de oscilación en mareas sicigia presentan la mayor variación. Para ello se ajustó un modelo armónico de marea mediante la librería *TideHarmonics* en el entorno R (Stephenson 2016, R Core Team 2023). Dada la longitud acotada de nuestros registros, se estimaron cuatro principales componentes de las mareas: M2, K1, S2 y O1. Estos corresponden a los componentes de la marea principal lunar semidiurna (M2), marea luni-solar diurna (K1), marea principal solar semidiurna (S2) y la marea luni-solar diurna (O1). En el caso del componente de marea M2, la marea Principal Lunar Semidiurna, este es el componente de marea más importante, resultante de la atracción gravitatoria de la luna sobre el océano. Tiene un período de aproximadamente 12,42 horas, lo que significa que produce dos mareas altas y dos mareas bajas cada día lunar. Generalmente es el principal responsable del ascenso y descenso regular de los niveles del mar observados en regímenes de mareas semidiurnas. El segundo componente, K1 (marea Luni-Solar Diurna) es una marea diurna influenciada por la posición de la luna en relación con la Tierra y el sol. Su periodo es de aproximadamente 23,93 horas, lo que produce una marea alta y una marea baja cada día solar. Por ello, K1 es importante en regímenes de mareas diurnas y puede afectar el momento y la altura de las mareas. El tercer componente de marea estimado es el armónico S2 (marea Principal Solar Semidiurna) surge de los efectos gravitacionales del sol y tiene un periodo de

aproximadamente 12,00 horas, similar a M2, por lo que contribuye al patrón de mareas semidiurnas. En general, S2 es el segundo componente más significativo y sus efectos a menudo se superponen a los de M2, afectando los patrones de mareas semidiurnas. Finalmente, el cuarto componente de marea, O1 (marea Luni-Solar Diurna), es una marea diurna al igual que K1, pero está influenciada por la declinación de la luna. Por ello su periodo es de aproximadamente 13,94 horas, lo que también da como resultado una marea alta y una marea baja cada día solar. El componente de marea O1 contribuye a la variabilidad observada en las mareas diurnas, en particular en regiones donde los efectos diurnos son pronunciados. Para cada uno de los cuatro componentes, la función *ftide* de la librería *TideHarmonics* entrega el valor estimado de la amplitud y fase, al igual que los coeficientes de las funciones seno y coseno. Dependiendo de la amplitud, los componentes pueden tener distinto orden y peso al determinar el patrón agregado de oscilación del nivel de la columna de agua a lo largo de las distintas fases de marea. En términos de la interpretabilidad de este modelo, y para los efectos del presente estudio, los valores de los componentes de marea ajustados permiten calcular cinco atributos o características de marea, específicamente:

- MLLW (*Mean Lower Low Water* o nivel medio de bajamar inferior, medido en metros): correspondiente al promedio de los niveles de bajamar inferiores observados durante un período específico.
- MHLW (*Mean Higher Low Water* o nivel medio de bajamar superior, medido en metros): correspondiente al promedio de los niveles de bajamar superiores.
- MSL (*Mean Sea Level* o nivel medio del mar, medido en metros): correspondiente al nivel medio del mar, que se utiliza a menudo como punto de referencia.
- MLHW (*Mean Lower High Water* o nivel medio de pleamar inferior, medido en metros): correspondiente al promedio de los niveles de pleamar inferiores.
- MHHW (*Mean Higher High Water* o nivel medio de pleamar superior, medido en metros): correspondiente al promedio de los niveles de pleamar superiores.

Estas características de marea a su vez permiten calcular dos métricas que describen el grado de variación del nivel de la columna de agua producto del efecto de la marea. Estas corresponden al rango de marea de Sicigia o "*Greater Diurnal Tidal Range*" (GDTR) y al rango de marea de cuadratura o " *Lesser Diurnal Tidal Range*" (LDTR), las que se estiman mediante las siguientes expresiones: i) GDTR=MHHW−MLLW y ii) LDTR = MLHW − MHLW, donde ambos se midieron en metros. La significancia estadística del modelo armónico de marea se evaluó utilizando la inferencia convencional para un modelo lineal, examinando la prueba de análisis de varianza, que se complementa con la estimación del porcentaje de variación explicada por el modelo.

Evaluación del efecto de la ubicación geográfica sobre el forzamiento estacional y marea

Para evaluar el efecto de la ubicación geográfica sobre el forzamiento estacional y mareal del nivel de la columna de agua, se evaluó el efecto de la distancia entre las distintas estaciones de muestreo y la localización de la estación de la Bahía de Corral. Para ello se estimó la distancia fluvial como la distancia que entrega el trazado de una curva ajustada al cauce de los cursos de agua entre estaciones sucesivas. Este trazado se realizó usando como insumo las capas disponibles para los cursos de agua y la red fluvial de la región de Los Ríos, las que se proyectaron a un datum plano WGS84 UTM 18 S. La Figura 3.2.2 muestra la red fluvial utilizada para estimar la distancia fluvial. Una vez estimadas las distancias fluviales, entre estaciones sucesivas, se calculó para cada una de ellas la distancia agregada entre la estación y la estación ubicada en la Bahía de Corral. Esta se usó como variable independiente para ajustar modelos de regresión lineal o exponencial según fuese el caso, usando como variables de respuesta el rango de variación estacional, GDTR y LDTR para el set de datos completo. El ajuste lineal para la variación en rangos de nivel de columna de agua se ajustó mediante regresiones lineales de cuadrados mínimos, usando la función *lm* de la librería *stats* del entorno R (R Core Team 2023). El ajuste de las funciones exponenciales se realizó mediante el ajuste de modelos lineales generales, con una familia Gaussiana y una función de enlace logarítmica, utilizando la función *glm* de la

librería *stats* del entorno R (R Core Team 2023). De igual manera se repitió el análisis para el set de datos analizado a escala estacional, usando como variables de respuesta los valores de GDTR y LDTR ajustados para cada estación y temporada.

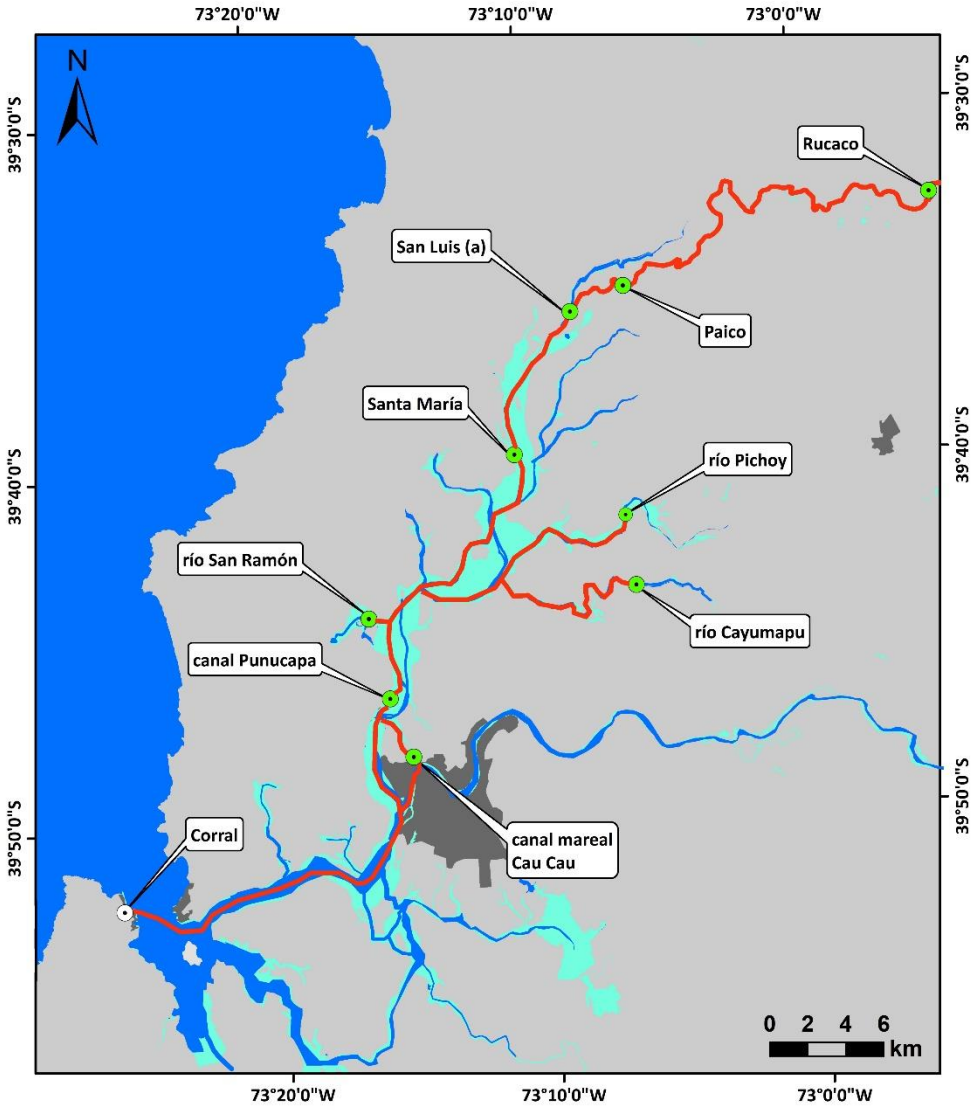


Figura 3.2.2. Red fluvial utilizada para estimar las distancias fluviales entre las estaciones ubicadas en el área de estudio y desde las cuales se recolectaron datos de variación del nivel de la columna de agua (círculos verdes para las localidades hidrológicas y circulo blanco para la estación de la Bahía de Corral). Se ilustra en color naranja la red fluvial ajustada usando un datum WGS84 UTM 18S. Se hace presente que, si bien la figura representa la proyección en coordenadas geográficas, la red fluvial se delineó usando un datum WGS84 UTM 18S.

RESULTADOS

Evaluación de la variación estacional en el nivel de la columna de agua

El procesamiento y sistematización de datos permitió realizar el ajuste de modelos aditivos generales en todas las estaciones de muestreo estudiadas.

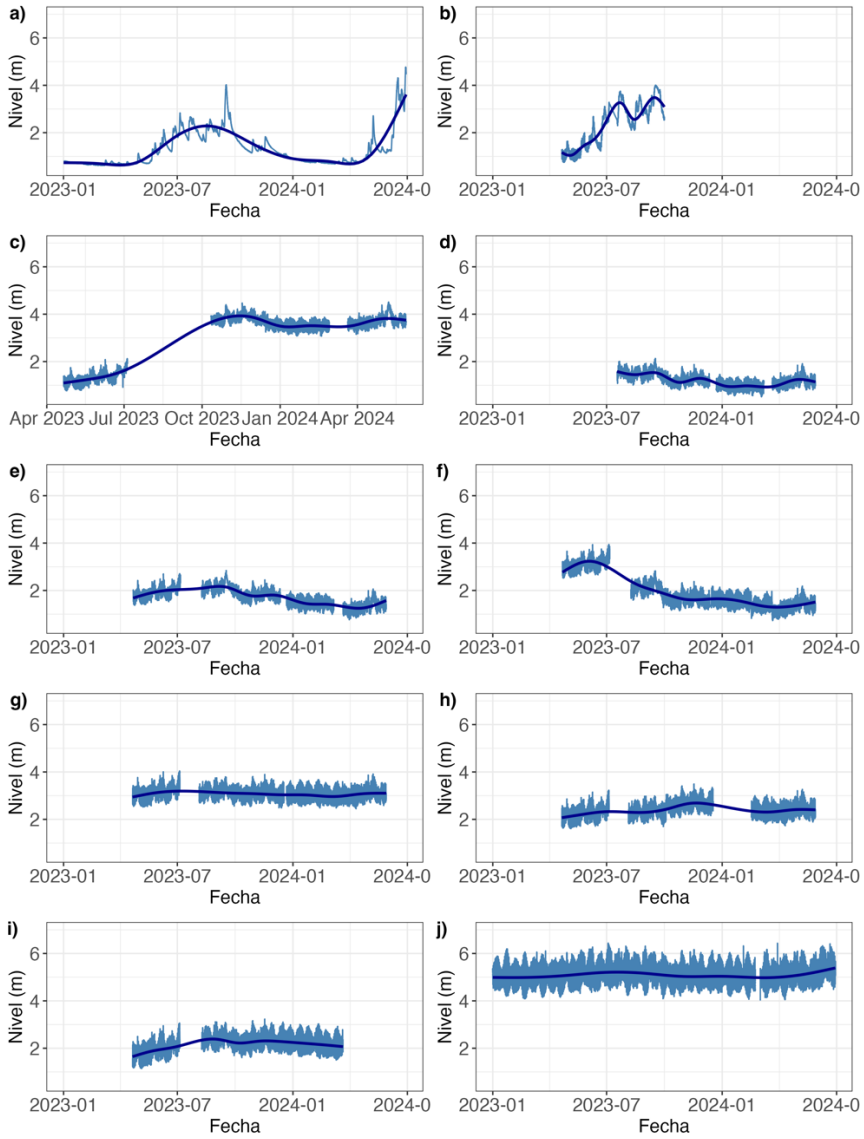


Figura 3.2.3. Variación espacial y temporal en el nivel de la columna de agua a través de las localidades estudiadas en el HRC. Se muestra en color azul claro los valores observados del nivel de la columna de agua en las localidades de a) Rucaco, b) Paico, c) San Luis, d) Santa María, e) río Pichoy, f) río Cayumapu, g) río San Ramón, h) canal Punucapa, i) canal mareal Cau Cau y j) Bahía de Corral. Las líneas azul oscuro muestran los ajustes de la variación estacional mediante modelos GAM.

Como se aprecia en la Figura 3.2.3, el nivel de la columna de agua presenta una marcada variación estacional en las estaciones de Rucaco, Paico, San Luis y río Cayumapu, mientras que las estaciones restantes no presentan oscilaciones estacionales tan marcadas. La significancia de estos patrones se evaluó mediante el ajuste de modelos GAM, que resumen en la Tabla 3.2.2.

Tabla 3.2.2. Resultados del ajuste de modelos GAM para estimar la variación estacional del nivel la columna de agua en el Humedal del río Cruces, Región de Los Ríos a través de los 10 sitios estudiados. Se muestra los coeficientes para el modelo de referencia o intercepto (que representa el efecto de la temporada de otoño) y los coeficientes para los para las restantes estaciones. El termino s(DOY) refleja el grado de ajuste de la función no lineal ajustada a la variación estacional a lo largo de los 365 días del año. Se reporta el estadístico F y Los grados de libertad efectivos (gle) y R^2 del modelo GAM ajustado. Para cada localidad se reporta entre paréntesis el rango estacional estimado para el nivel de la columna de agua. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Intercepto	Primavera	Verano	Invierno	s(DOY)	F(gle=8)	R^2
Rucaco (rango estacional: 1.9315 m)						
1.01±0.01***	0.96±0.0266***	0.22±0.0204***	0.35±0.0186***	7.981	979.6***	0.701
Paico (rango estacional: 2.6373 m)						
1.41±0.009***	1±0.0139***	–	1.34±0.0131***	8.000	6662***	0.842
San Luis (rango estacional: 2.606 m)						
3.46±0.024***	-0.49±0.054***	-0.63±0.0471***	-1.04±0.0219***	7.871	1558***	0.532
Santa María (rango estacional: 0.7824 m)						
0.94±0.004***	0.41±0.0068***	0.2±0.0041***	0.31±0.0095***	7.998	4585***	0.580
Río Pichoy (rango estacional: 1.187 m)						
1.5±0.003***	0.46±0.006***	0.29±0.0059***	0.18±0.0053***	7.998	5359***	0.621
Río Cayumapu (rango estacional: 2.04 m)						
1.55±0.006***	0.86±0.012***	0.37±0.0112***	0.47±0.0111***	7.947	7941***	0.570
Río San Ramón (rango estacional: 0.297 m)						
2.98±0.003***	0.26±0.0064***	0.06±0.006***	0.08±0.0059***	7.955	450.6***	0.076
Canal Punucapa (rango estacional: 0.461 m)						
2.37±0.004***	0.05±0.0098***	0.04±0.0085***	-0.04±0.0075***	7.936	1029***	0.200
Canal mareal Cau Cau (rango estacional: 0.664 m)						
2.16±0.006***	0.09±0.0094***	-0.06±0.0079***	-0.05±0.008***	7.995	1361***	0.272
Bahía de Corral (rango estacional: 0.285 m)						
5.03±0.002***	0.12±0.0045***	0.01±0.0038	0.1±0.0033***	7.997	1531***	0.044

Cabe destacar que, si bien en todos los casos la variación en el nivel de la columna de agua presenta una señal estacional significativa, lo que se evidencia en la significancia del término asociado a las funciones de suavizado no lineal mediante splines cubicas (s(DOY)) y los coeficientes para las distintas estaciones. Sin embargo, el porcentaje de variación explicado no es homogéneo a través de las localidades estudiadas (Tabla 3.2.2). Esto refleja tanto las diferentes variaciones en el valor medio del nivel de la columna de agua, como la presencia de distintos grados de variabilidad alrededor de ese valor medio, lo que corrobora la necesidad de evaluar el porcentaje de variación explicado por modelos de variación mareal.

Evaluación de la variación mareal en el nivel de la columna de agua

Al analizar el ajuste de los modelos que estiman el grado de variación mareal en el nivel de la columna de agua, considerando todo el periodo de tiempo estudiado, se observa que con excepción de el sitio de Rucaco, todos presentan efectos significativos de variación armónica de marea, lo que se resume en la Tabla 3.2.3.

Tabla 3.2.3. Resultados del ajuste del modelo armónico de marea utilizado para caracterizar el decaimiento espacial en la amplitud de variación del nivel la columna de agua para el periodo abril de 2023 - junio de 2024 en el humedal del río Cruces, Región de Los Ríos. Se muestra para los distintos sitios el valor estimado de GDTR y LDTR, así como el valor del estadístico F de Fisher, con su significancia estadística y grados de libertad, así como el R^2 del modelo ajustado. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

		Rango de marea					
Sitio	**Año**	**GDTR**	**LDTR**	**F**	**g.l.1**	**g.l.2**	**R^2**
Rucaco	2023-2024	0.0043	0.0032	0.009^{ns}	8	25637	2.776E-06
Paico	2023-2024	0.2341	0.0396	18^{***}	8	43370	0.003033
San Luis	2023-2024	0.5573	0.0485	143^{***}	8	81644	0.01373
Santa María	2023-2024	0.5865	0.03	2586^{***}	8	73650	0.2192
Pichoy	2023-2024	0.5831	0.0286	1972^{***}	8	99235	0.1371
Cayumapu	2023-2024	0.7209	0.0442	820^{***}	8	105440	0.05852
San Ramón	2023-2024	0.8471	0.0947	22530^{***}	8	106257	0.629
Punucapa	2023-2024	0.8867	0.1219	11220^{***}	8	89915	0.4996
Cau Cau	2023-2024	1.0475	0.1608	12750^{***}	8	85984	0.5426
Corral	2023-2024	1.1486	0.5169	282100^{***}	8	719115	0.7584

Como se aprecia en la Figura 3.2.4, y conforme a lo esperado bajo una hipótesis de forzamiento mareal, el porcentaje de variación explicado por los modelos armónicos de marea tiende a aumentar con la distancia de Rucaco y mayor cercanía a la Bahía de Corral, mientras que se observa lo inverso para el porcentaje de variación explicado por los modelos GAM estacionales (Fig. 3.2.4, Tabla 3.2.3).

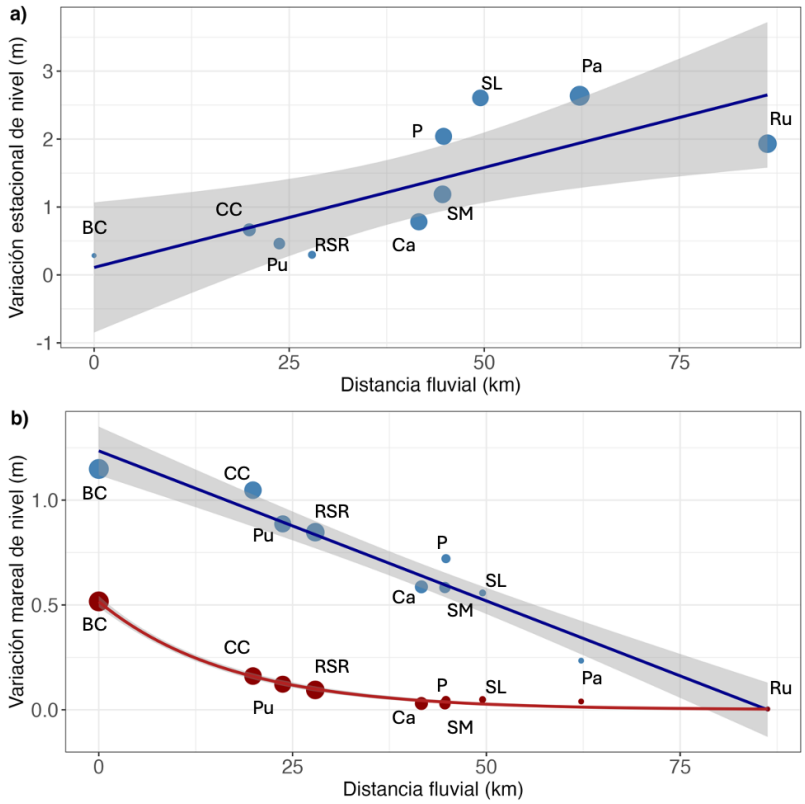


Figura 3.2.4. Variación espacial en a) el forzamiento estacional del nivel de la columna de agua y b) el forzamiento mareal del nivel de la columna de agua a través de las localidades estudiadas en el HRC. En la Figura a) se muestra en color azul claro los valores observados para el rango estacional en el nivel de la columna de agua en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. En la Figura b) se muestra en color azul claro y rojo oscuro respectivamente la variación espacial en el rango observado para sicigia (GDTR) y cuadratura (LDTR) en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. Las líneas de color azul oscuro muestran los ajustes de una regresión linear, mientras que la línea roja muestra el ajuste de una función. El tamaño de los símbolos de la Figura a) representa los porcentajes de varianza explicados por los modelos GAM estacionales, mientras que el tamaño de los símbolos en la Figura b) muestra representa los porcentajes de varianza explicados por el ajuste del modelo armónico de marea. Para mayor claridad, se han rotulado los puntos correspondientes a las distintas estaciones en el siguiente orden de izquierda a derecha: Bahía de Corral (BC), canal mareal Cau Cau (CC), canal Punucapa (Pu), río San Ramón (RSR), río Cayumapu (Ca), rio Pichoy (P), Santa María (SM), San Luis (SL), Paico (Pa) y Rucaco (Ru).

Al repetir el análisis a nivel de estaciones y para los distintos sitios y años muestra patrones consistentes con el patrón global, pero con variaciones entre distintas estaciones y años para los diferentes sitios, lo que se resume en la Tabla 3.2.4 y se ilustra en la Figura 3.2.5. De igual manera, el ajuste de las distintas funciones de decaimiento espacial se reporta en la Tabla 3.2.5, que muestran como la variación espacial en el rango de variación estacional en el nivel de marea presenta una variabilidad importante para el conjunto global de datos, pero con un R^2 de 0.52. Esto contrasta con los ajustes para el decaimiento de la variabilidad mareal que muestra valores de R^2 de 0.95 y 0.896 para sicigia y cuadratura respectivamente (Fig. 3.2.4, Tabla 3.2.5).

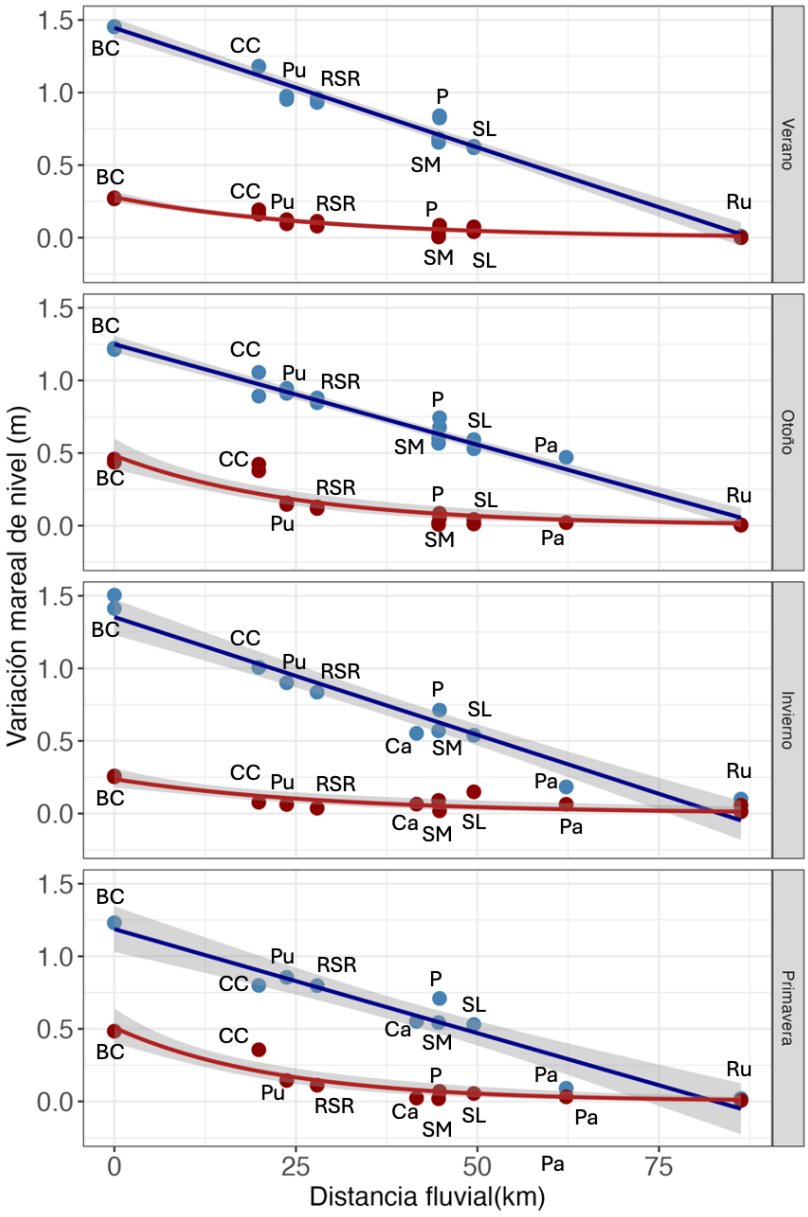


Figura 3.2.5. Variación espaciotemporal en el forzamiento mareal del nivel de la columna de agua a través de las localidades estudiadas en el HRC. La Figura muestra el ajuste estacional de las relaciones presentadas en la Figura 3.1.4 b. Se ilustran en color azul claro y rojo oscuro respectivamente la variación espacial en el rango observado para sicigia (GDTR) y cuadratura (LDTR) en función de la distancia fluvial a la Bahía de Corral. Las líneas de color azul oscuro muestran los ajustes de una regresión linear, mientras que la línea roja muestra el ajuste de una función. El tamaño de los símbolos azules en la Figura representa los porcentajes de varianza explicados por los modelos GAM estacionales, mientras que el tamaño de los símbolos rojos representa los porcentajes de varianza explicados por el ajuste del modelo armónico de marea. Se rotulan los puntos correspondientes a las distintas estaciones siguiendo la estructura de la Figura 3.1.4.

Tabla 3.2.4. Resultados del ajuste del modelo armónico de marea en la amplitud de variación del nivel la columna de agua para las distintas estaciones en el periodo abril de 2023 - junio de 2024 en el humedal del río Cruces, Región de Los Ríos. Se muestra para los distintos sitios el valor estimado de GDTR y LDTR, así como el valor del estadístico F de Fisher, con su significancia estadística y grados de libertad, así como el R^2 del modelo ajustado. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes símbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0. 001.

Sitio	Estación	Año	GDTR	LDTR	F	g.l.1	g.l.2	R2
Corral	Verano	2023	1.45	0.27	138900***	8	114519	0.91
Corral	Otoño	2023	1.22	0.44	65860***	8	115075	0.82
Corral	Invierno	2023	1.41	0.26	51130***	8	110097	0.79
Corral	Primavera	2023	1.23	0.48	57170***	8	109910	0.81
Corral	Verano	2024	1.45	0.27	222500***	8	179662	0.91
Corral	Otoño	2024	1.21	0.46	61900***	8	123725	0.8
Corral	Invierno	2024	1.50	0.25	25920***	8	80606	0.72
Rucaco	Verano	2023	0.01	0.00	0.1049ns	8	3920	0.00
Rucaco	Otoño	2023	0.01	0.00	0.04519ns	8	4408	0.00
Rucaco	Invierno	2023	0.02	0.01	0.07555ns	8	4448	0.00
Rucaco	Primavera	2023	0.02	0.01	0.03291ns	8	4138	0.00
Rucaco	Verano	2024	0.00	0.00	0.06039ns	8	6778	0.00
Rucaco	Otoño	2024	0.01	0.01	0.01378ns	8	4394	0.00
Rucaco	Invierno	2024	0.10	0.06	0.1079ns	8	1431	0.00
Paico	Otoño	2023	0.47	0.02	303.8***	8	11884	0.17
Paico	Invierno	2023	0.18	0.06	11.63***	8	22839	0.00
Paico	Primavera	2023	0.09	0.03	2.371**	8	8631	0.00
San Luis	Verano	2023	0.62	0.07	1213***	8	8912	0.52
San Luis	Otoño	2023	0.59	0.01	1356***	8	11884	0.48
San Luis	Invierno	2023	0.54	0.15	571.1***	8	9793	0.32
San Luis	Primavera	2023	0.53	0.05	1245***	8	14511	0.41
San Luis	Verano	2024	0.63	0.04	4202***	8	25621	0.57
San Luis	Otoño	2024	0.53	0.04	938.7***	8	19803	0.27
Santa María	Invierno	2023	0.55	0.06	1371***	8	13036	0.46
Santa María	Primavera	2023	0.55	0.02	1183***	8	26174	0.27
Pichoy	Verano	2023	0.66	0.02	1257***	8	6117	0.62
Pichoy	Otoño	2023	0.60	0.01	1284***	8	11596	0.47
Pichoy	Invierno	2023	0.57	0.09	1373***	8	16789	0.40
Pichoy	Primavera	2023	0.54	0.02	862.4***	8	26178	0.21
Pichoy	Verano	2024	0.68	0.01	5403***	8	23397	0.65
Pichoy	Otoño	2024	0.57	0.02	1456***	8	21243	0.35

Continuación Tabla 3.2.4.

Sitio	Estación	Año	GDTR	LDTR	F	g.l.1	g.l.2	R2
Cayumapu	Verano	2023	0.84	0.06	4076***	8	8130	0.80
Cayumapu	Otoño	2023	0.74	0.08	2031***	8	11596	0.58
Cayumapu	Invierno	2023	0.71	0.02	171.2***	8	16788	0.07
Cayumapu	Primavera	2023	0.71	0.07	1151***	8	26182	0.26
Cayumapu	Verano	2024	0.82	0.09	7398***	8	25404	0.70
Cayumapu	Otoño	2024	0.68	0.06	2367***	8	25438	0.43
San Ramón	Verano	2023	0.93	0.08	7590***	8	7808	0.89
San Ramón	Otoño	2023	0.88	0.13	3355***	8	11884	0.69
San Ramón	Invierno	2023	0.84	0.04	3394***	8	17652	0.61
San Ramón	Primavera	2023	0.80	0.11	5691***	8	26176	0.63
San Ramón	Verano	2024	0.96	0.11	21970***	8	25077	0.88
San Ramón	Otoño	2024	0.85	0.12	5526***	8	25436	0.63
Punucapa	Verano	2023	0.98	0.10	3500***	8	4823	0.85
Punucapa	Otoño	2023	0.94	0.16	3827***	8	11872	0.72
Punucapa	Invierno	2023	0.90	0.06	4067***	8	17652	0.65
Punucapa	Primavera	2023	0.86	0.14	3420***	8	26183	0.51
Punucapa	Verano	2024	0.95	0.12	2392***	8	8734	0.69
Punucapa	Otoño	2024	0.91	0.15	6914***	8	25442	0.68
Cau Cau	Verano	2023	1.18	0.16	9749***	8	8459	0.90
Cau Cau	Otoño	2023	0.89	0.42	4257***	8	11884	0.74
Cau Cau	Invierno	2023	1.01	0.08	2499***	8	16500	0.55
Cau Cau	Primavera	2023	0.80	0.36	6989***	8	26178	0.68
Cau Cau	Verano	2024	1.18	0.19	21670***	8	25731	0.87
Cau Cau	Otoño	2024	1.06	0.38	3669***	8	5659	0.84

Tabla 3.2.5. Resultados del ajuste del modelo de decaimiento espacial en la amplitud de variación del nivel la columna de agua en el humedal del río Cruces, Región de Los Ríos. Se muestra para distintas escalas de tiempo y fuentes de variación el valor de cada parámetro estimado y error estándar, así como el nivel de significancia. El nivel de significancia se representa de acuerdo a los siguientes simbolos: ^{ns}:p≥0.05 * :p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001.

Fuente de Variación	Intercepto	Distancia	g.l.		F	p	R^2
			1	2			
2023-2024							
GAM							
Estacional	0.11±0.42^{ns}	0.03±0.01*	1	8	10.66	0.011	0.52
Modelo armónico de mareas							
Sicigia	1.23±0.05***	-0.01±0***	1	8	172.5	<0.001	0.95
Cuadratura	-0.78±0.28*	-0.05±0.01***	1	8	78.91	<0.001	0.90
Modelo armónico de mareas							
Verano							
Sicigia	1.45±0.03***	-0.02±0***	1	14	553.5	<0.001	0.97
Cuadratura	-0.59±0.470^{ns}	-0.068±0.0106***	1	14	41.39	<0.001	0.73
Otoño							
Sicigia	1.25±0.030^{ns}	-0.014±0.0006***	1	15	563.1	<0.001	0.97
Cuadratura	-0.51±0.31^{ns}	-0.06±0.0068***	1	15	79.18	<0.001	0.83
Invierno							
Sicigia	1.35±0.06***	-0.016±0.0011***	1	10	206.9	<0.001	0.95
Cuadratura	-1.85±0.38***	-0.021±0.0077*	1	10	7.294	0.0223	0.36
Primavera							
Sicigia	1.19±0.07***	-0.014±0.0015***	1	8	93.98	<0.001	0.91
Cuadratura	-0.72±0.37$^{.}$	-0.051±0.0081*	1	8	39.83	<0.001	0.81

Así pues, los resultados obtenidos permiten estimar las escalas espaciales de influencia de la variación estacional y mareal sobre el nivel de la columna de agua.

CONCLUSIONES

- El análisis de la variación de alta frecuencia del nivel de la columna de agua a lo largo de 10 puntos de muestreo entre la estación de Rucaco y la Bahía de Corral

permitió caracterizar la influencia relativa de la variación estacional y mareal sobre este atributo hidrológico del HRC.

- Se observó que la variación estacional en el nivel de la columna de agua es más importante cerca de Rucaco, disminuyendo linealmente para puntos más cercanos a la Bahía de Corral. Esto revela que el forzamiento estacional por variación en precipitaciones y aumento de caudal es más marcado en los puntos cercanos al cauce principal del río Cruces y hacia la cabecera del estuario.
- Se observa que la importancia o efecto de la marea de sicigia es mayor a 1.0 metro en la Bahía de Corral, disminuyendo de manera lineal con la distancia fluvial a la Bahía de Corral, mientras que en el caso de la importancia o efecto de la marea de cuadratura es del orden de 0.5 m en la Bahía de Corral, disminuyendo de manera exponencial con la distancia fluvial a la Bahía de Corral.
- Si bien se observan resultados similares para el análisis a nivel estacional, pero se aprecia que las relaciones son moduladas por el ciclo estacional, con una baja en los niveles para el otoño y primavera.
- Esta variación estacional podría reflejar una interacción sinérgica del régimen de precipitaciones y caudal con el efecto la marea a lo largo del humedal. Sin embargo, la influencia de la marea de cuadratura esta acotada a distancias entre 25 y 30 km fluviales, siendo el sector del río San Ramón la zona donde se dejaría de apreciar efectos significativos de la marea de cuadratura. Esto puede interpretarse como resultado de la variación en topografía y batimetría del humedal a medida que se consideran sectores más alejados de la boca del estuario.

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.

Alvarez-Garreton, C., Mendoza, P.A., Boisier, J.P., Addor, N., Galleguillos, M., Zambrano-Bigiarini, M., Lara, A., Puelma, C., Cortes, G., Garreaud, R. and McPhee, J. (2018). The

CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies–Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, *22*(11), pp.5817-5846.

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

Andridge, R. R., & Little, R. J. (2010). A review of hot deck imputation for survey non-response. International statistical review, 78(1), 40-64.

Boisier, J. P., Rondanelli, R., Garreaud, R. D., & Muñoz, F. (2016). Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters*, *43*(1), 413-421.

Boisier, J. P., Alvarez-Garreton, C., Cordero, R. R., Damiani, A., Gallardo, L., Garreaud, R. D., ... & Rondanelli, R. (2018). Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations. *Elem Sci Anth*, *6*, 74.

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

Cazelles B., Chavez M., Berteaux, D., Menard F., Vik J.O., Jenouvrier S., and Stenseth N.C. (2008). Wavelet analysis of ecological time series. Oecologia 156, 287–304.

Dempster, A. P., Laird, N. M., & Rubin, D. B. (1977). Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. Journal of the royal statistical society: series B (methodological), 39(1), 1-22.

Ford, B. L. (1983). An Overview of Hot-Deck Procedures. Incomplete data in sample surveys, 2(Part IV):185–207. [p1]

Gherardi-Fuentes, C., Ruiz J. & Navedo, J. G. (2022). Insights into migratory connectivity and conservation concerns of Red Knots *Calidris canutus* in the austral Pacific coast of the Americas. Bird Conservation International, 32(2), 223-231.

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

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.

González-Reyes, Á., Jacques-Coper, M., & Muñoz, A. A. (2021). Seasonal precipitation in south-central Chile: Trends in extreme events since 1900. Atmósfera, 34(4): 371-384.

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.

Hernandez, D., Mendoza, P. A., Boisier, J. P., & Ricchetti, F. (2022). Hydrologic Sensitivities and ENSO Variability Across Hydrological Regimes in Central Chile (28°–41° S). Water Resources Research, 58(9), e2021WR031860.

Hidalgo-Corrotea, C., Alaniz, A. J., Vergara, P. M., Moreira-Arce, D., Carvajal, M. A., Pacheco-Cancino, P., & Espinosa, A. (2023). High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. Science of the Total Environment, 903, 166130.

Hipel, K.W. and McLeod, A.I. (1994). Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. New York: Elsevier Science.

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

IHO. (2011). IHO Manual on Hydrography. IHO Publication C-13. Monaco: International Hydrographic Organization. Monaco.

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

Latrech, B., Yacoubi, S., Hermassi, T., Slatni, A., Jarray, F., & Pouget, L. (2023). Homogeneity and Trend Analysis of Climatic Variables in Cap-Bon Region of Tunisia. Applied Sciences, 13(19), 10593.

Luebert, F. and Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria.

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

Marquet, P. A., Abades, S., & Barría, I. (2017). Distribution and conservation of coastal wetlands: A geographic perspective. The ecology and natural history of Chilean Saltmarshes, 1-14.

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

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

Moritz, S., & Bartz-Beielstein, T. (2017). imputeTS: time series missing value imputation in R. *R J.*, *9*(1), 207-2018. doi: 10.32614/RJ-2017-009 (URL: https://doi.org/10.32614/RJ-2017-009).

Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E., & Izquierdo, T. (2021). The arid coastal wetlands of northern Chile: Towards an integrated management of highly threatened systems. Journal of Marine Science and Engineering, 9(9): 948.

Oyarzun, E.S. (2019). Ecosystem services affected by natural disasters at coast and sea. In La Zona Costera en Chile: Adaptacion y Planificacion Para la Resiliencia; Hidalgo, R., Martinez, C., Henriquez, C., Arenas, F., Rangel-Buitrago, N., Contreras-Lopez, M., Eds.; Instituto de Geografía-Serie GEOlibros: Santiago, Chile, pp. 285–307.

Pettitt, A. N. (1979). A non-parametric approach to the change-point problem. Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics), 28(2), 126-135.

Pohlert T (2023). _trend: Non-Parametric Trend Tests and Change-Point Detection_. R package version 1.1.6, https://CRAN.R-project.org/package=trend.

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

R Core Team (2023). _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org/.

Roesch A y Schmidbauer H (2018). WaveletComp: Computational Wavelet Analysis. R package version 1.1, https://CRAN.R-project.org/package=WaveletComp.

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

Rubin, D. B. (2018). Multiple imputation. In *Flexible Imputation of Missing Data, Second Edition* (pp. 29-62). Chapman and Hall/CRC.

Ruiz, S., Jimenez-Bluhm, P., Di Pillo, F., Baumberger, C., Galdames, P., Marambio, V., ... & Hamilton-West, C. (2021). Temporal dynamics and the influence of environmental variables on the prevalence of avian influenza virus in main wetlands in central Chile. Transboundary and emerging diseases, 68(3), 1601-1614.

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

Sen, P.K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau, Journal of the American Statistical Association 63, 1379–1389.Stagg, C. L., Osland, M. J., Moon, J. A., Hall, C. T., Feher, L. C., Jones, W. R., ... & Vervaeke, W. C. (2020). Quantifying hydrologic controls on local-and landscape-scale indicators of coastal wetland loss. *Annals of Botany*, *125*(2), 365-376.

Stephenson, A. G. (2016). Harmonic analysis of tides using TideHarmonics. URL https//CRAN. R-project. org/package= TideHarmonics.

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

Tusell, F. (2011). Kalman filtering in R. Journal of Statistical Software, 39, pp.1-27.

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

UNESCO (1982). Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Ramsar, Iran, 2.2.1971. Modificada según el Protocolo de París, 3.12.1982 y las Enmiendas de Regina, 28.5.1987. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO): Paris, Francia.

Vacek, P., & Ashikaga, T. (1980). An examination of the nearest neighbor rule for imputing missing values. Proc. Statist. Computing Sect., Amer. Statist. Ass, 326-331.

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

Yáñez-Cuadra, V., Moreno, M., Ortega-Culaciati, F., Donoso, F., Báez, J. C., & Tassara, A. (2023). Mosaicking Andean morphostructure and seismic cycle crustal deformation patterns using GNSS velocities and machine learning. Frontiers in Earth Science, 11, 1096238.

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.

Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36.

Wood, S.N. (2017). Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

Wood, S., & Wood, M. S. (2015). Package 'mgcv'. R package version, 1(29): 729.

Wood S.N., N. Pya and B. Saefken. (2016). Smoothing parameter and model selection for general smooth models (with discussion). Journal of the American Statistical Association 111:1548-1575.

3.3. DEFORMACION SUPERFICIAL EN LA ZONA DEL HRC

ANTECEDENTES

Una cuantificación precisa de la tasa de deformación de la superficie terrestre y sus variaciones espaciales en el tiempo, constituye información crucial para comprender el impacto de los procesos geológicos sobre el medio ambiente. Para ello, es necesario

cuantificar con alta precisión, la deformación histórica a lo largo de décadas e implementar un monitoreo continuo de la deformación actual de esa superficie.

Actualmente, la geodesia espacial, a través de los datos del Sistema de Navegación Global por Satélite (GNSS) y la Interferometría Diferencial de Radar de Apertura Sintética (DInSAR), permite cuantificar y detectar desplazamientos de superficie con precisión milimétrica y de manera continua en el tiempo. Ambas técnicas son complementarias: los datos de estaciones GNSS proporcionan una mayor resolución temporal y monitoreo de desplazamientos tridimensionales (norte-sur, este-oeste y vertical), mientras que el DInSAR ofrece una excelente resolución espacial, aunque solo detecta deformaciones casi verticales en la línea de visión (LOS) entre el satélite y la superficie terrestre, con una resolución temporal de varios días.

Los datos de geodesia espacial han permitido detectar diversos factores que influyen en los cambios de desplazamientos en la superficie terrestre. La deformación a escala de días a décadas es principalmente una respuesta a los procesos relacionados con el ciclo de grandes terremotos (*e.g.,* Bevis & Brown, 2014), los cuales pueden alterar rápidamente el nivel de la superficie. Por ejemplo, las zonas alrededor de la ciudad de Valdivia descendieron casi 2 metros de manera casi instantánea durante el terremoto de 1960 (Mw 9.5), mientras que áreas como la Isla Santa María (Golfo de Arauco) se elevaron 2 metros durante el terremoto del Maule en 2010 (Mw 8.8).

Durante el periodo que transcurre entre grandes terremotos - proceso que puede durar varias décadas - se produce una deformación lenta e imperceptible, caracterizada por generar patrones de deformación generalmente opuestos a los causados por los grandes terremotos. Esto significa que, luego de que ciertas áreas hayan descendido durante un terremoto, experimentan un lento alzamiento posterior, que puede alcanzar varios milímetros anuales durante varias décadas.

Otro proceso que influye en el nivel de superficie es el efecto hidrológico, causado por precipitaciones, cambios en el nivel freático y variaciones en el nivel de las masas de

agua en humedales (*e*.g., Bevis & Brown, 2014). De esta manera, la superficie terrestre sube y baja estacionalmente en respuesta a la cantidad de precipitaciones, nieve y variaciones del caudal en ríos y fuentes de agua adyacentes al área de deformación. El caudal de los ríos, así como el nivel de agua en humedales, afecta estacionalmente el nivel de la superficie debido a la carga de la masa de agua. Estos procesos pueden variar de un año a otro por efectos climáticos; sin embargo, aún no está claro cómo estos efectos pueden influir en procesos como la sismicidad y la deformación permanente.

Debido a la naturaleza dinámica de estos procesos - influenciados por factores de gran escala como el cambio climático y la interacción entre la deformación sísmica y la carga hidrológica - es esencial mantener un monitoreo constante para entender estos fenómenos. Áreas específicas, como los humedales costeros, pueden ser particularmente vulnerables a procesos de subsidencia o alzamiento de la corteza, con importantes implicaciones para el medio ambiente y la gestión territorial. La detección y monitoreo oportuno de estos cambios, son cruciales para desarrollar estrategias de adaptación eficaces frente a presiones ambientales como la deformación continental y el cambio climático.

Los humedales son ecosistemas críticos que proporcionan importantes servicios ecosistémicos, como la mitigación de inundaciones, la filtración de agua, y la captura de carbono. Por lo tanto, su estabilidad y preservación son fundamentales para el socio ecosistema circundante. De ahí, que la información obtenida a través del monitoreo geodésico sea vital para la gestión y conservación de estos ecosistemas, especialmente en áreas vulnerables al cambio climático y la actividad humana. Por ejemplo, en el Pantanal de Brasil (Pereira & Vieira, 2018) - uno de los humedales más extensos del planeta - se ha empleado GNSS para medir subsidencias y cambios en la elevación, lo que proporciona datos cruciales para la gestión del agua y la conservación ambiental. Consecuentemente, este estudio apunta a obtener datos que permitan mejorar la gestión territorial del HRC y la comprensión de los procesos que definen su paisaje biológico,

especialmente aquel de las macrófitas acuáticas del área. Este componente es esencial para la mantención de las aves herbívoras del humedal, como lo son los cisnes de cuello negro y las taguas.

OBJETIVOS

- Cuantificar los cambios en el nivel de superficie en el HRC y en la zona alrededor de Valdivia utilizando datos de geodesia espacial, con el fin de caracterizar la tasa y las variaciones de deformación relacionadas con el ciclo sísmico de grandes terremotos y aquellos producidos por el ciclo hidrológico local.

- Determinar la relación eventual entre los cambios en el nivel de superficie del HRC y el ciclo hidrológico local, considerando factores como las deformaciones estacionarias verticales y el caudal hídrico.

El desarrollo de estos objetivos, permitirán una comprensión más completa de los procesos que afectan la estabilidad del HRC y su relación con fenómenos naturales a diferentes escalas temporales y espaciales.

METODOLOGIAS

Series de tiempo de GNSS

La estimación de los desplazamientos horizontales y verticales de la superficie terrestre se realiza mediante la utilización de observaciones de los Sistemas Globales de Navegación por Satélite (GNSS, por sus siglas en inglés: Global Navigation Satellite System), siendo el Sistema de Posicionamiento Global (GPS: Global Positioning System) el más conocido. Este método, basado en soluciones diarias, permite determinar la posición geocéntrica del área de interés con una precisión del orden de milímetros (Báez *et al*., 2018). Al comparar temporalmente estas posiciones diarias, se pueden determinar sus variaciones, lo que permite construir series de tiempo, las que son fundamentales para analizar y comprender la dinámica local y regional de la superficie de la Tierra (Báez *et al.,*

2007). Para el procesamiento de los datos GNSS, se utilizó el software Bernese (Dach *et al.,* 2007), una herramienta avanzada que permite procesar datos GNSS mediante la técnica de doble diferencia. Esta técnica reduce significativamente los errores relacionados con la ionosfera y la troposfera, mejorando la precisión de las soluciones de posicionamiento. El software Bernese aplica correcciones a las observaciones de las estaciones GNSS, comparando las señales recibidas por diferentes satélites desde múltiples estaciones de referencia, lo que permite calcular desplazamientos con una alta precisión.

En el HRC y sus alrededores, existen varias estaciones GNSS pertenecientes a diferentes organizaciones, cuyas bases de datos están disponibles de forma abierta (ver http://gnss.csn.uchile.cl). En el año 2015, se instaló una estación GNSS en la parte central del humedal (sector Santa María), denominada RCRU, con el objetivo de caracterizar la geodinámica regional y local de la corteza. Los datos de la estación RCRU han sido procesados en conjunto con los de otras estaciones instaladas por diversos grupos de investigación, cuyos datos también están disponibles de forma abierta (Báez *et al*., 2018). En octubre del año 2022, se instaló una nueva estación GNSS en el área del humedal; específicamente en el sector Tralcao aledaño al río Pichoy (estación TRCO) y en febrero del año 2023 se añadió otra estación; específicamente en el terreno donde se emplaza el Laboratorio Costero de Recursos Acuáticos de la Facultad de Ciencias de la Universidad Austral de Chile, ubicado en la costa de Valdivia (sector Calfuco, estación CFKO). Los datos de estas estaciones se integraron en un proceso de red que permitió identificar tanto efectos locales como regionales. La Figura 3.3.1 muestra la localización de la red de estaciones continuas GNSS (cGNSS) disponibles para este estudio. El procesamiento de estos datos, ha permitido generar un análisis espacio-temporal de la deformación local, proporcionando valiosas inferencias sobre la dinámica regional y su relación con el ciclo sísmico (Bedford *et al*., 2019; Moreno *et al*., 2018). Además, se han identificado y separado las señales locales que caracterizan los efectos estacionales y específicos del entorno.

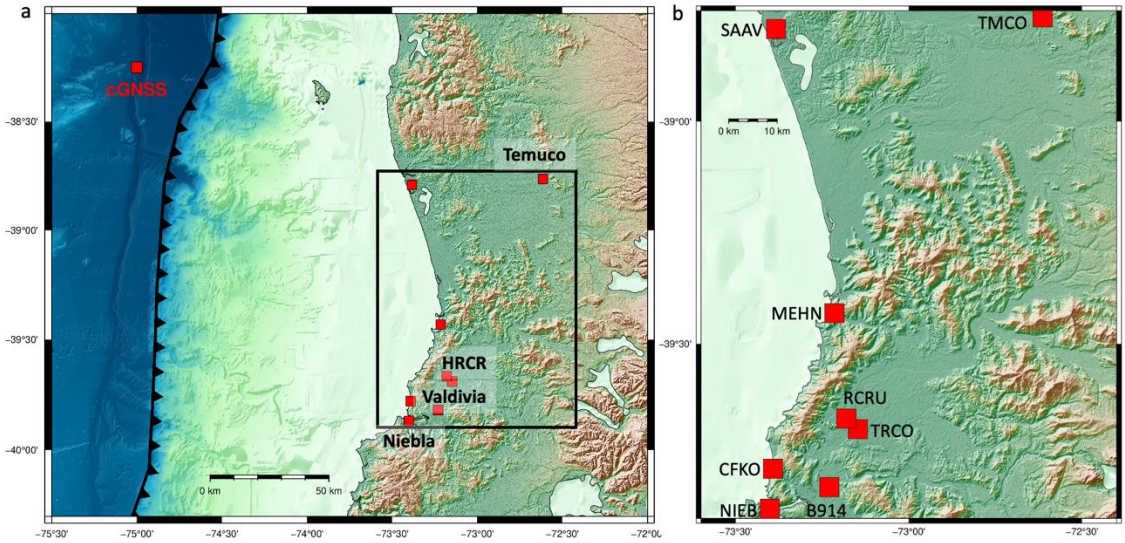


Figura 3.3.1. a) Ubicación de la red de estaciones continuas GNSS (cGNSS), cuyos datos fueron procesados y analizados en este estudio. Las estaciones GNSS, representadas por cuadrados rojos, fueron instaladas como parte del Monitoreo Ambiental del HRC (RCRU, TRCO y CFKO) y del Centro Sismológico Nacional (CSN) (TMCO (Temuco), MEHN (Mehuín), B914 (Valdivia) y NIEB (Niebla)). El rectángulo con líneas negras en a) indica la región del mapa ampliada en el panel b), donde se incluyen los acrónimos de las estaciones utilizadas.

Las observaciones se procesaron en forma diferencial, con soluciones de red ajustadas a ITRF2014 (Altamimi *et al*., 2014) y en base a soluciones diarias, las cuales se acumularon y compararon para generar series de tiempo. Tales series se analizaron en forma conjunta, para evaluar señales regionales y en forma individual y para determinar efectos locales residuales, que eventualmente afectan la zona de interés (Bedford *et al*., 2020). Para cuantificar los mecanismos que inducen movimientos en las estaciones, se utilizó el modelo de trayectoria para movimientos de la corteza propuesto por Bevis & Brown (2014) y que se expresa como:

$$\mathbf{x}(t) = \sum_{i=1}^{n_p+1} \mathbf{p}_i (t - t_R)^{i-1} + \sum_{j=1}^{n_J} \mathbf{b}_j H(t - t_j) + \sum_{k=1}^{n_F} \mathbf{s}_k sin(\omega_k t) + \mathbf{c}_k cos(\omega_k t) + \sum_{i=1}^{n_T} \mathbf{a}_i log(1 + \Delta t_i / T_i)$$

Estos términos consideran la velocidad, desplazamientos por terremotos o cambios en la configuración de las estaciones, el movimiento estacionario por la carga hidrológica y efectos inducidos por terremotos.

DInSAR (Radar Interferométrico de Apertura Sintética)

DInSAR es una técnica avanzada de teledetección que permite la medición precisa de desplazamientos en la superficie terrestre con alta resolución espacial, sin necesidad de instalar estaciones en el terreno. Funciona mediante la comparación de dos o más imágenes de radar, obtenidas por un satélite desde posiciones ligeramente diferentes o en momentos distintos. El radar emite ondas electromagnéticas hacia la superficie y registra el tiempo que tarda en regresar después de rebotar en el suelo. Al combinar estas imágenes, DInSAR detecta cambios en la distancia entre el satélite y la superficie de la Tierra, evidenciados por diferencias en el retardo de fase de las ondas reflejadas (Fig. 3.3.2). Estas diferencias de fase permiten calcular deformaciones del terreno, como movimientos causados por terremotos, erupciones volcánicas, deslizamientos de tierra, o subsidencia, con una precisión de milímetros a centímetros.

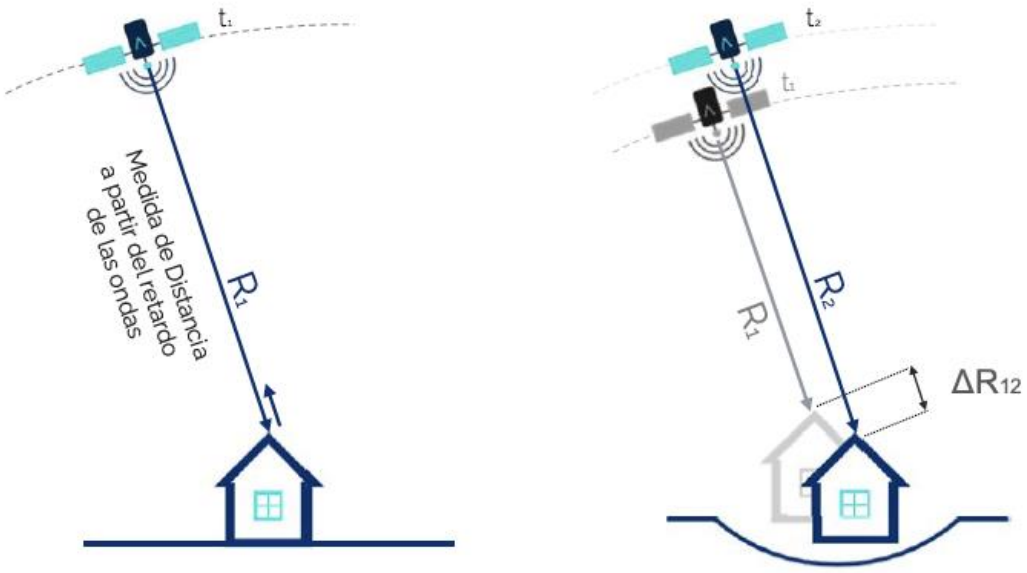


Figura 3.3.2. Esquema de la técnica DINSAR (Interferometría Diferencial SAR): a la izquierda, se ilustra cómo un satélite radar mide el retardo de las ondas electromagnéticas reflejadas en la superficie, determinando la distancia (R1) entre el satélite y el terreno. A la derecha, se muestra cómo dos adquisiciones en diferentes momentos (t1 y t2) permiten detectar cambios en la superficie terrestre, al calcular la diferencia en los retardos de las ondas (ΔR12), identificando así y con alta precisión, deformaciones del terreno.

DInSAR, se basa en la comparación de dos o más imágenes de radar de apertura sintética (SAR), capturadas en diferentes momentos por un satélite en órbitas similares. Al comparar las fases de las señales de radar reflejadas por la superficie en distintos momentos, DInSAR puede detectar y cuantificar pequeños cambios en la distancia entre el satélite y la superficie terrestre. Estos cambios de fase reflejan movimientos en la superficie, tanto verticales como horizontales, que pueden deberse a una variedad de fenómenos geológicos y antropogénicos, como terremotos, actividad volcánica, deslizamientos de tierra, subsidencia causada por la extracción de agua subterránea y la expansión o contracción del suelo, debido a cambios en la humedad.

Una de las principales ventajas de DInSAR, es su capacidad para generar mapas de desplazamiento casi continuos a lo largo de la línea de visión (LOS) del satélite, lo que

permite una evaluación detallada y en alta resolución de los cambios en la superficie terrestre sobre grandes áreas, todo de manera remota. En los últimos años, DInSAR ha evolucionado hacia el análisis de series temporales, lo que permite no solo la detección de cambios puntuales, sino también el seguimiento de la evolución de desplazamientos en el tiempo. Este enfoque ha ampliado significativamente el rango de aplicaciones de DInSAR, que ahora se utiliza ampliamente para monitorear deformaciones asociadas con el ciclo sísmico, la actividad volcánica, la estabilidad de infraestructuras y los impactos ambientales de la explotación de recursos naturales.

La metodología de este estudio abarca la recopilación, procesamiento, análisis e interpretación de datos de radar utilizando la técnica DInSAR (Interferometría Diferencial de Radar de Apertura Sintética). Para procesar estos datos, se empleó el software GMTSAR (Sandwell *et al*., 2011), una herramienta ampliamente reconocida en la comunidad científica para el análisis de datos de InSAR. Con el fin de mejorar la precisión en la detección de movimientos en la superficie terrestre, se utilizó el algoritmo SBAS (Small Baseline Subset) (Berardino *et al*., 2002), que permite detectar y analizar deformaciones en la superficie terrestre a lo largo del tiempo. SBAS genera interferogramas a partir de pares de imágenes de radar capturadas en diferentes momentos, seleccionando aquellas con mínimas diferencias espaciales y temporales (línea de base pequeña). Esta técnica es particularmente efectiva para estudiar tanto deformaciones a gran escala, como desplazamientos más localizados con alta precisión. Un aspecto clave del método SBAS es la cuidadosa selección de los pares de imágenes, minimizando la separación espacial y temporal entre las órbitas del satélite. Esta estrategia es fundamental para evitar la pérdida de coherencia, un problema común en la interferometría de radar que puede comprometer la calidad de los datos. SBAS también permite generar series temporales de deformación, proporcionando una visión detallada de la evolución de los movimientos de la superficie a lo largo del tiempo.

Se utilizaron datos del programa Sentinel-1 (años 2014 - 2023) para obtener el campo de deformación del área de estudio. El satélite Sentinel-1A emite señales en la Banda-C (5.23 cm de longitud de onda), lo que permite una resolución espacial de 15

metros, es decir, la capacidad de distinguir deformaciones entre áreas adyacentes. Después de aplicar algoritmos DInSAR para el análisis de series de tiempo utilizando la técnica SBAS, se puede mejorar la precisión en la detección de desplazamientos superficiales hasta aproximadamente 0.5 cm. Se utilizaron todas las imágenes disponibles de las órbitas desde octubre de 2014 hasta diciembre de 2023, lo que incluyó un total de 120 imágenes descendentes. En total, se analizaron más de 1200 interferogramas para lograr los mejores resultados posibles.

Durante el procesamiento DInSAR, y con el fin de recuperar la deformación sobre un mayor número de píxeles persistentes (PSI), se construyó la red SBAS para cada píxel individual a la máxima resolución de Sentinel-1 (15 m * 15 m). Esta red consistió en pares interferométricos altamente coherentes, lo que permitió aumentar la densidad de puntos PSI. De esta manera, se incluyó en el análisis de series temporales, un mayor número de interferogramas, lo que ayudó a reducir el retraso atmosférico no compensado y no correlacionado temporalmente. Además, se implementó una serie de módulos para detectar y enmascarar los errores de desenvoltura, corregir perturbaciones atmosféricas y eliminar tendencias de gran escala.

RESULTADOS

Series de tiempo con datos GNSS

El procesamiento de los datos GNSS permitió estimar la posición de las estaciones en las componentes norte-sur, este-oeste y vertical (arriba-abajo), con una precisión de unos pocos milímetros, basándose en soluciones diarias. Estos resultados posibilitaron un análisis espacio-temporal de la deformación local, permitiendo inferir la dinámica regional y su relación con el ciclo sísmico (Bedford *et al.*, 2019; Moreno *et al.*, 2018), al separar las señales locales que caracterizan efectos estacionales y locales.

La Figura 3.3.3 muestra un mapa de velocidades GNSS en la región alrededor de Valdivia. Las flechas en el mapa representan la velocidad y dirección del movimiento de

diferentes estaciones GNSS en la región, con las componentes norte-sur y este-oeste indicadas por las flechas rojas, y la componente vertical (alzamiento o subsidencia) indicada por las flechas azules. La longitud de las flechas corresponde a la magnitud del movimiento, con las escalas indicadas en la leyenda, donde 10 mm/año (mm/yr) y 20 mm/año (mm/yr) se utilizan como referencia. Los vectores apuntan hacia el noreste, lo que es consistente con el movimiento de la placa de Nazca hacia el sureste en relación con la placa Sudamericana. Este movimiento se asocia con el acoplamiento intersísmico en la zona de subducción, donde la placa de Nazca se desliza por debajo de la placa Sudamericana. La magnitud del movimiento varía entre las estaciones, siendo mayor cerca de la costa y disminuyendo hacia el interior, lo que es típico en regiones acopladas en una zona de subducción durante el periodo intersísmico. Las variaciones en las velocidades horizontales son probablemente debidas a diferencias en el grado de acoplamiento, a lo largo de distintos segmentos de la corteza en el área de estudio. Principalmente, la deformación demuestra que la zona de Valdivia está acumulando energía para un próximo terremoto en el futuro.

La Figura 3.3.3 también muestra que en la zona costera al norte de Mehuín (MEHN), se detecta subsidencia continental (en SAAB), mientras que en Temuco (TMCO), costa de Valdivia (MEHN, CFKO y NIEB), HRC (RCRU y TRCO) y Valdivia (B914), ocurre alzamiento, el cual es más pronunciado en la estación ubicada en la parte central del HRC (RCRU o sector Santa María).

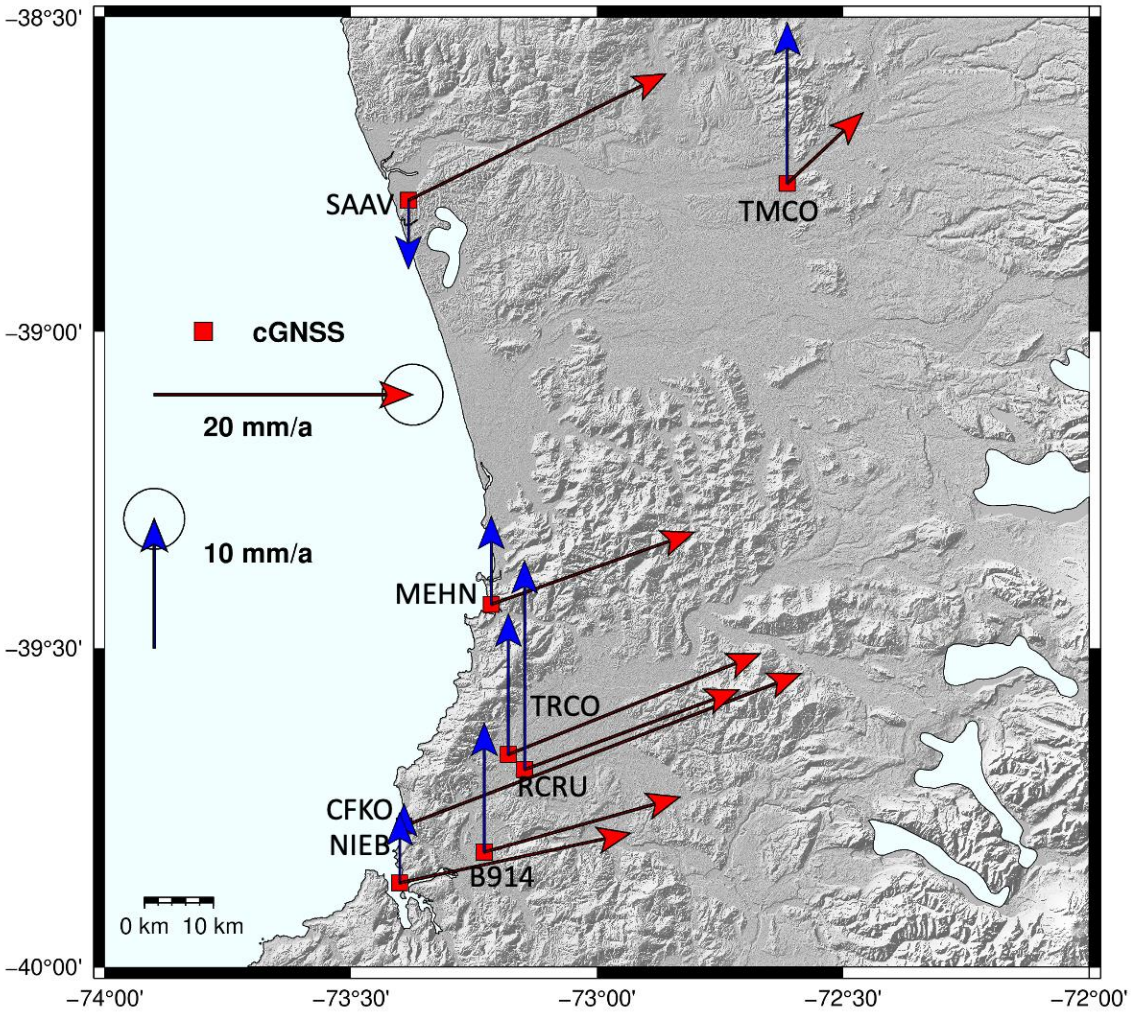


Figura 3.3.3. Velocidades horizontales (rojas) y verticales (azules) anuales en el área de estudio. Las estaciones GNSS se representan con cuadrados rojos. Las estaciones son: SAAV en Puerto Saavedra, TEMCO en Temuco, Región de la Araucanía; MEHN en Mehuín, RCRU y TRCO en el sector del HRC, B914 en Valdivia, CFKO en la costa de Valdivia (sector Calfuco) y NIEB en Niebla, Región de Los Ríos.

Los alzamientos mostrados en la Figura 3.3.3, también se pueden observar en la serie de la Figura 3.3.4. Esto con excepción de Puerto Saavedra, que con anterioridad al año 2021, mostró una subsidencia de aproximadamente 4.7 mm/a, después de lo cual se detectó una falla instrumental que se puede observar en la serie de la Figura 3.3.4. Para el resto de las estaciones, el alzamiento máximo se concentra en la zona del HRC (estación RCRU) y la ciudad de Valdivia (estación B914) (Fig. 3.3.4). Para el caso específico del humedal del río Cruces, los datos de la estación RCRU muestran para el período 2015 - 2023 (ocho años), un alzamiento acumulado de aproximadamente 90 mm (Fig. 3.3.5).

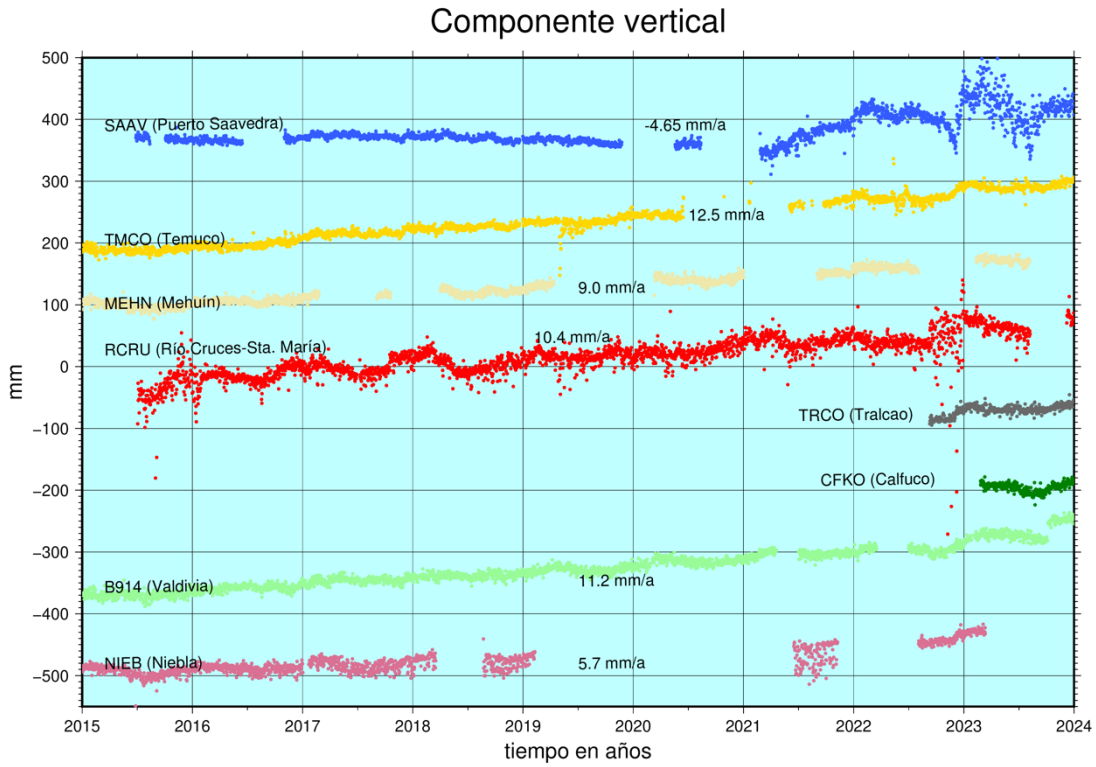


Figura 3.3.4. Comparación de las tendencias verticales regionales en la red de estaciones GNSS cercanas al área de estudio. Cada serie de tiempo, mostrada con diferentes colores, representa el desplazamiento vertical (en milímetros) de una estación GNSS específica a lo largo del tiempo, mientras que el eje horizontal muestra el tiempo en años. Se destacan las tendencias de alzamiento generalizado en la zona de estudio.

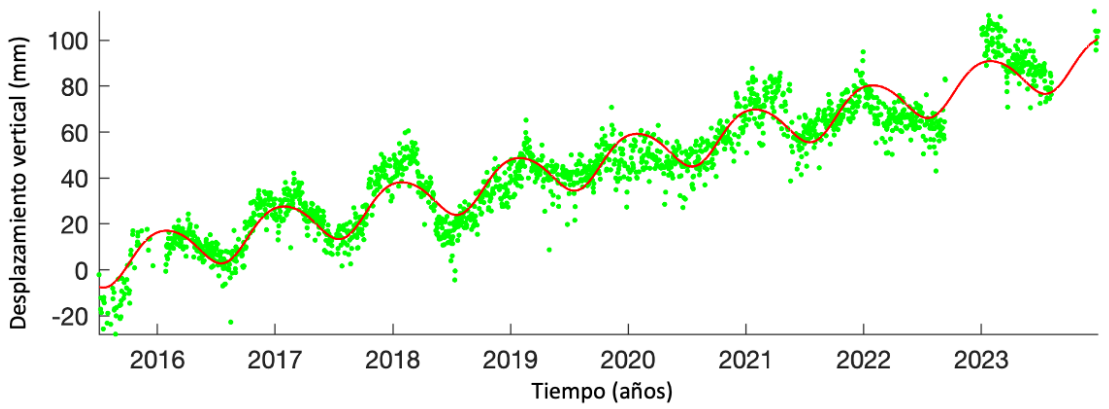


Figura 3.3.5. Serie de tiempo vertical de la estación RCRU. Los puntos verdes representan las mediciones individuales de desplazamiento vertical. La línea roja que atraviesa los puntos verdes es el modelo de trayectoria que ajusta los movimientos de la estación. Esta tiene una tendencia general de alzamiento a lo largo del tiempo, con variaciones superpuestas que reflejan oscilaciones estacionales.

Junto con las tendencias de alzamiento generalizado en la zona, se aprecian cambios oscilatorios estacionales, caracterizados por la subida y bajada de las estaciones (Fig. 3.3.6). Este tipo de variabilidad vertical ha sido documentado ampliamente en la literatura y se ha relacionado con los períodos de invierno y verano (*cf.* Ya-Ju *et al.,* 2020). Esto es coherente con lo que se espera en estaciones GNSS, que monitorean regiones donde los efectos estacionales (como las variaciones en la carga de agua o el cambio en la temperatura) pueden afectar temporalmente el desplazamiento vertical. Aunque todas las estaciones muestran un patrón de comportamiento cíclico, existen diferencias en la magnitud y el momento de los desplazamientos, las que están probablemente influidas por las características geográficas y las cargas hidrológicas, que varían según la ubicación de cada estación. La Figura 3.3.6, muestra que la mayor variabilidad estacional en el desplazamiento vertical de la corteza, corresponde a la estación RCRU, ubicada en el sector medio (Santa María) del HRC.

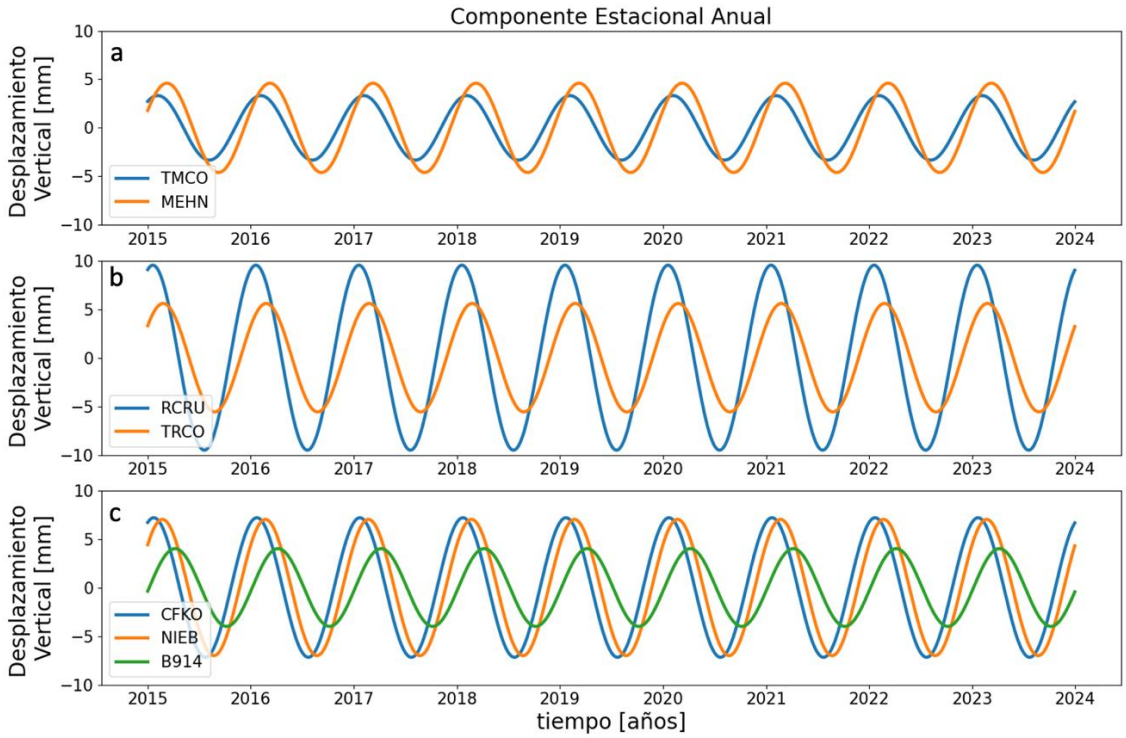


Figura 3.3.6. Gráficos de la componente estacional anual de desplazamientos verticales registrados en las estaciones GNSS: a) TMCO y MEHN; b) RCRU y TRCO; c) CFKO, NIEB y B914). Se observan patrones cíclicos de alzamiento y subsidencia con magnitudes que varían entre las diferentes ubicaciones, siendo las de RCRU las más altas.

Series de tiempo con datos DInSAR

El procesamiento de todas las imágenes del satélite Sentinel-1A evaluadas desde octubre del año 2014 a septiembre del año 2023, permitió cuantificar los cambios del nivel de superficie a escala regional y local donde se ubica el HRC. Los resultados de desplazamiento están con respecto a la línea de vista al satélite (Line of Sight o LOS), que es principalmente en la dirección vertical. Los resultados de los cambios acumulados en estos nueve años muestran un alzamiento generalizado en la zona de Valdivia y el HRC (Fig. 3.3.7 a). Los resultados de LOS muestran una visión detallada de cómo los desplazamientos verticales varían en toda la región de estudio. Las áreas de colores naranja y rojo indican zonas de alzamiento, mientras que las áreas de colores fríos verde y azul indican zonas de subsidencia con respecto al cuadrado negro de la Figura 3.3.7 a.

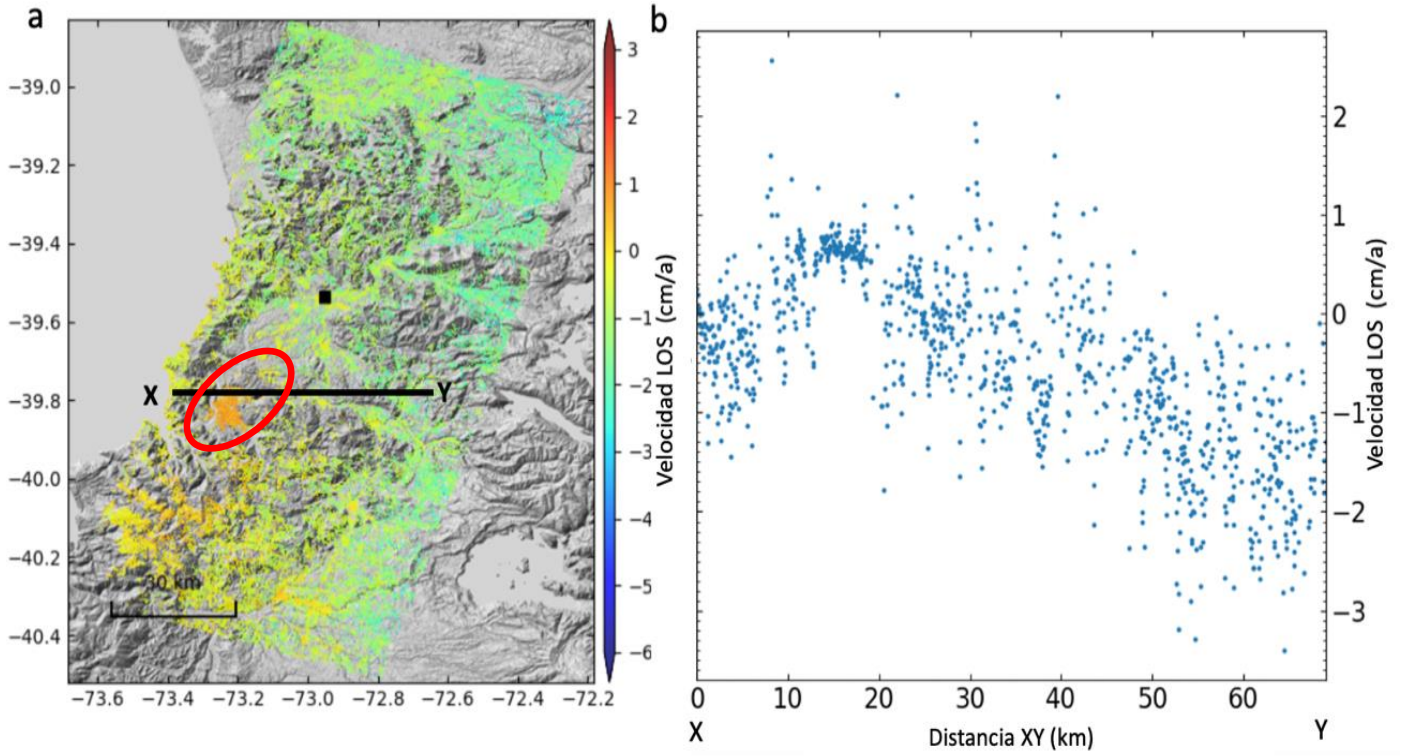


Figura 3.3.7. Velocidades en la línea de visión (LOS) obtenidas mediante DInSAR), en el área de estudio (2014 – 2023). La elipse roja señala la ubicación aproximada del HRC y Valdivia (parte inferior de la misma). Los cambios de desplazamiento están estimados con respecto a la zona del cuadrado negro en Fig. 3.3.1 a. (a) Distribución espacial de la velocidad LOS, con colores fríos que representan subsidencia y colores cálidos que indican alzamiento (cm/año). La línea negra marcada como «XY» indica el perfil a lo largo del cual se extraen los datos para el gráfico b. (b) Perfil de la velocidad LOS a lo largo de la línea XY, donde se observa la variabilidad en la velocidad desde el punto X hasta el punto Y, con valores que oscilan entre el máximo alzamiento indicado por la elipse roja, que decrece tanto al este como al oeste de esta zona.

El perfil XY (Fig. 3.3.7 a) destaca cómo la velocidad LOS varía a lo largo de una sección específica del área de estudio (Fig. 3.3.7 b). Las fluctuaciones en la velocidad a lo largo del perfil muestran que el máximo alzamiento es en la zona de la ciudad de Valdivia y el HRC, alcanzando un máximo de ~10 mm/yr en la dirección de LOS. En la Figura 3.3.8, se sobreponen los resultados de GNNS y DInSAR: la combinación de los mismos, proporciona una visión integral de la dinámica tectónica en la región, mostrando cómo se relacionan las deformaciones horizontales y verticales medidas por GNSS con los movimientos detectados por DInSAR.

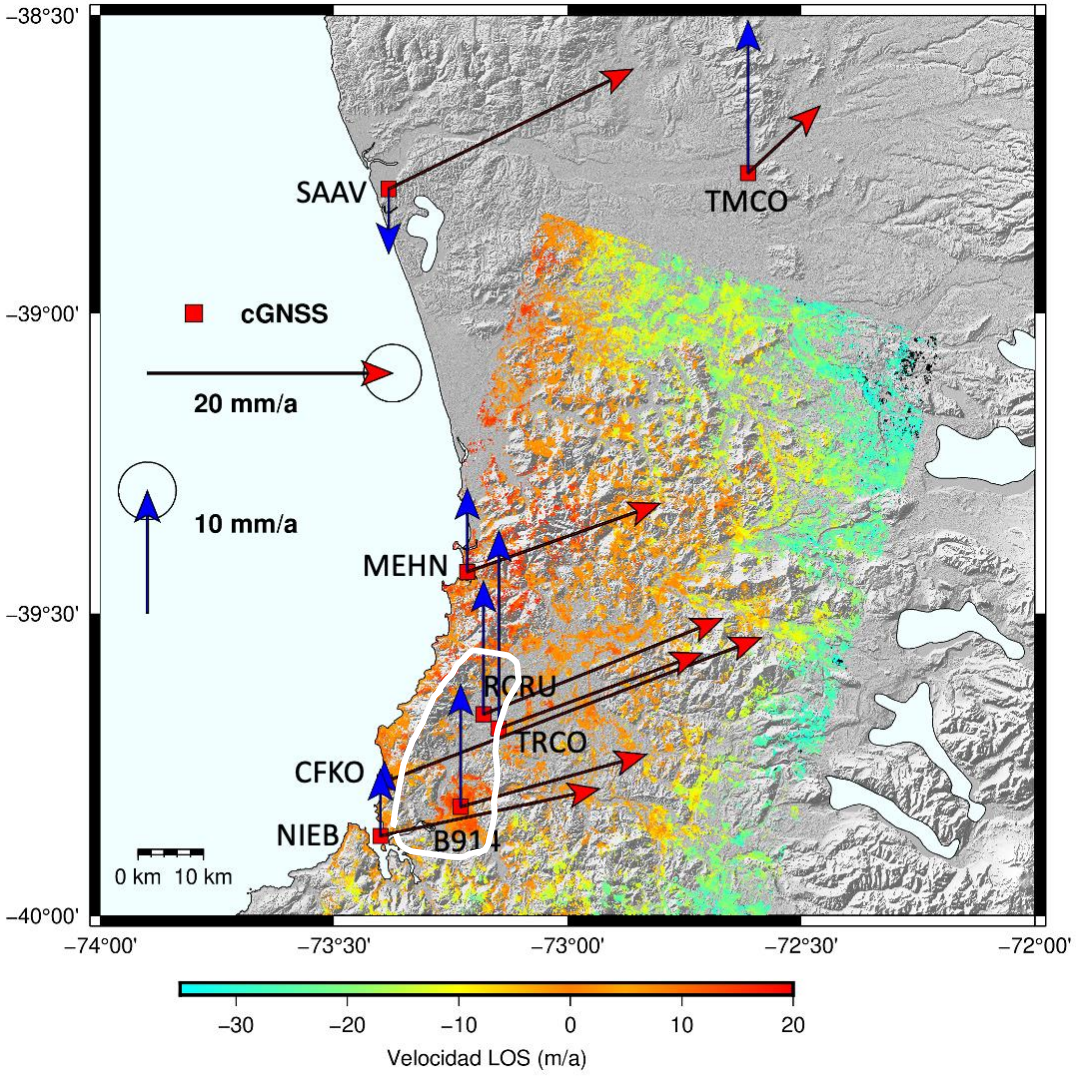


Figura 3.3.8. Combinación de velocidades GNSS horizontales y verticales con velocidades en la línea de visión (LOS) obtenidas mediante DInSAR. Las flechas rojas indican el movimiento horizontal de las estaciones GNSS, mientras que las flechas azules muestran la componente vertical. El fondo de colores representa las velocidades LOS, donde los colores más fríos indican subsidencia y los más cálidos, alzamiento. La escala de colores en la parte inferior del mapa muestra la velocidad LOS en metros por año (m/año). El contorno blanco incluye la ubicación aproximada del HRC y Valdivia al sur del mismo.

Los datos de DInSAR confirman la tendencia observada por las estaciones GNSS (Fig. 3.3.7 y 3.3.8) y proporcionan información crucial en áreas donde no hay monitoreo GNSS, y, por lo tanto, amplían la cobertura espacial para evaluar la variabilidad continental. La integración de los vectores GNSS y las velocidades LOS revela patrones

consistentes de alzamiento en la región de estudio. En particular, se observa un patrón claro de alzamiento en zona costra y media del mapa (representado por los colores más cálidos), que se correlaciona con las flechas de movimiento registradas por GNSS. Este comportamiento sugiere que se trata de una región tectónicamente activa, con un fuerte acoplamiento en la interfaz de subducción, destacando la presencia de una anomalía de alzamiento significativa en la región de Valdivia y el HRC (Fig. 3.3.8). Esto indica que la deformación vertical está relacionada no solo con la actividad tectónica en la zona de subducción, sino también con procesos geodinámicos locales que afectan a esta área específica y ampliando los datos obtenidos por GNSS.

Las magnitudes de desplazamiento en la dirección LOS son similares entre las estaciones B914 (Valdivia) y RCRU (Santa María en HRC) a lo largo del período 2015 - 2023 (Fig. 3.3.9). En la estación B914, los datos GNSS muestran que el desplazamiento vertical aumenta desde aproximadamente 0 mm en 2015 hasta cerca de 160 mm en 2023, tendencia similar a la mostrada por las mediciones InSAR (Fig. 3.3.9). La tasa de alzamiento en B914 es bastante constante durante todo el período, con incrementos regulares en el desplazamiento vertical. Por otro lado, en la estación RCRU y de acuerdo a las mediciones GNS, el desplazamiento vertical comienza alrededor de 0 mm en 2015 y alcanza aproximadamente 180 mm en 2023. Las mediciones InSAR en RCRU también muestran un incremento similar, pero con una mayor dispersión y algunas mediciones ligeramente por debajo de las registradas por GNSS, alcanzando alrededor de 160 mm hacia 2023 (Fig. 3.3.9). A lo largo del período, RCRU presenta una tendencia de alzamiento continuo, aunque con variaciones más pronunciadas en la magnitud del desplazamiento vertical en comparación con B914 (Fig. 3.3.9). En resumen, las magnitudes de desplazamiento reflejan un alzamiento significativo en ambas estaciones, con una tasa ligeramente mayor en RCRU. La concordancia general entre GNSS e InSAR en las magnitudes observadas refuerza la utilidad de InSAR para monitorear desplazamientos, a pesar de la mayor dispersión en algunas mediciones.

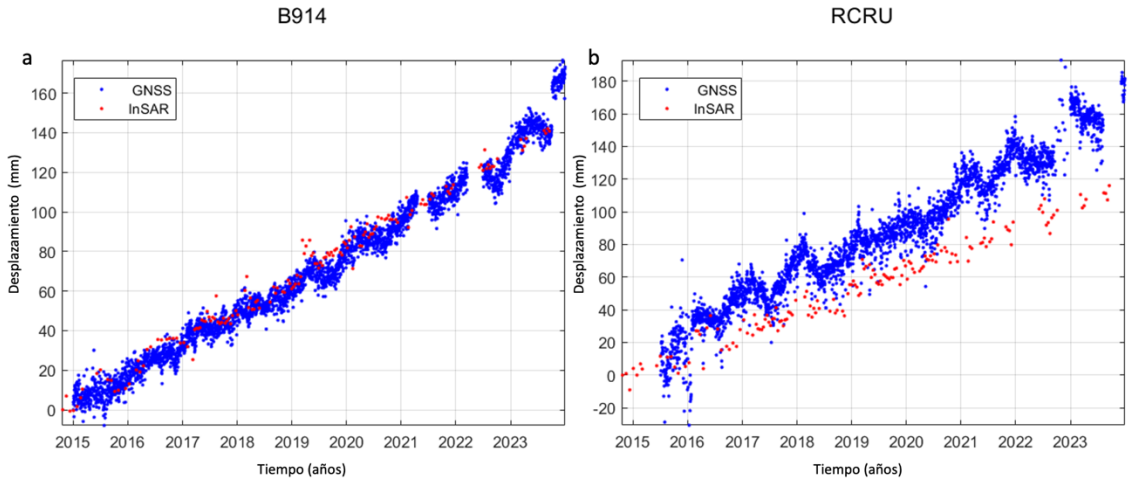


Figura 3.3.9. Comparación en series de tiempo de datos GNSS (azul) e InSAR (rojo) para las estaciones ubicadas en Valdivia (BN14) (a) y Río Cruces (RCRU). Los desplazamientos de GNSS son proyectados en la dirección de LOS. Los gráficos muestran una tendencia de alzamiento en ambas estaciones, con una buena concordancia entre las mediciones GNSS e InSAR. El período de observación es 2015 - 2023.

Carga hidrológica

Con el fin de explorar eventuales relaciones entre las variaciones estacionales del alzamiento vertical de la corteza y las variaciones estacionales de carga hídrica, se compararon - en base a modelos de trayectoria (Bevis & Brown, 2014) - las tasas de movimientos oscilatorios verticales en la estación GNSS RCRU, con datos de caudal hídrico del río Cruces en la estación Rucaco, de la Dirección General de Aguas (MPO, Chile) (39°33´13´´S, 72°54´3´´O). Esta estación se ubica a 27 km en línea recta, al noreste de la estación GPS RCRU. Los datos de caudal fueron filtrados utilizando un filtro pasa bajo (técnica destinada a eliminar ruidos de alta frecuencia), el cual sirvió para remover la dispersión y ruido que poseen estos datos y así tener una mejor visibilidad de ellos.

Al igual que la deformación vertical de la corteza, el caudal diario del río Cruces, también muestra un patrón estacional, aunque con mayor variabilidad y amplitud a lo largo de los años (Fig. 3.3.10). Los picos de caudal (máximos) y los mínimos coinciden, en gran medida con los ciclos de desplazamiento vertical, lo que sugiere una relación entre

el caudal de agua en el área de estudio y las variaciones en el desplazamiento vertical: hay ciclos anuales en ambos datos, con los máximos y mínimos del caudal correlacionándose con los puntos de inflexión en el desplazamiento vertical, lo que podría indicar un acoplamiento entre procesos hidrológicos y tectónicos o geodinámicos en la región. Los resultados muestran una relación opuesta entre caudal y deformación estacionaria: ante el aumento de caudal (*i.e.*, mayor carga hídrica) la corteza reacciona bajando y *viceversa* (Fig. 3.3.10). Estos efectos tienen un retraso de un par de meses, dado que la corteza reacciona con un pequeño retraso a estos cambios. Se puede ver que este efecto de deformación cíclica en RCRU está relacionado al caudal, pero no el alzamiento constante observado en la zona de estudio (Fig. 3.3.5).

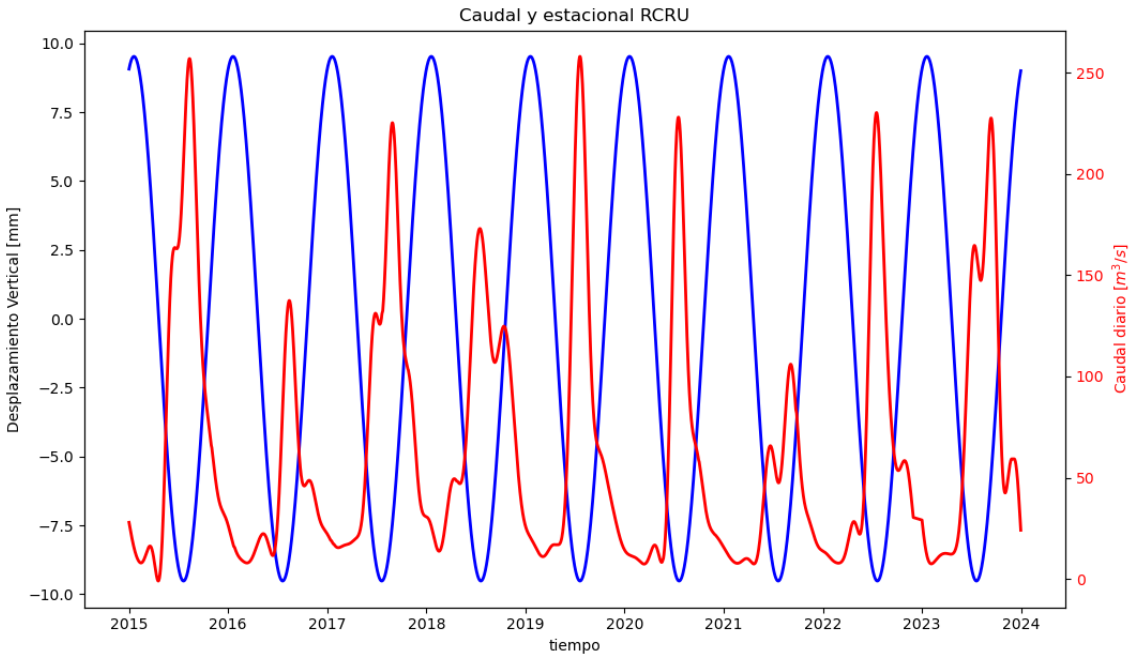


Figura 3.3.10. Comparación entre variabilidad del caudal del río Cruces (estación Rucaco, DGA) con el movimiento estacionario vertical en la estación GNSS RCRU. El desplazamiento vertical de la estación GNSS2015 hasta diciembre 2023. El desplazamiento vertical muestra un patrón cíclico estacional claro, con oscilaciones entre -10 mm y +10 mm, mientras que el caudal diario presenta una variabilidad estacional significativa. La coincidencia en los ciclos de ambos parámetros sugiere una posible relación entre el caudal de agua en la región y las variaciones en el desplazamiento vertical, reflejando el impacto de los cambios hidrológicos en la dinámica de la corteza terrestre.

CONCLUSIONES

- Las señales obtenidas a partir de los datos GNSS y DInSAR muestran un claro alzamiento de la superficie terrestre durante el período 2015-2023, no solo en el HRC, sino también en la costa de Valdivia y en la ciudad misma. Estos resultados han permitido determinar de manera precisa la forma y velocidad del alzamiento, así como identificar las áreas más afectadas por este fenómeno prolongado en el tiempo.
- El alzamiento detectado es de carácter regional, alcanzando su máximo en la zona del HRC y Valdivia, con valores de aproximadamente 10 mm/año (1 cm/año). Específicamente, el alzamiento acumulado en la estación RCRU es de aproximadamente 90 mm entre 2015 y 2023 (ocho años), lo que evidencia una deformación vertical significativa en esta región. Si se extrapola esta tasa de alzamiento a varias décadas, se podría alcanzar un total aproximado de 23 cm en 20 años, destacando la magnitud considerable de este proceso.
- Se ha identificado una notable variación estacional en el alzamiento vertical, vinculada al caudal del Río Cruces. La existencia de este efecto estacional, puede explicarse por la variabilidad en la carga hidráulica, lo que resulta en alzamiento y descenso de la corteza terrestre, en respuesta a los cambios estacionales del caudal hídrico y las precipitaciones. Esta hipótesis es respaldada por las tendencias observadas en la variabilidad del caudal hídrico y la altura del espejo de agua en el sector de Rucaco (parte superior del HRC), así como en las precipitaciones monitoreadas en Valdivia (ver Capítulo 3.1 de este Informe: Variables asociadas al cambio climático en la zona aledaña al HRC).
- Es crucial continuar con este monitoreo a largo plazo, ya que el alzamiento detectado podría estar relacionado con la acumulación de energía en la corteza terrestre, lo que podría ser indicativo de un proceso preparatorio para un próximo gran terremoto en la región. Asimismo, la relación entre las precipitaciones, el caudal de los ríos y la estabilidad de la zona del HRC requiere un análisis más profundo, dado que estos factores no solo influyen en la dinámica tectónica, sino

que también tienen implicaciones directas en la conservación del humedal. Los cambios en la superficie, como el alzamiento prolongado y las variaciones estacionales, pueden afectar la hidrología del humedal, alterando el equilibrio ecológico y poniendo en riesgo su biodiversidad.

REFERENCIAS

Altamimi, Z.; Rebischung, P.; Métivier, L.; Collilieux, X. (2014). ITRF2014: A new release of the International Terrestrial Reference Frame modeling nonlinear stations motions. *Journal of Geophysical Research*. https://doi.org/10.1002/2016JB013098.

Báez-Soto, J. C., De Freitas, S. R. C., Drewes, H., Dalazoana, R., Luz, R. T. (2007). Deformation Control for The Chilean Part Of Sirgas 2000 Frame. In *Dynamic Planet*, Tregoning, P., Sanso, F., Rizos, C. (Eds.), Springer, Cairns, Australia, Chapter 95, pp. 660-664.

Baez, J.C., Leyton, F., Troncoso, C., del-Campo, F., Bevis, M., Vigny, C., Moreno, M., Simons, M., Kendrick, E., Brooks, B., Parra, H., Blume, F. (2018). The Chilean GNSS network: current status and progress towards early warning applications. *Seismological Research Letters (SRL)*. https://doi.org/10.1785/0220180011.

Bedford, J., Moreno, M., Deng, Z., Oncken, O., Schurr, B., John, T., Báez, J.C., Bevis, M. (2019). Great Subduction Earthquakes preceded by several month-long, thousand-kilometer scale wobbling. *Nature*. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2212-1.

Berardino, P., Fornaro, G., Lanari, R., & Sansosti, E. (2002). A new algorithm for surface deformation monitoring based on small baseline differential SAR interferograms. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 40(11), pp. 2375-2383.

Dach, R., Hugentobler, U., Fridez, P., & Meindl, M. (Eds.). (2007). *Bernese GPS Software Version 5.0*, Astronomical Institute, University of Bern.

Lanari, R., Casu, F., Manzo, M., Zeni, G., Berardino, P., Manunta, M., & Pepe, A. (2007). An overview of the small baseline subset algorithm: A DInSAR technique for surface deformation analysis. *Deformation and Gravity Change: Indicators of Isostasy, Tectonics, Volcanism, and Climate Change*, pp. 637-661.

Li, S., Xu, W., & Li, Z. (2022). Review of the SBAS InSAR Time-series algorithms, applications, and challenges. *Geodesy and Geodynamics*, 13, pp. 114-126.

Orellana, F., Moreno, M., & Yáñez, G. (2022). High-Resolution Deformation Monitoring from DInSAR: Implications for Geohazards and Ground Stability in the Metropolitan Area of Santiago, Chile. *Remote Sensing*, 14, p. 6115.

Pereira, L. P., & Vieira, B. C. (2018). Modeling land subsidence using InSAR and GNSS in the metropolitan region of São Paulo, Brazil. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 10, pp. 51-59.

Sandwell, D., Mellors, R., Tong, X., Wei, M., & Wessel, P. (2011). GMTSAR: An InSAR Processing System Based on Generic Mapping Tools. UC San Diego: Scripps Institution of Oceanography. Retrieved from https://escholarship.org/uc/item/8zq2c02m

3.4. 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 María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu en la vertiente este (Fig. 3.4.1). 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 2023.

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 siete estaciones (ver Fig. 3.4.1):

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.

Estaciones 6 (río Pichoy) y 7 (río Cayumapu): ríos tributarios del HRC; es decir, ríos que confluyen en el eje central del humedal. Ríos tributarios afectados por mareas.

Las siguientes han sido las periodicidades de muestreo:

i) **Periodicidad mensual:** desde abril 2014 a diciembre 2023, 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 2023 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad temporal.

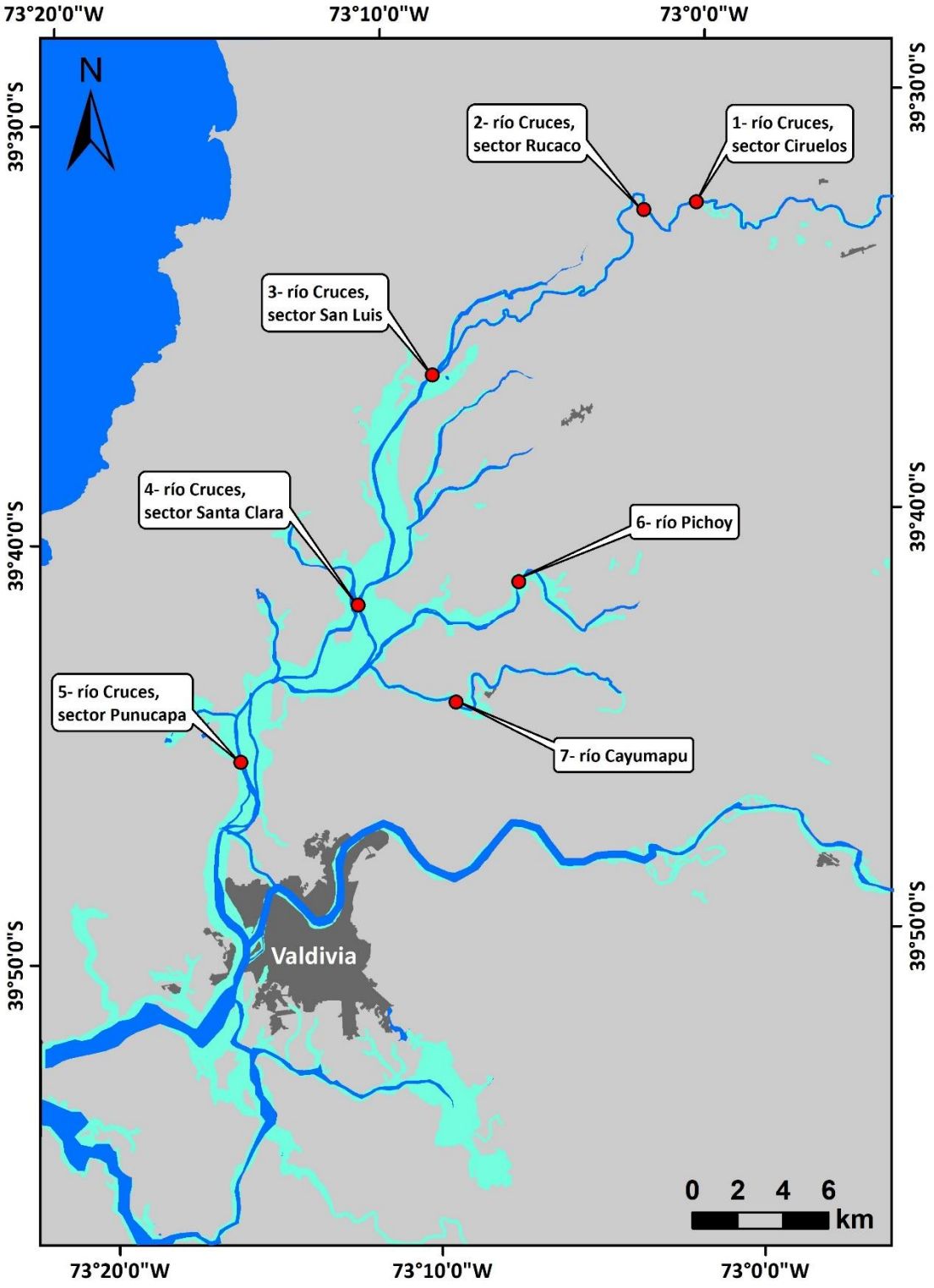


Figura 3.4.1. Ubicación espacial de las estaciones de muestreo (1 a 7), seleccionadas para análisis de calidad del agua superficial del área de estudio.

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 (µS/cm), sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L) y concentración y saturación (%) de oxigeno (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 espectroscopia 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 - 2023, 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 - 2023, 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 siete estaciones de muestreo (Fig. 4.3.1), entre los años 2014 y 2023. 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

3.4.1 VARIABILIDAD MENSUAL (temperatura, pH, conductividad, SDT, oxígeno disuelto, SST y transparencia)

Las Figuras 3.4.2 a la 3.4.9 y Tablas 1 a 4 del ANEXO 2, muestran la variabilidad temporal de la temperatura, pH, conductividad y SDT, desde abril de 2014 a diciembre de 2023.

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 < 10 °C) (Fig. 3.4.2 y 3.4.3).

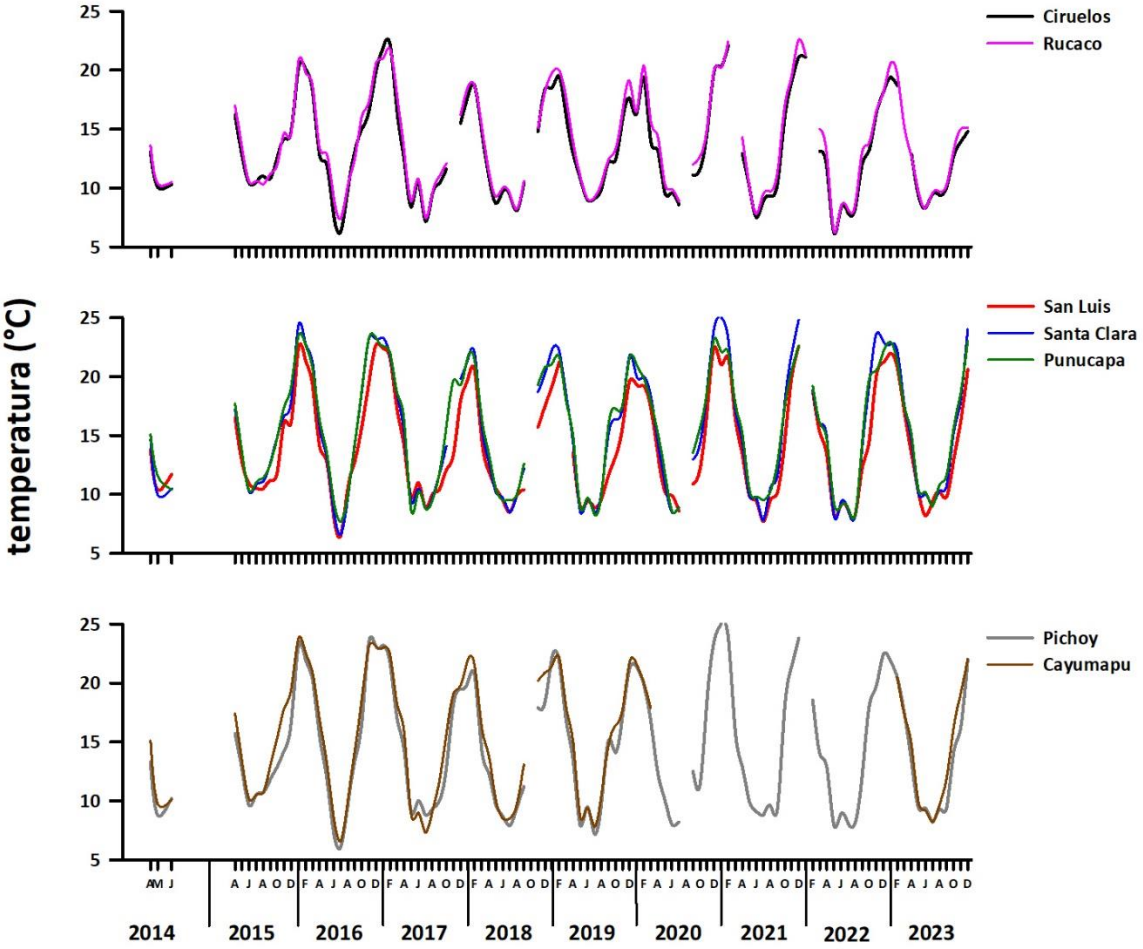


Figura 3.4.2. Comparación de la variabilidad inter anual de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

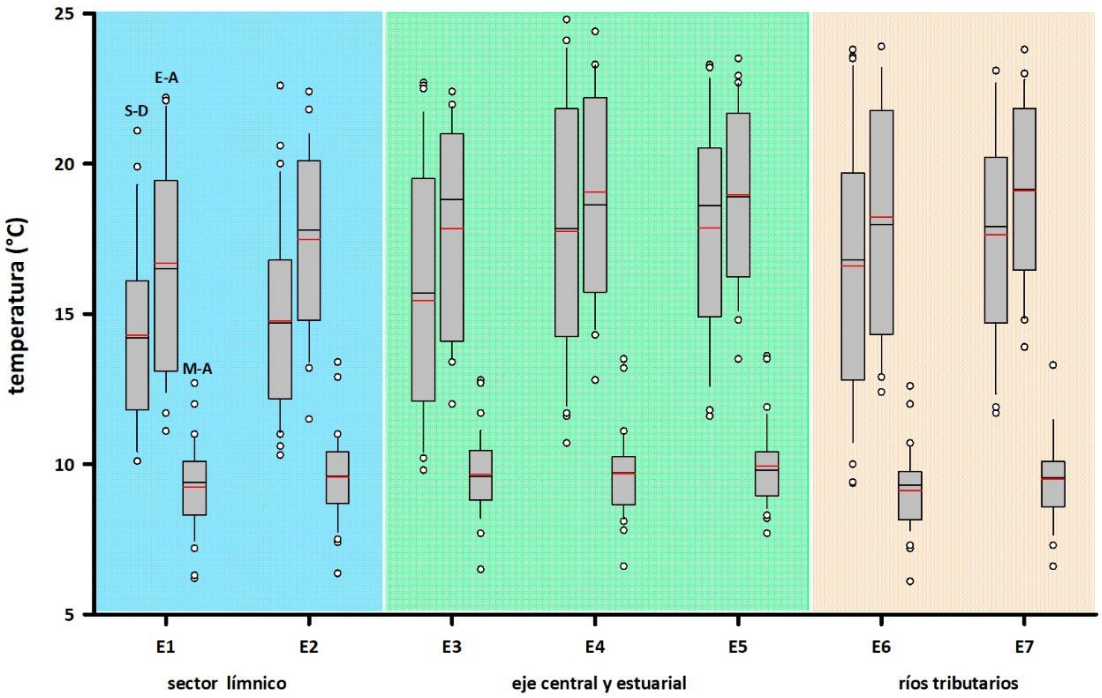


Figura 3.4.3. Comparación de la variabilidad espacial de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

pH

Los valores registrados durante el período 2014 - 2023 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. 3.4.4), lo que pudo haber sido causado por descalibración del sensor de pH correspondiente a la sonda multiparamétrica. Si bien el pH no muestra tendencias espacio-temporales, se observa que este presenta un leve aumento durante la temporada estival (enero a abril) en todas las estaciones (Fig. 3.4.5).

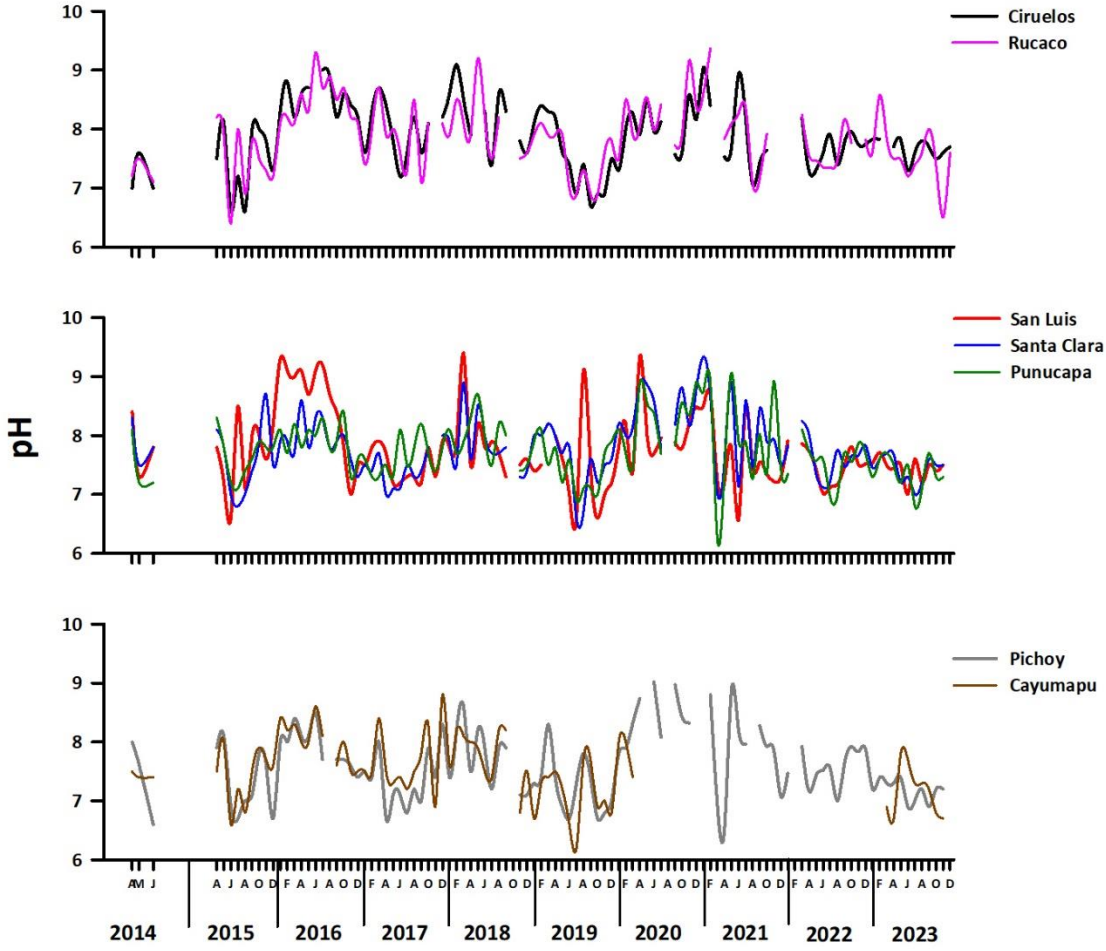


Figura 3.4.4. Comparación de la variabilidad inter anual de pH en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

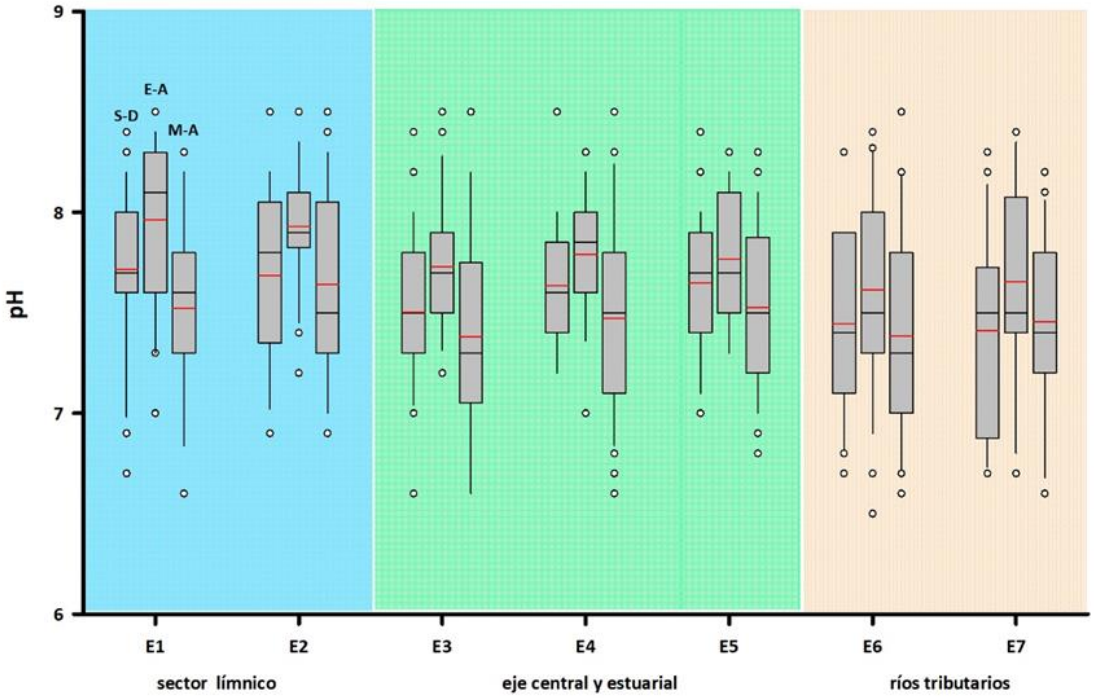


Figura 3.4.5. Comparación de la variabilidad espacial del pH en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

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. 3.4.6). 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. 3.4.7). A lo anterior, esta tendencia, si bien con magnitudes menores, también fue registrada en Santa Clara, el río tributario Cayumapu y desde el año 2021 a la fecha en el río Pichoy (Fig. 3.4.7).

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. 3.4.6 y 3.4.7), tendencia que se ha repetido desde el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014) hasta la fecha (Tabla 3 de ANEXO 2).

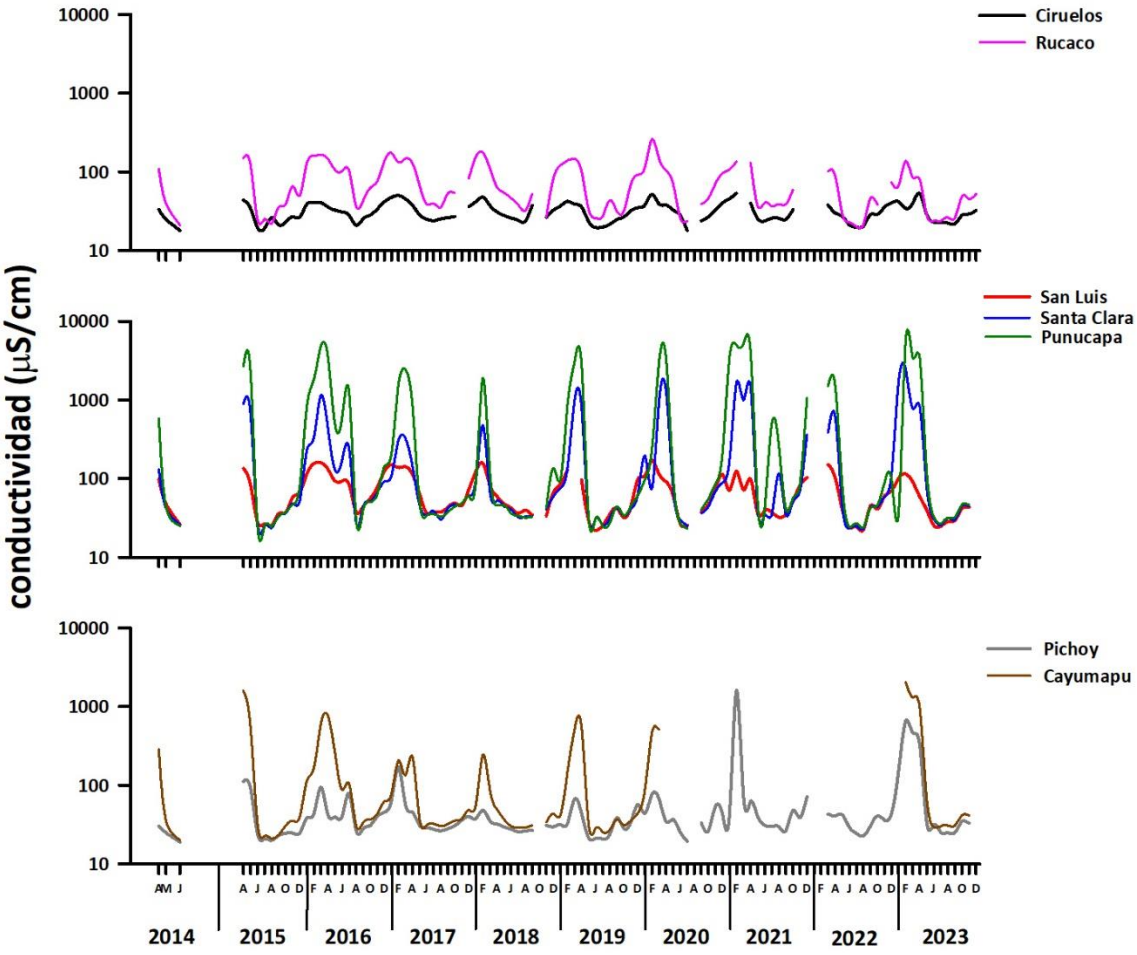


Figura 3.4.6. Comparación de la variabilidad inter anual de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

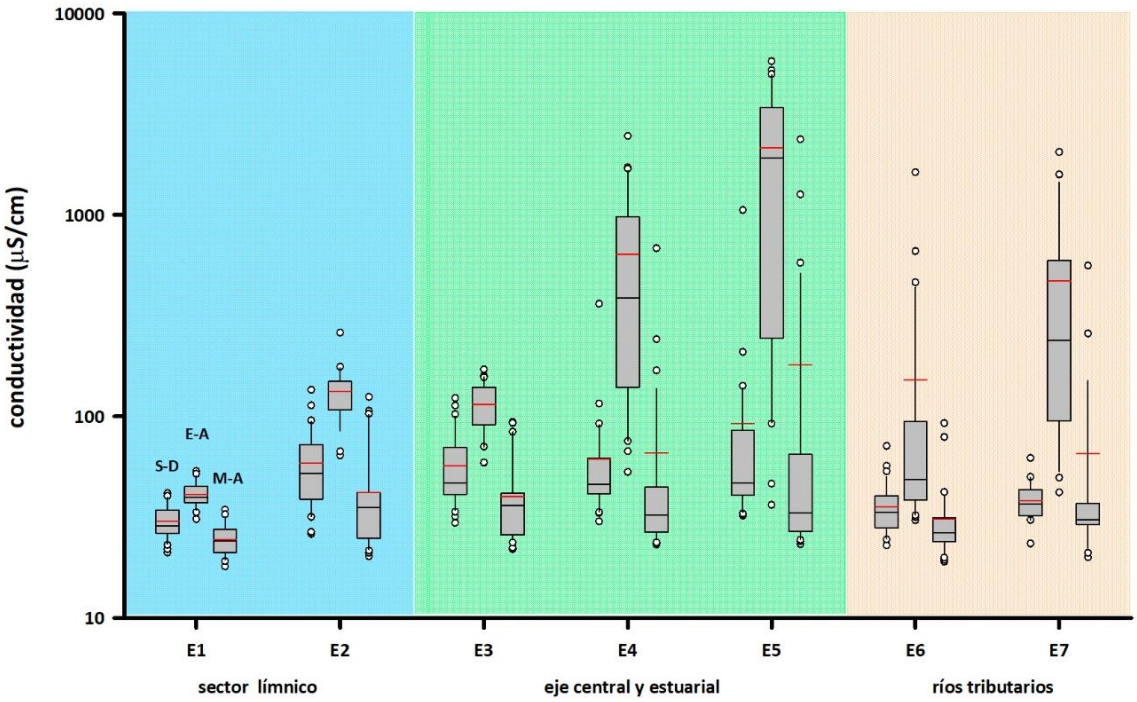


Figura 3.4.7. Comparación de la variabilidad espacial de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

SDT

Los registros de la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de SDT, presentaron una tendencia similar a la descrita para las observaciones de conductividad del agua superficial (*cf.*, Figs. 3.4.8 y 3.4.6). 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 y Santa Clara, sector estuarial del HRC y más cercano a la conjunción del río Cruces con el río Valdivia (Fig. 3.4.8 y 3.4.9), tendencia que se repite durante el año 2023.

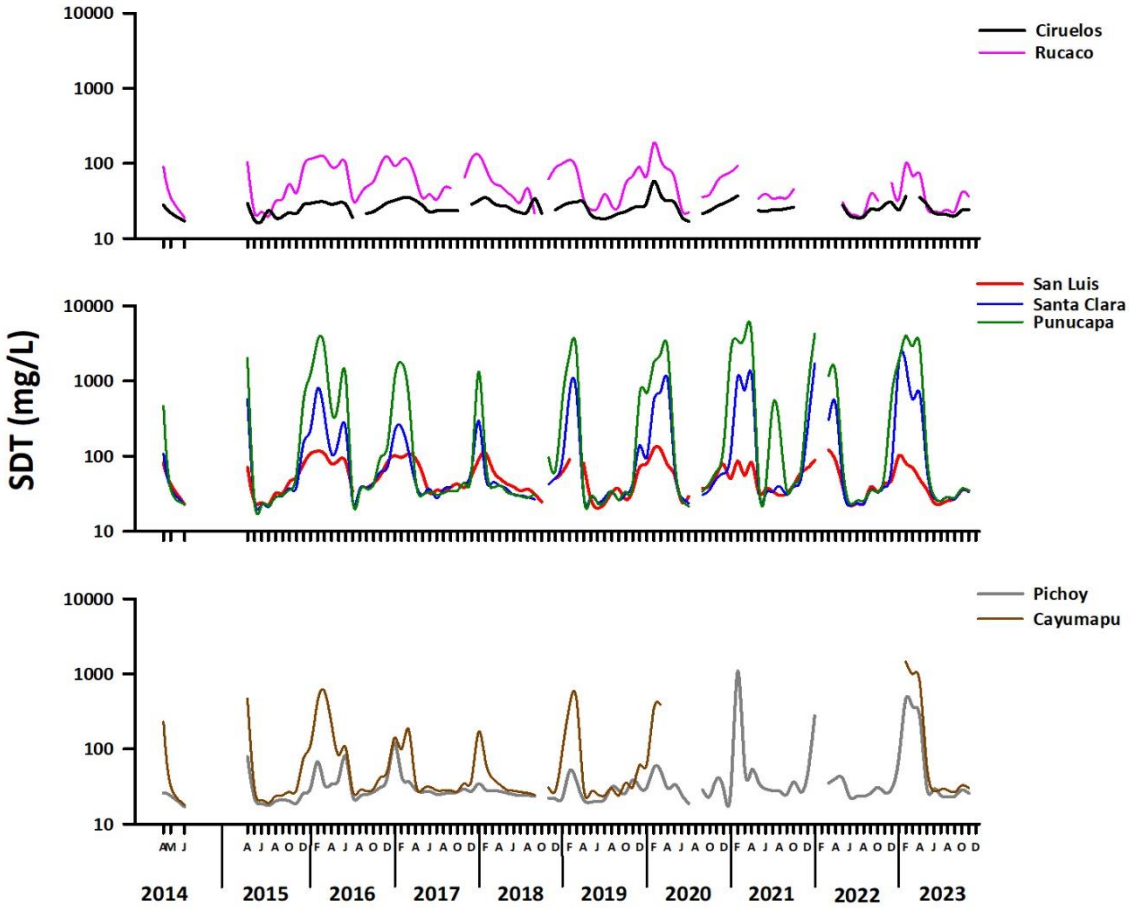


Figura 3.4.8. Comparación de la variabilidad inter anual de los SDT (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

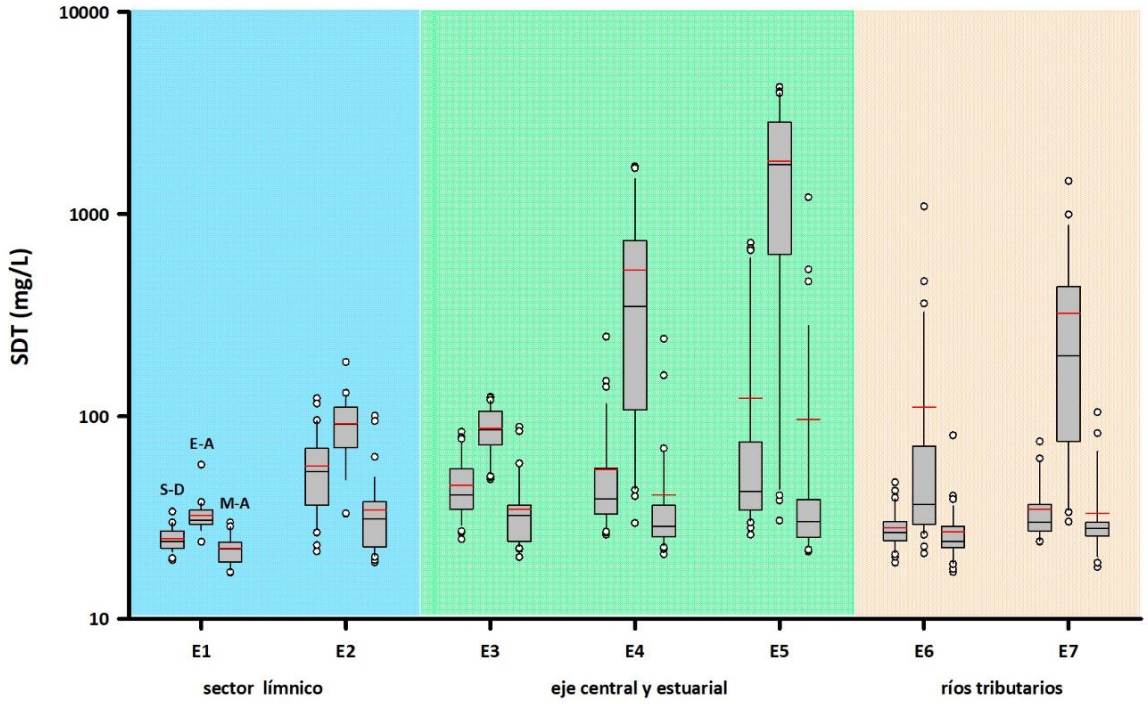


Figura 3.4.9. Comparación de la variabilidad espacial de los SDT (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

Oxígeno disuelto y saturación de oxígeno

Las Figuras 3.4.10 a la 3.4.13 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 2023.

Las concentraciones de oxígeno disuelto del agua superficial evidenciaron un comportamiento relativamente uniforme en el tiempo y en la distribución espacial en la mayoría de las estaciones del área de estudio (*i.e*., sector límnico, eje central y tributarios del HRC), con rangos aproximados entre 8 y 14 mg/L (Fig. 3.4.10 y 3.4.11), no obstante lo anterior, en el río Cayumapu se han registrado bajas importantes en las concentraciones

de oxígeno, particularmente durante la temporada estival, donde se han detectado valores menores a 4 mg/L (Fig. 3.4.10 y 3.4.11), principalmente durante el año 2023.

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 %, similar a lo descrito para la concentración de oxígeno. La saturación disminuye en el río Cayumapu durante el verano (Fig. 3.4.12 y 3.4.13).

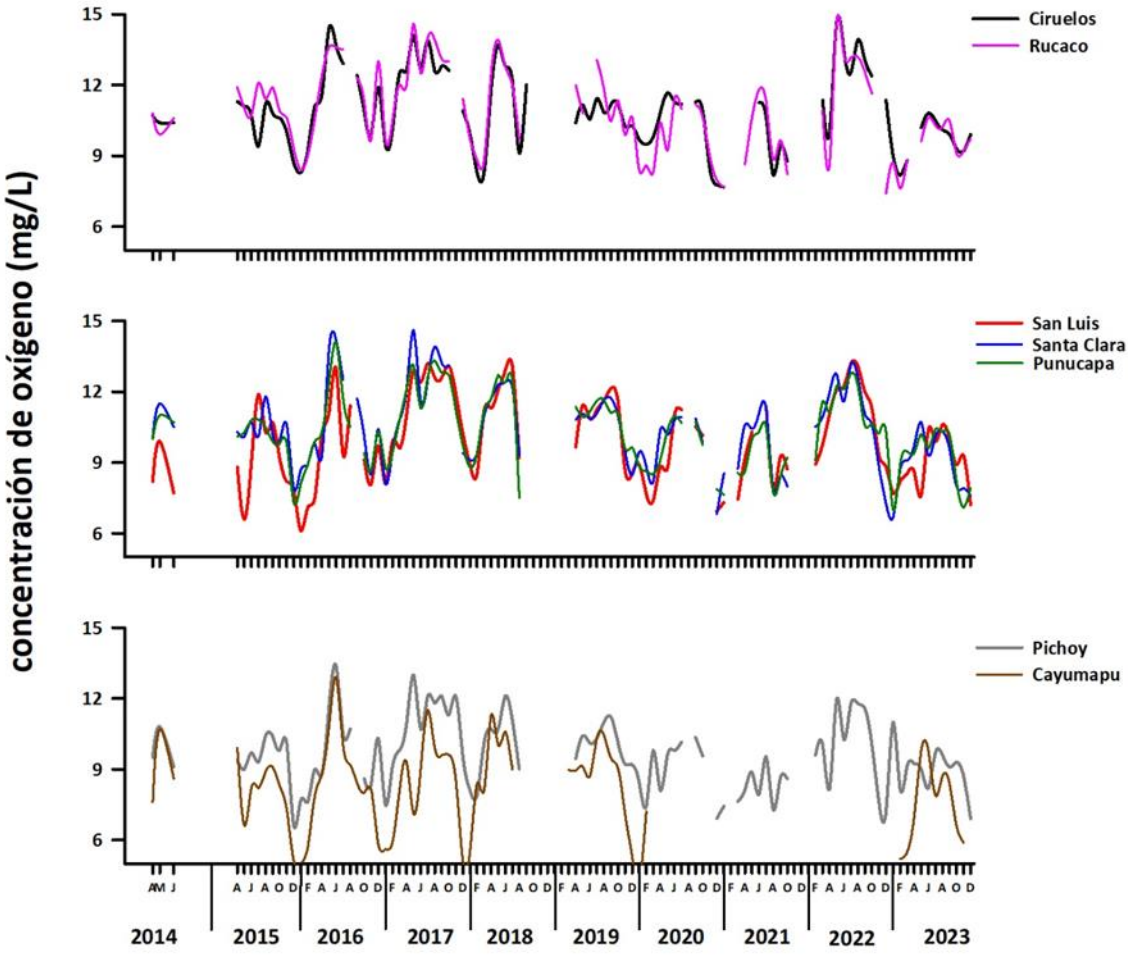


Figura 3.4.10 Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

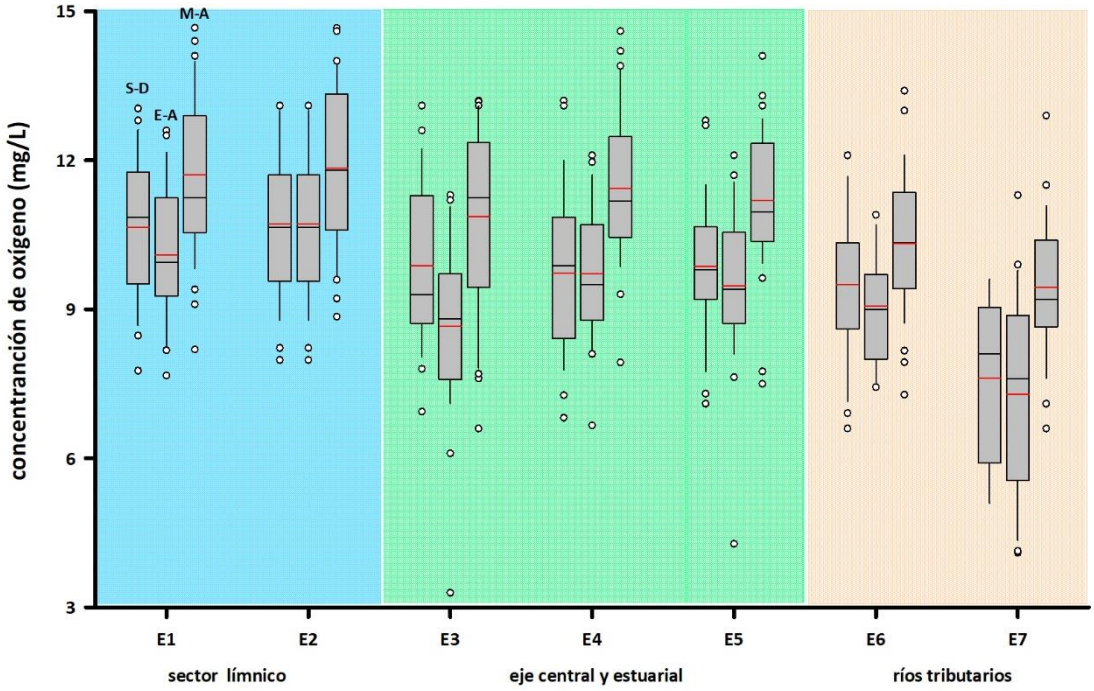


Figura 3.4.11. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto

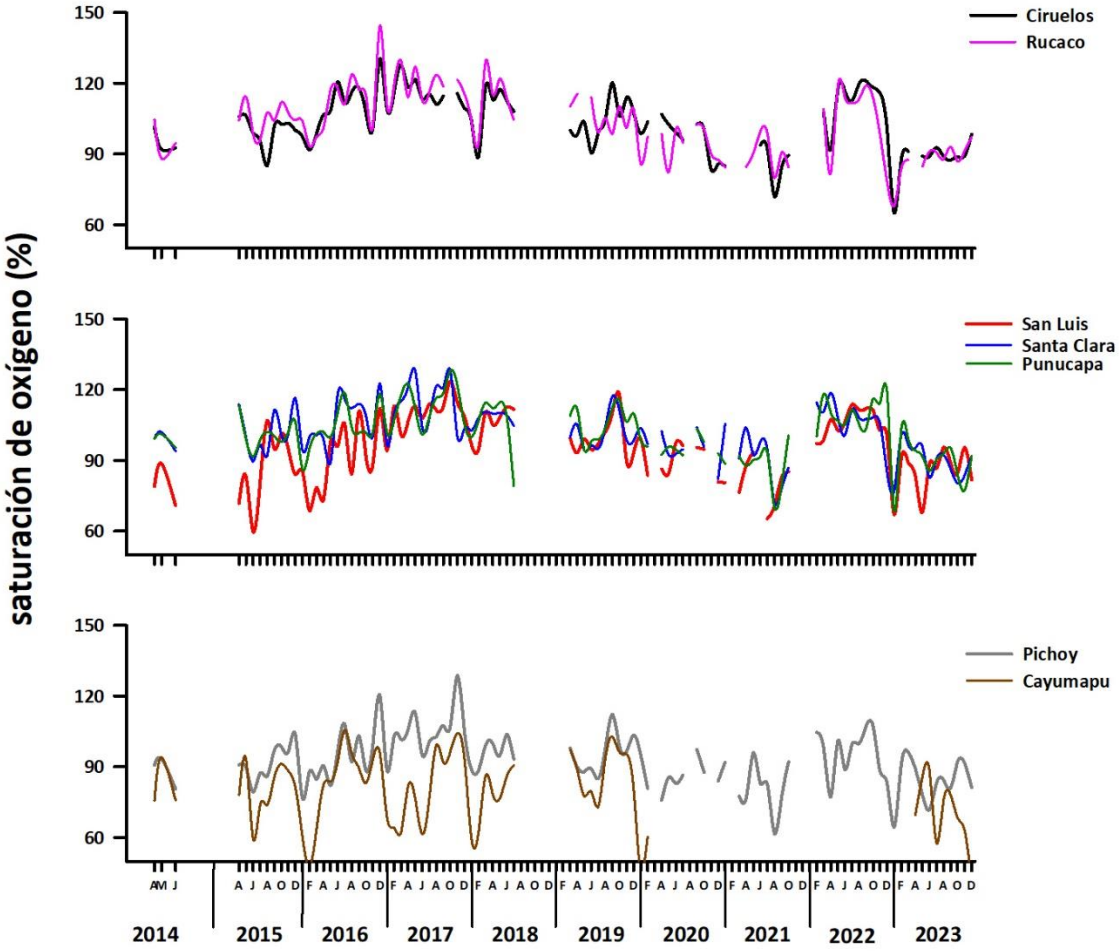


Figura 3.4.12. Comparación de la variabilidad inter anual de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

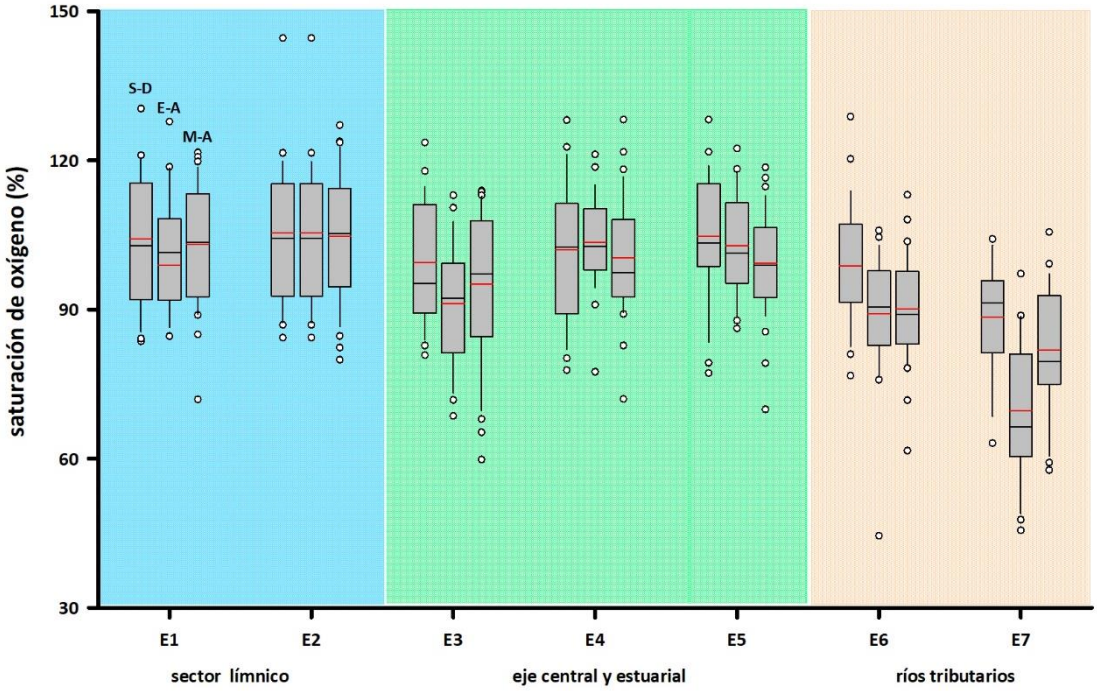


Figura 3.4.13. Comparación de variabilidad espacial de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

SST y transparencia del agua

Las Figuras 3.4.14 a la 3.4.17 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 2023.

Con excepción de los datos provenientes de algunos muestreos realizados en invierno, la magnitud de las variaciones de SST fueron similares (< 15 mg/L) en las estaciones y sectores estudiados (Fig. 3.4.14 y 3.4.15). 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. 3.4.14 y 3.4.15). Por otra parte, desde el año 2020 a la fecha se observa un aumento progresivo de los SST (hasta *circa* 30 mg/L), particularmente durante la temporada estival y en la estación ubicada en el río Pichoy, debido probablemente a la formación de planicies sedimentarias en las riberas, que estarían aportando altas concentraciones de partículas en suspensión (Fig.3.4.14 y 3.4.15).

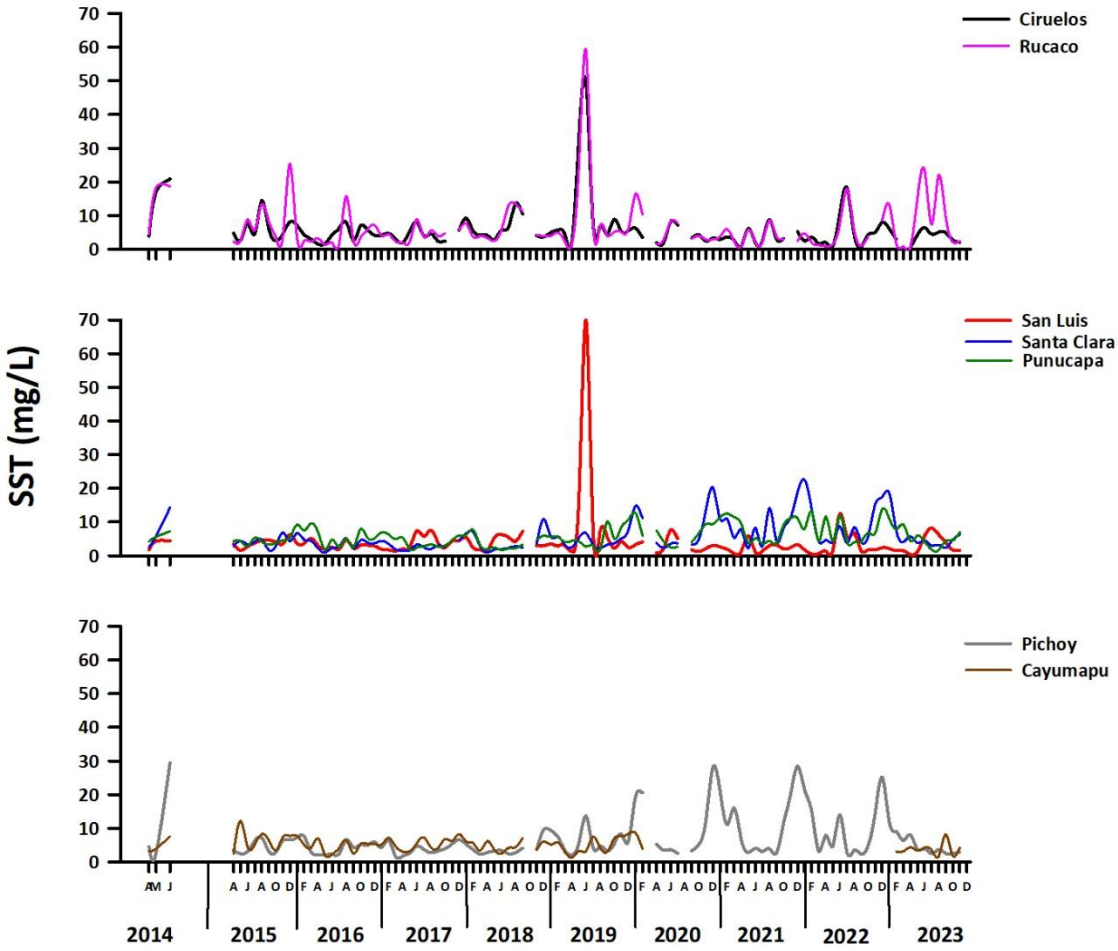


Figura 3.4.14. Comparación de la variabilidad inter anual de los SST (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

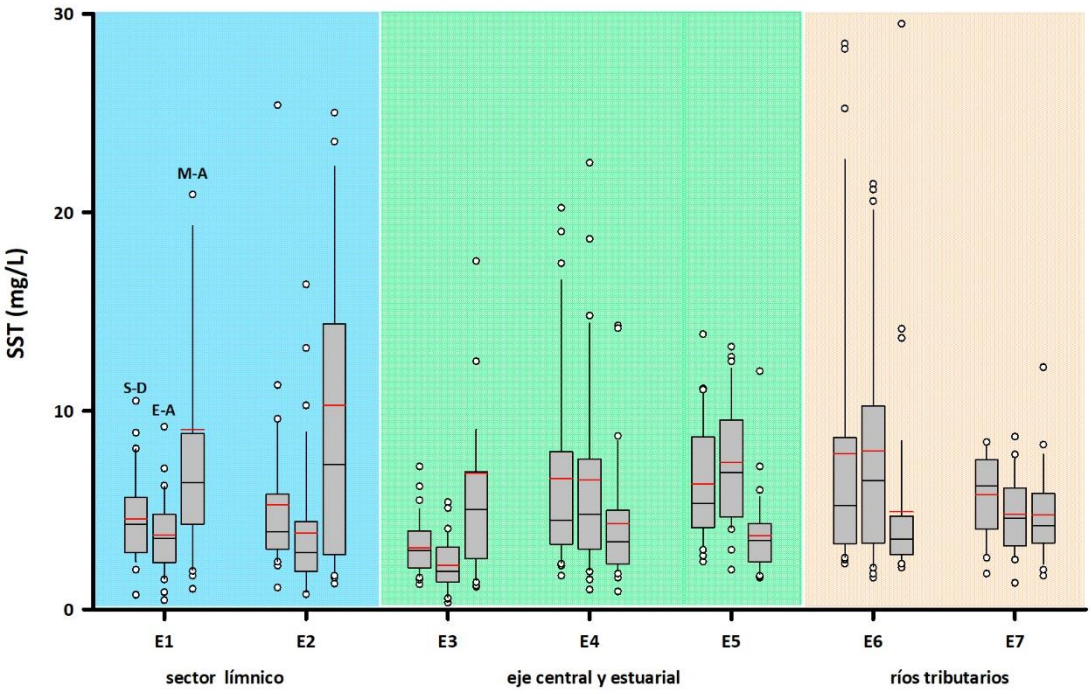


Figura 3.4.15. Comparación de la variabilidad espacial de los SST (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

Los valores más bajos de transparencia se detectaron en Ciruelos y Rucaco, situación primariamente relacionada a la poca profundidad de la columna de agua (< 1 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. 3.4.16 y 3.4.17). 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) y menores en aguas de los ríos Pichoy y Cayumapu (< 2 m), particularmente desde el año 2020 a la fecha (Fig. 3.4.16 y 3.4.17).

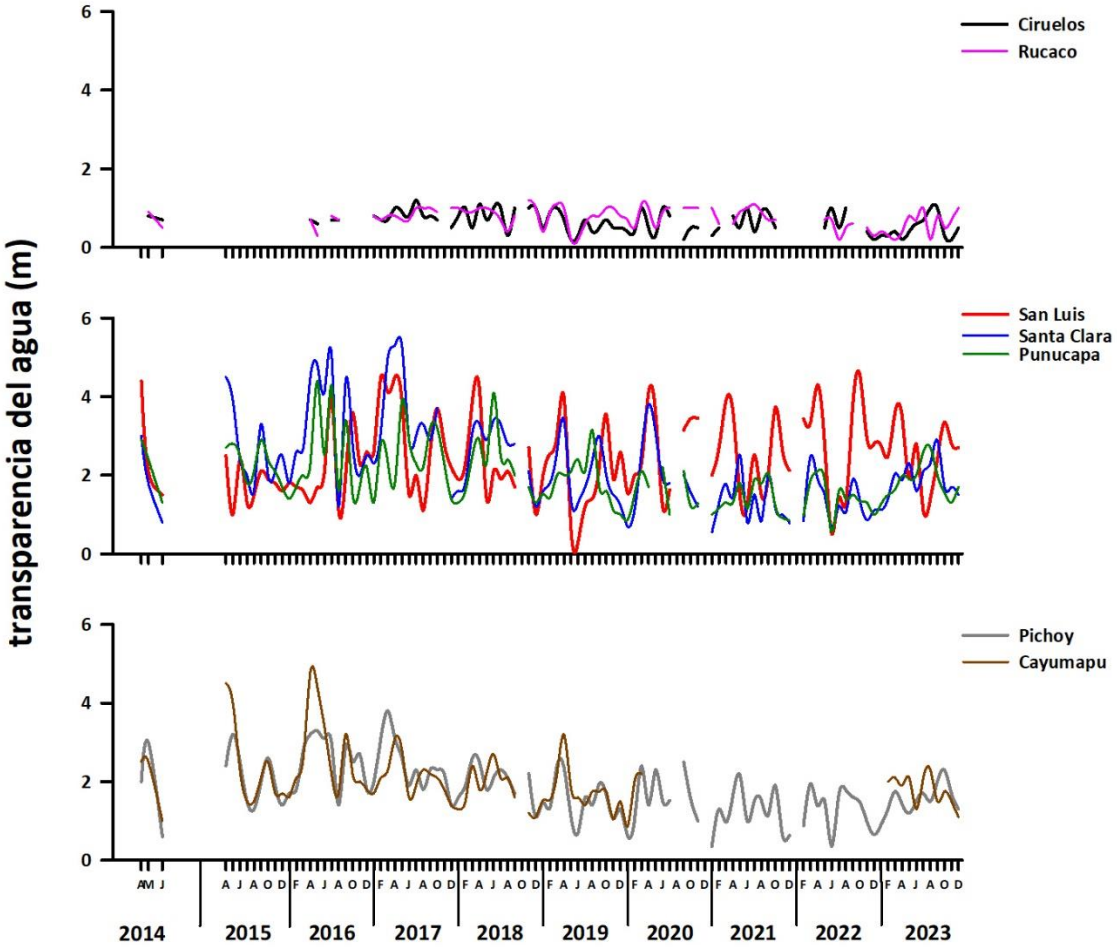


Figura 3.4.16. Comparación de la variabilidad inter anual de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

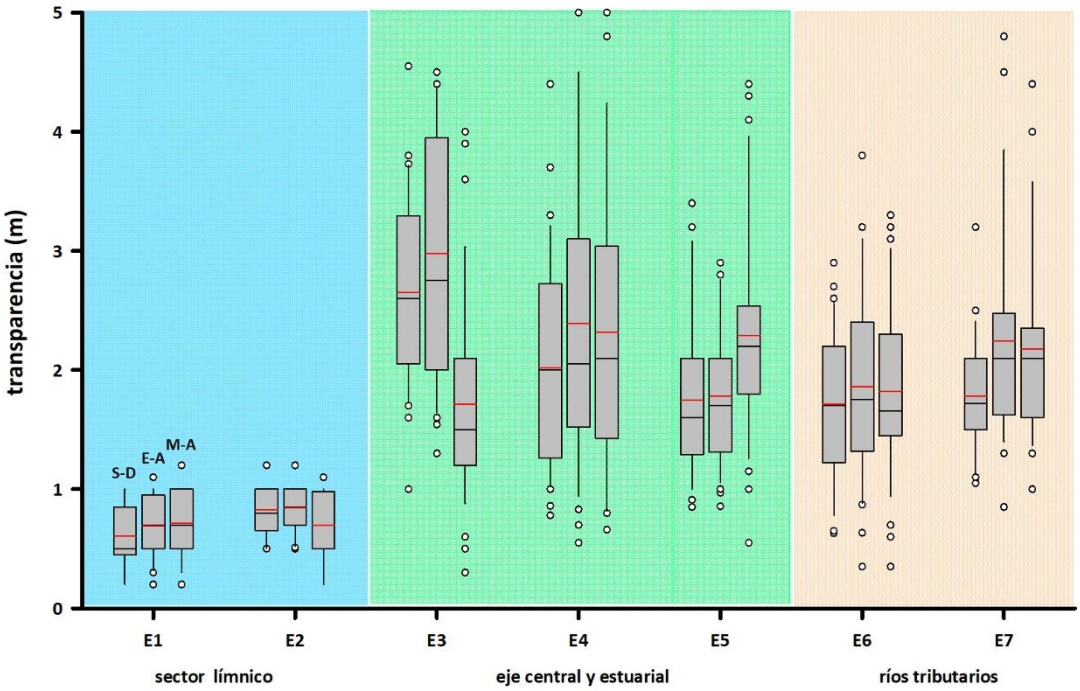


Figura 3.4.17. Comparación de la variabilidad espacial de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. S-D=septiembre a diciembre; E-A=enero a abril y M-A=mayo a agosto.

Análisis estadístico univariado

ANOVA y test *a posteriori* temporada menor caudal hídrico (abril del período 2014-2023)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2023, los valores promedio de temperatura, concentración & saturación de oxígeno y SST, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.1).

Los valores de temperatura fueron significativamente más altos ($p<0,05$) durante los años 2015 y 2016 en aguas superficiales de Santa Clara, Punucapa y Cayumapu (Tabla 3.4.1).

Las concentraciones y saturaciones de oxígeno fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el período 2017 - 2018 y en aguas superficiales del eje central del área de estudio, excluyendo a San Luis (Ciruelos, Rucaco, Santa Clara y Punucapa) (Tabla 3.4.1).

Las concentraciones de SST fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2021 y en aguas superficiales Punucapa y Pichoy (Tabla 3.4.1).

Los valores de pH tuvieron variabilidad significativa ($p<0,05$) al comparar años (valores más altos durante los años 2016 y 2020), a la vez que los valores de conductividad y SDT fueron significativamente más bajos durante el año 2018, siendo los valores de tales variables, más bajos ($p<0,05$) en aguas de Ciruelos, Rucaco y San Luis (Tabla 3.4.1).

Tabla 3.4.1. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno y SST, medidos durante las temporadas de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2023, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en rojo son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (*)(**)	Año	9	77,358	8,595	33,045	**<0,001**	15=16>14=17=19=20=21=22=23>18
	Estación	6	51,749	8,625	33,158	**<0,001**	SC=Pu=Ca>Pi=SL=Ru>Ci
	Error	51	13,266	0,260			
	Total	66	145,443	2,204			
pH (**)	Año	9	9,660	1,073	6,944	**<0,001**	16=20>14=15=17=18=19=21=22=23
	Estación	6	2,040	0,340	2,200	0,058	
	Error	51	7,883	0,155			
	Total	66	19,599	0,297			
conductividad (**)	Año	9	4,101	0,456	6,303	**<0,001**	14=15=16=17=19=20=21=22=23>18
	Estación	6	15,935	2,656	36,734	**<0,001**	SC=Pu=Ca>Ci=Ru=SL=Pi
	Error	48	3,470	0,072			
	Total	63	23,948	0,380			
SDT (**)	Año	9	5,696	0,633	6,083	**<0,001**	14=15=16=17=19=20=21=22=23>18=19
	Estación	6	9,483	1,581	15,191	**<0,001**	SC=Pu=Ca>Ci=Ru=SL=Pi
	Error	47	4,890	0,104			
	Total	62	20,729	0,334			
concentración de O_2	Año	9	40,672	4,519	6,476	**<0,001**	17=18>14=15=16=19=20=21=22=23
	Estación	6	45,852	7,642	10,951	**<0,001**	Ci=Ru=SC>SL=Pu=Pi>Ca
	Error	51	35,589	0,698			
	Total	66	118,206	1,791			
saturación de O_2 (*)	Año	9	0,066	0,007	5,386	**<0,001**	17=18>14=15=16=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,130	0,022	15,956	**<0,001**	Ci=Ru=SC=Pu>SL=Pi>Ca
	Error	51	0,069	0,001			
	Total	66	0,255	0,003			
SST (*)(**)	Año	9	1,737	0,193	2,695	**0,012**	21>14=15=16=17=18=19=20=22=23
	Estación	6	2,375	0,396	5,529	**<0,001**	Pu=Pi>SL=Ru; Pu=Pi=Ci=Ca
	Error	51	3,651	0,072			
	Total	66	7,678	0,116			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada.

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor caudal hídrico (julio del período 2014-2023)

Durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2023, se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo para las concentraciones y saturaciones de oxígeno (Tabla 3.4.2). Ambos parámetros mostraron sus valores más altos durante los años 2017 y 2022; y en todas las estaciones ubicadas en el río Cruces (Ciruelos, Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) (Tabla 3.4.2). De igual forma, la temperatura fue significativamente más alta ($p<0,05$) los años 2014 y 2015 en Punucapa que en Pichoy y Cayumapu y el pH los años 2016, 2020 y 2021, particularmente más alto ($p<0,05$) en la estación San Luis que en el río Pichoy (Tabla 3.4.2).

A su vez, los valores de conductividad y SST solo mostraron diferencias significativas ($p<0,05$) al comparar años de muestreo: los valores de conductividad fueron más altos durante el año 2016 y los SST durante el año 2014 (Tabla 3.4.2). Finalmente, los SDT no presentaron diferencias inter anuales o espaciales (Tabla 3.4.2).

Tabla 3.4.2. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno y SST, medidos durante las temporadas de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2023, en las seis estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en rojo son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Año	9	79,463	8,826	31,978	**<0,001**	14=15>17=18=19=20=21=22=23>16
	Estación	6	5,818	0,970	3,512	**0,006**	Pu>Pi=Ca; Pu=Ci=Ru=SL=SC
	Error	51	14,081	0,276			
	Total	66	98,722	1,496			
pH (**)	Año	9	15,922	1,769	13,965	**<0,001**	16=20=21>14=15=17=18=19=22=23
	Estación	6	1,990	0,332	2,618	**0,027**	SL>Pi; SL=Ci=Ru=SC=Pu=Ca
	Error	51	6,461	0,127			
	Total	66	24,798	0,376			
conductividad (*)(**)	Año	9	487,426	54,158	4,089	**<0,001**	16>14=15=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	179,748	29,958	2,262	0,052	
	Error	51	675,472	13,245			
	Total	66	1341,983	20,333			
SDT (*)	Año	9	33996,647	3777,405	1,364	0,229	
	Estación	6	16949,092	2824,849	1,020	0,423	
	Error	51	141252,152	2769,650			
	Total	66	192496,256	2916,610			
concentración de O_2 (*)	Año	9	68,471	7,608	13,819	**<0,001**	17=22>15=16=18=19=20=21>14=23
	Estación	6	38,805	6,467	11,748	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu>Pi=Ca
	Error	51	28,077	0,551			
	Total	66	137,195	2,079			
saturación de O_2 (*)(**)	Año	9	0,108	0,012	10,535	**<0,001**	16=17=22>14=15=18=19=20=21=23
	Estación	6	0,061	0,010	8,979	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu>Pi=Ca
	Error	51	0,058	0,001			
	Total	66	0,228	0,004			
SST (**)	Año	9	2,233	0,248	5,969	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,966	0,161	3,873	0,056	
	Error	51	2,120	0,042			
	Total	66	5,351	0,081			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

3.4.2. NUTRIENTES (*)

Variabilidad interanual del Nitrato, Nitrito, Amonio y Nitrógeno total

Las Figuras 3.4.18 a la 3.4.20 (Tabla 9 ANEXO 2) muestran la variabilidad interanual del contenido de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua del área de estudio, registrados durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019) y durante la temporada primaveral (septiembre-diciembre) y estival (enero-abril) del año 2023 y 2024, respectivamente, correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025). No se graficaron los datos de Nitrito, ya que, en su mayoría presentan valores bajo el límite de detección del método utilizado (0,02 mg/L) (Tabla 9 Anexo 2). Por su parte, la Figura 3.4.21 muestra la variabilidad estacional de estos nutrientes durante los mismos periodos.

En términos generales, los nitratos presentaron una marcada estacionalidad, donde los valores más altos fueron registrados durante las campañas de mayor caudal hídrico (julio), en todas las estaciones y durante todos los años (Fig. 3.4.18).

Por su parte, las concentraciones de Amonio no presentaron tendencias definidas en el tiempo, registrando sus valores más altos durante los meses de abril de los años 2015 y 2016 y marzo del año 2024 en Rucaco y durante el mes de enero 2024 en San Luis (Fig.3.4.19).

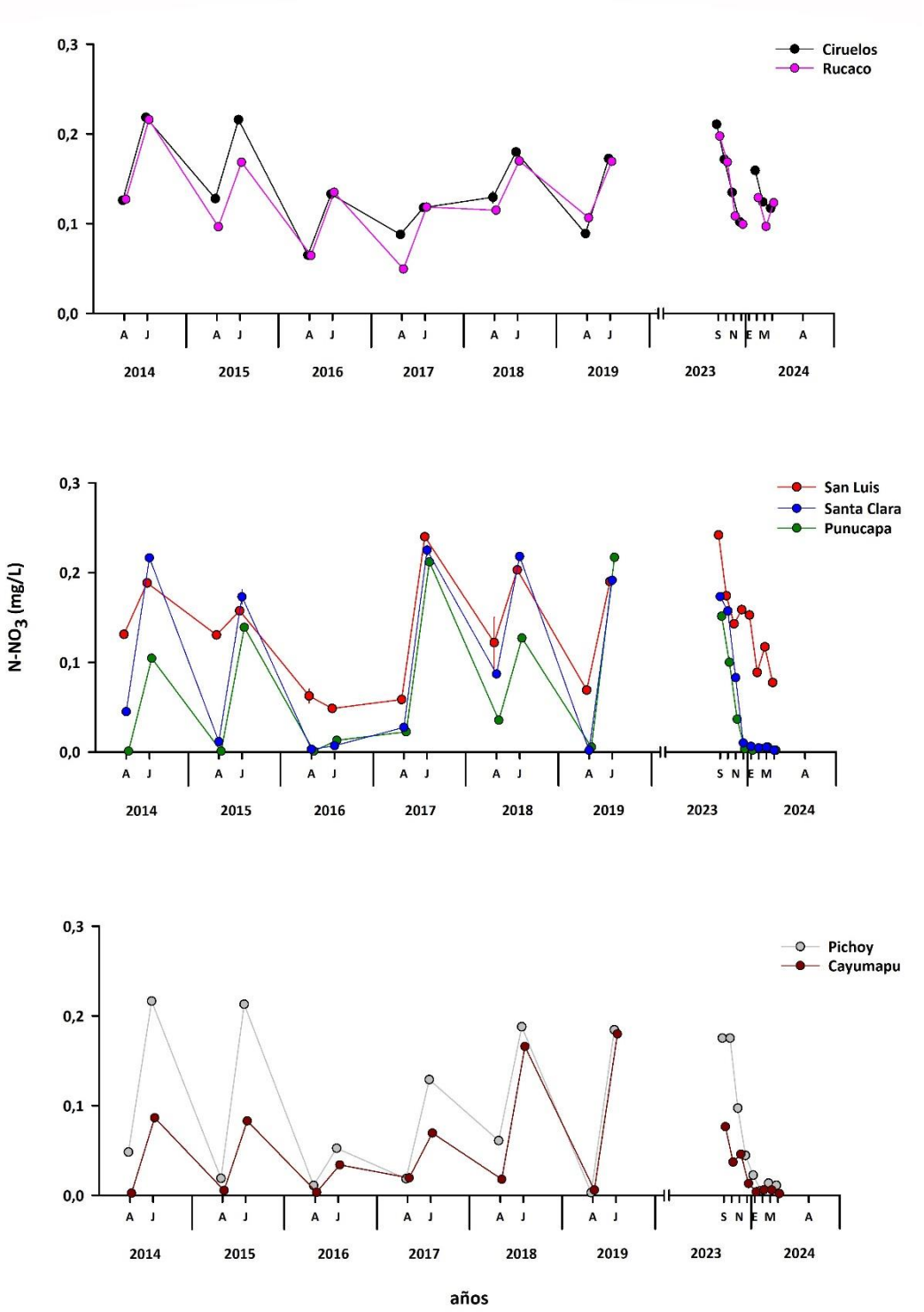


Figura 3.4.18. Comparación interanual de la concentración de Nitrato ($N\text{-}NO_3$), en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

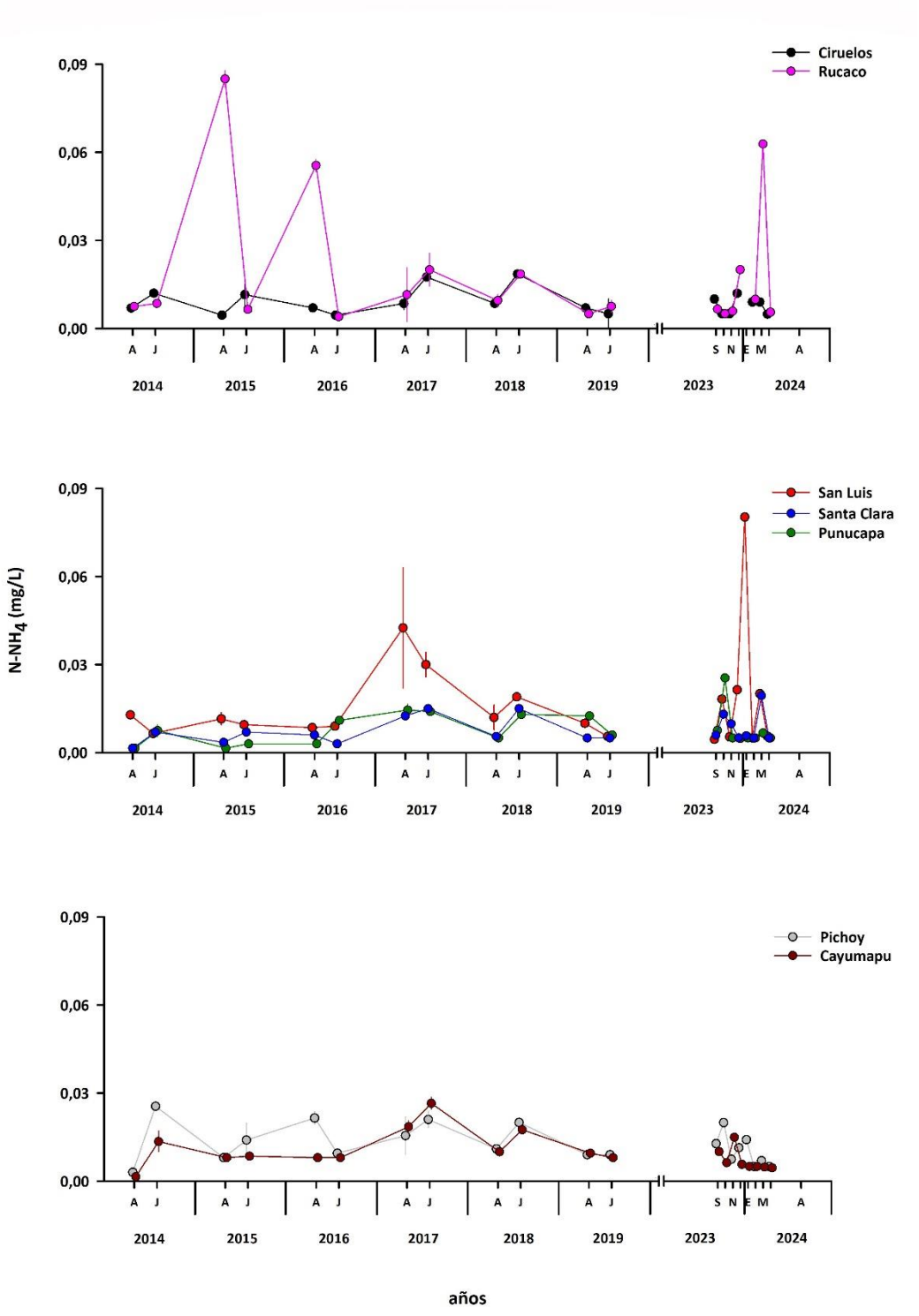


Figura 3.4.19. Comparación interanual de la concentración de Amonio ($N\text{-}NH_4$), en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Las concentraciones de Nitrógeno Total no presentaron tendencias definidas en el tiempo, en todas las estaciones, registrándose el valor más alto durante el mes de enero 2024, en la estación San Luis y río Pichoy (Fig. 3.4.20).

Por su parte, no se detectó Nitrito durante el Programa de Diagnóstico y durante los dos primeros años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC, no obstante, durante julio del año 2017 este compuesto fue detectado en la mayoría de las estaciones y durante el año 2018 en todas las estaciones, pero en bajas concentraciones. Durante las temporadas de primavera y verano 2023 & 2024, respectivamente, no fue detectado en toda el área de estudio (Tabla 9 ANEXO 2).

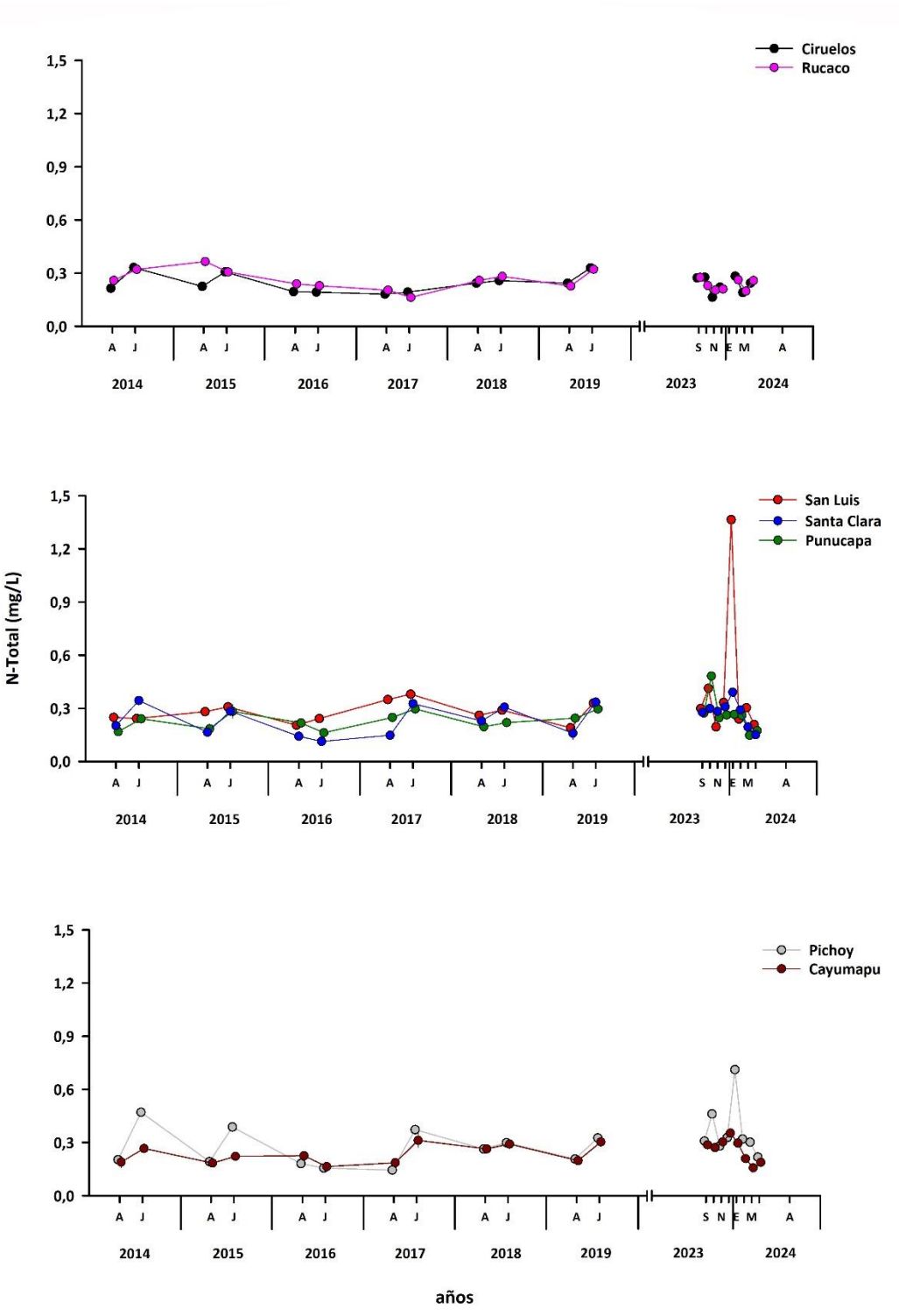


Figura 3.4.20. Comparación interanual de la concentración de Nitrógeno Total (N-Total) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Variabilidad espacial del Nitrato, Amonio y Nitrógeno total

Las Figuras 3.4.21 y 3.4.22 muestran la variabilidad espacial del contenido de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua del área de estudio, registrado durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019) y durante la temporada primaveral del año 2023 (septiembre-diciembre) y estival del año 2024 (enero-abril), correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025).

Durante el periodo 2014-2019 las concentraciones de nitratos fueron más altas en las estaciones Ciruelos y Rucaco (sector límnico) y en San Luis (eje central), particularmente durante las campañas de menor caudal hídrico, no se observaron diferencias espaciales durante las campañas de mayor caudal hídrico (Fig. 3.4.21).

Si bien, las concentraciones de amonio no presentaron variabilidad espacial, los valores más altos fueron registrados en Rucaco, durante las campañas de menor caudal hídrico (Fig. 3.4.21).

Al igual que el Amonio, el Nitrógeno Total no mostró variabilidad espacial, registrando los valores más altos en la estación 6 (Pichoy) durante las campañas de mayor caudal hídrico (Fig. 3.4.21).

Durante el periodo 2023-2024 las concentraciones de nitratos fueron más altas en las estaciones Ciruelos, Rucaco (sector límnico) y San Luis (eje central). El Amonio fue más alto en Rucaco y San Luis, mientras que, el Nitrógeno Total presentó mayores concentraciones en el río Pichoy y San Luis (Fig. 3.4.22).

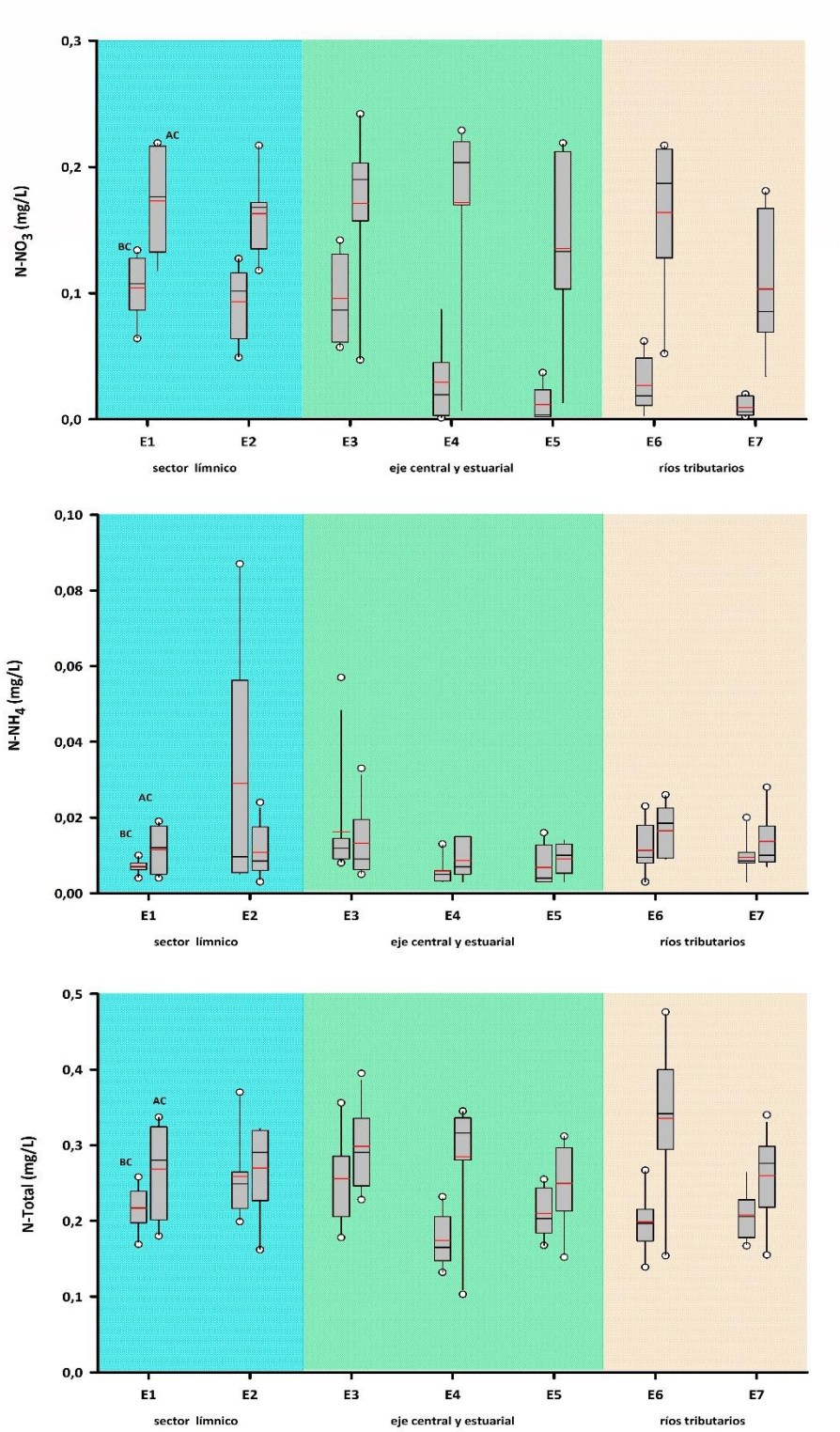


Figura 3.4.21. Comparación espacial de las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2014-2019.

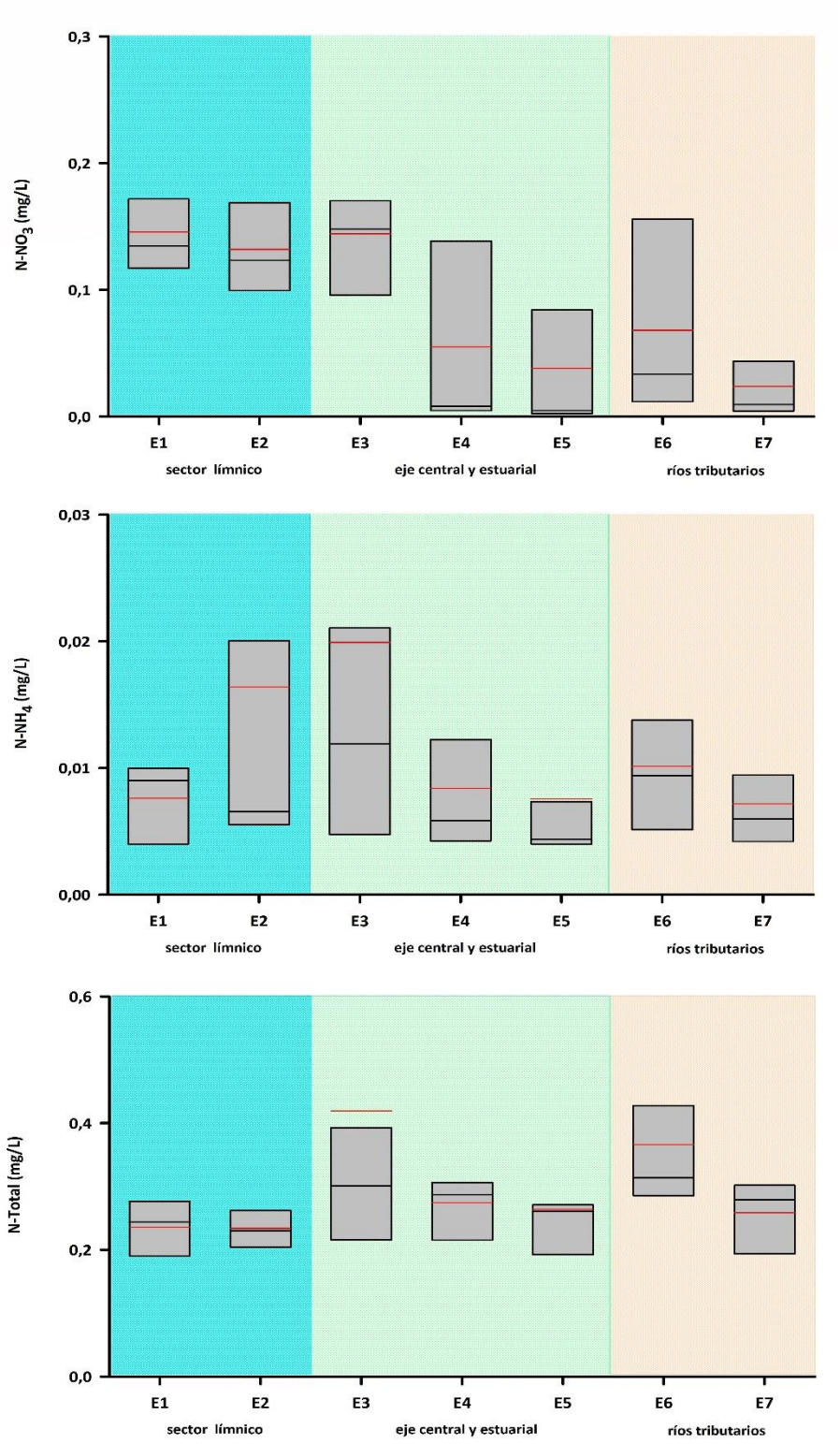


Figura 3.4.22. Comparación espacial de las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2023-2024.

Análisis estadístico

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Las concentraciones de Nitrato y Nitrógeno total fueron significativamente más bajas ($p<0,05$) durante el año 2016 (Tabla 3.4.3). A su vez, ambos compuestos presentaron concentraciones significativamente más bajas ($p<0,05$) durante el periodo de menor caudal hídrico (julio), sin embargo, solo el Nitrato presento variabilidad espacial, siendo significativamente más bajo en los ríos tributarios (Tabla 3.4.3).

Por su parte el Amonio solo presento variabilidad interanual, siendo significativamente más alto ($p<0,05$) durante el año 2017 (Tabla 3.4.3).

No se realizaron análisis para la variable Nitrito, debido a que no fue detectado en la mayoría de las campañas realizadas.

Tabla 3.4.3. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	5	0,058	0,012	8,142	**<0,001**	2019=2018=2017=2015=2014>2016
	Sector (S)	2	0,037	0,018	12,938	**<0,001**	L > EE > T
	Mes (M)	1	0,195	0,195	137,378	**<0,001**	J > A
	A x S x M	10	0,002	0,002	1,671	0,116	
	Error	48	0,068	0,001			
Amonio (*)(***)	Año (A)	5	1,824	0,365	5,227	**<0,001**	2017>2014=2015=2016=2019; 2017=2018
	Sector (S)	2	0,424	0,212	3,041	0,057	
	Mes (M)	1	0,185	0,185	2,650	0,110	
	A x S x M	10	0,762	0,076	1,092	0,387	
	Error	48	3,350	0,070			
N-Total (*)(***)	Año (A)	5	0,202	0,040	4,976	**<0,001**	2019=2018=2017=2015=2014>2016
	Sector (S)	2	0,002	0,001	0,119	0,888	
	Mes (M)	1	0,192	0,192	23,661	**<0,001**	J > A
	A x S x M	10	0,071	0,007	0,879	0,559	
	Error	48	0,389	0,008			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Los análisis indican que las concentraciones de Nitrato detectadas durante el año 2016 fueron significativamente más bajas (p<0,05) que las detectadas durante todos los otros años (Tabla 3.4.4). A su vez, las concentraciones de este nutriente fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio), en las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis (Tabla 3.4.4).

El Amonio presentó diferencias significativas entre años y sectores, donde concentraciones detectadas el año 2017 fueron significativamente más altas (p<0,005) que, en otros años, y significativamente más altas (p<0,05) en Rucaco y San Luis que en Punucapa, particularmente durante los periodos de mayor caudal hídrico (Tabla 3.4.4).

Los contenidos de Nitrógeno total fueron significativamente más bajos (p<0,05) durante el año 2016. Así mismo, este compuesto presentó concentraciones significativamente más bajas (p<0,05) en Santa Clara que, en San Luis, durante las campañas de menor caudal hídrico (Tabla 3.4.4).

Tabla 3.4.4. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y Ca= Cayumapu) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	5	3,880	0,776	12,079	**<0,001**	2019=2018=2017=2015=2014>2016
	Estación (E)	6	8,154	1,359	21,156	**<0,001**	Ci=Ru=SL>SC=Pu=Pi=Ca
	Mes (M)	1	10,894	10,894	169,600	**<0,001**	J > A
	Error	30	1,927	0,064			
Amonio (*)(**)	Año (A)	5	2,089	0,418	6,930	**<0,001**	2017>2014=2015=2016=2019; 2017=2018
	Estación (E)	6	1,476	0,246	4,080	**<0,001**	Ru=SL>Pu; Pu=Ci=SC=Pi=Ca
	Mes (M)	1	0,210	0,210	3,476	**<0,001**	J > A
	Error	30	1,808	0,060			
N-Total (*)	Año (A)	5	0,208	0,042	7,459	**<0,001**	2014=2015=2017=2018=2019>2016
	Estación (E)	6	0,100	0,017	2,988	**0,021**	SL>SC; SL=Ci=Ru=Pu=Pi=Ca
	Mes (M)	1	0,207	0,207	37,072	**<0,001**	J > A
	Error	30	0,168	0,006			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Análisis estadístico

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Solo las concentraciones de nitratos presentaron significancia estadística, siendo estas más altas (p<0,05) el año 2023 y en el sector límnico, por su parte el Amonio y Nitrógeno total no presentaron diferencias interanuales y espaciales (p>0,05) (Tabla 3.4.5).

Tabla 3.4.5. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)	Año (A)	1	5,387	5,387	19,843	**<0,001**	2023 > 2024
	Sector (S)	2	5,814	2,907	10,708	**<0,001**	L > EE > T
	A x S	2	1,956	0,978	3,602	**0,035**	
	Error	48	13,031	0,271			
Amonio (*)(**)	Año (A)	1	0,041	0,041	0,427	0,517	
	Sector (S)	2	0,040	0,020	0,210	0,811	
	A x S	2	0,409	0,204	2,145	0,128	
	Error	48	4,571	0,095			
N-Total (*)(**)	Año (A)	1	0,017	0,017	0,669	0,417	
	Sector (S)	2	0,086	0,043	1,671	0,199	
	A x S	2	0,016	0,008	0,312	0,733	
	Error	48	1,237	0,026			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Solo las concentraciones de nitratos presentaron significancia estadística, siendo estas más altas (p<0,05) el año 2023 y en las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis, por su parte el Amonio y Nitrógeno total no presentaron diferencias interanuales y espaciales (p>0,05) (Tabla 3.4.6).

Tabla 3.4.6. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Nitrato, Amonio y Nitrógeno total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y Ca= Cayumapu). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Nitrato (*)(**)	Año (A)	1	6,287	6,287	53,591	**<0,001**	2023 > 2024
	Estación (E)	6	12,776	2,129	18,149	**<0,001**	Ci=Ru=SL>SC=Pu=Pi=Ca
	A x E	6	3,332	0,555	4,734	**<0,001**	
	Error	40	4,693	0,117			
Amonio (*)	Año (A)	1	0,043	0,043	0,450	0,506	
	Estación (E)	6	0,613	0,102	1,071	0,396	
	A x E	6	0,609	0,102	1,064	0,400	
	Error	40	3,817	0,095			
N-Total (*)(**)	Año (A)	1	0,020	0,020	0,827	0,369	
	Estación (E)	6	0,238	0,238	1,629	0,164	
	A x E	6	0,126	0,021	0,861	0,532	
	Error	40	0,975	0,024			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Variabilidad interanual del Fosfato y Fósforo total

Las Figuras 3.4.23 y 3.4.24 muestran la variabilidad interanual del contenido de Fosfato y Fósforo Total en el agua del área de estudio, registrados durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019) y durante la temporada primaveral (septiembre-diciembre) y estival (enero-abril) del año 2023 y 2024, respectivamente, correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025).

No se observa variabilidad interanual en las concentraciones de Fosfato durante el periodo 2014-2019 en todas las estaciones, por el contrario, iniciando el periodo 2023-2024 estas concentraciones aumentan considerablemente, registrándose los valores más altos los meses de septiembre (Ciruelos, Rucaco, San Luis y Santa Clara) y diciembre 2023 (San Luis, Santa Clara, Punucapa y Pichoy) (Fig. 3.4.23).

Similar a lo observado con los Fosfatos, el Fósforo total no presentó tendencias interanuales, registrando el valor más alto durante el mes de abril del año 2019, en Ciruelos (Fig. 3.4.24).

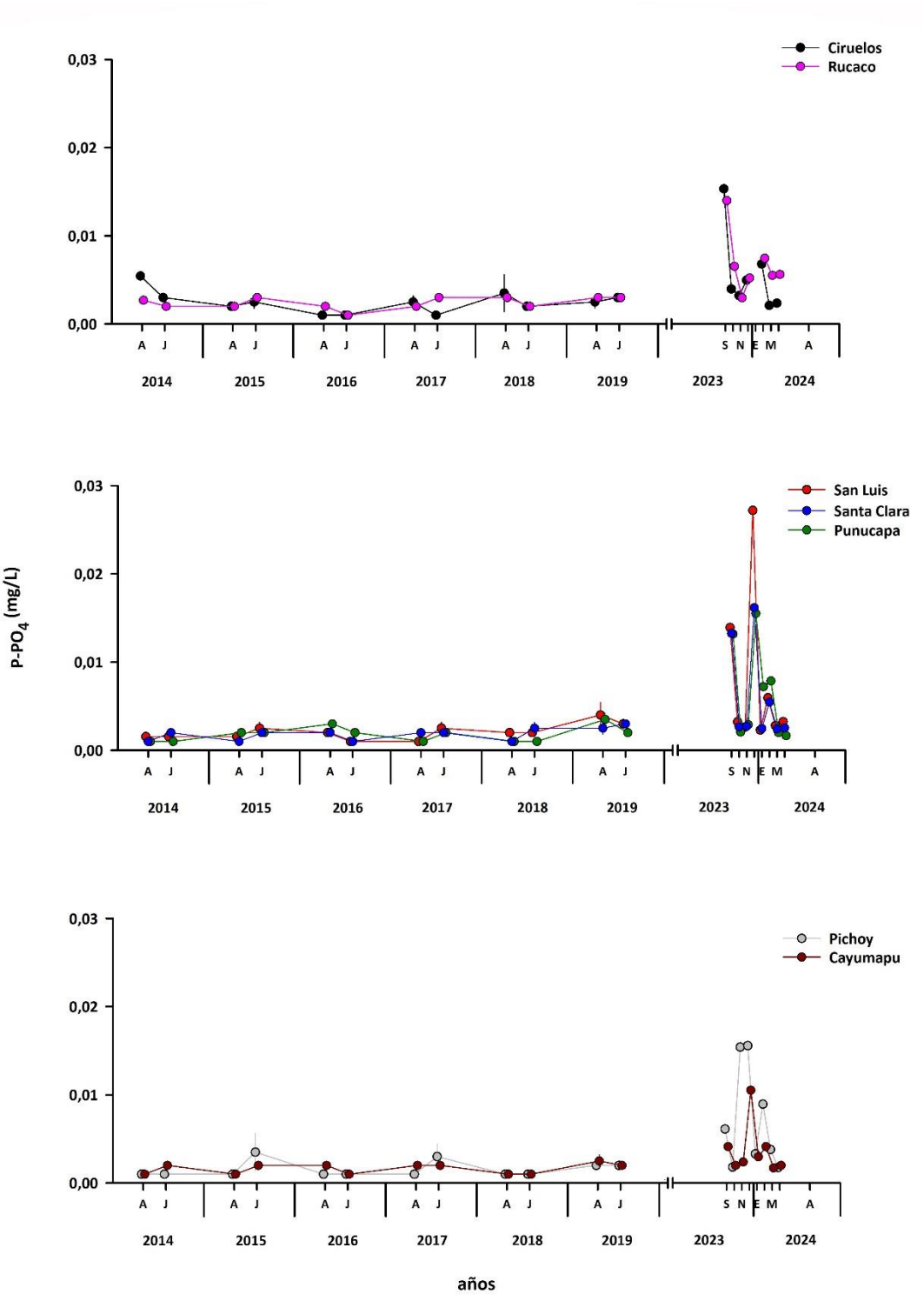


Figura 3.4.23. Comparación interanual de la concentración de Fosfato ($P\text{-}PO_4$) en aguas superficiales sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

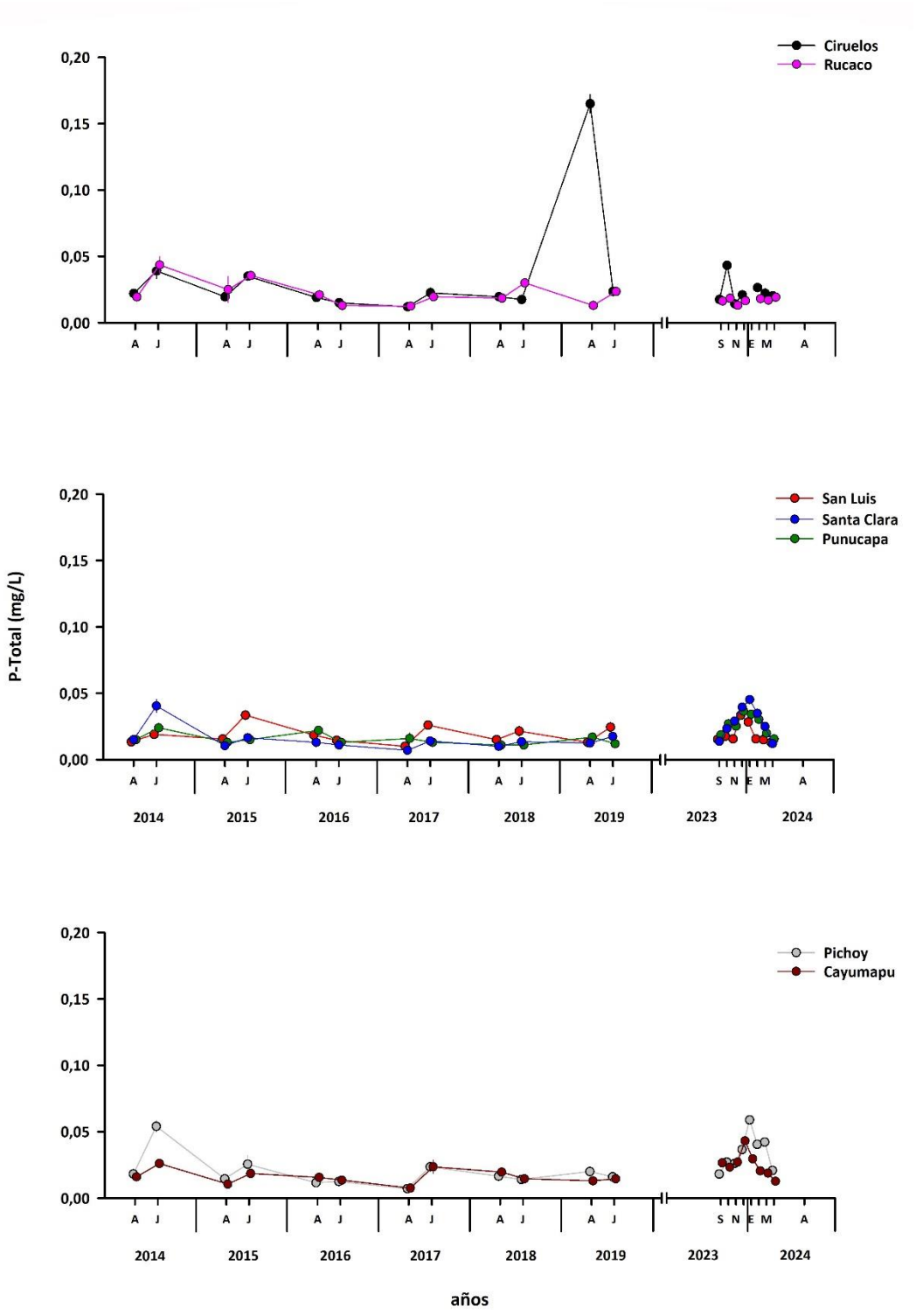


Figura 3.4.24. Comparación interanual de la concentración de Fósforo Total en aguas superficiales sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Variabilidad espacial del Fosfato y Fósforo Total

Las Figuras 3.4.25 y 3.4.26 muestran la variabilidad espacial del contenido de Fosfato y Fósforo Total en el agua del área de estudio, registrado durante el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2019) y durante la temporada primaveral (septiembre-diciembre) del año 2023 y estival (enero-abril) del año 2024, correspondientes al Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (2020-2025).

Durante el periodo 2014-2019 las concentraciones de Fosfato y Fosforo total no presentan tendencias estacionales, sin embargo, se observa que valores más altos de Fosfato, fueron registrados en las estaciones Ciruelos y Pichoy (Fig. 3.4.25), para el caso del Fósforo Total, se observa una marcada estacionalidad donde valores más bajos se registraron durante el periodo de menor caudal hídrico, en casi todas las estaciones (Fig. 3.4.25).

Durante el periodo 2023-2024 no se observa variabilidad espacial en las concentraciones de Fosfato y Fosforo Total en toda el área de estudio (Fig. 3.4.26).

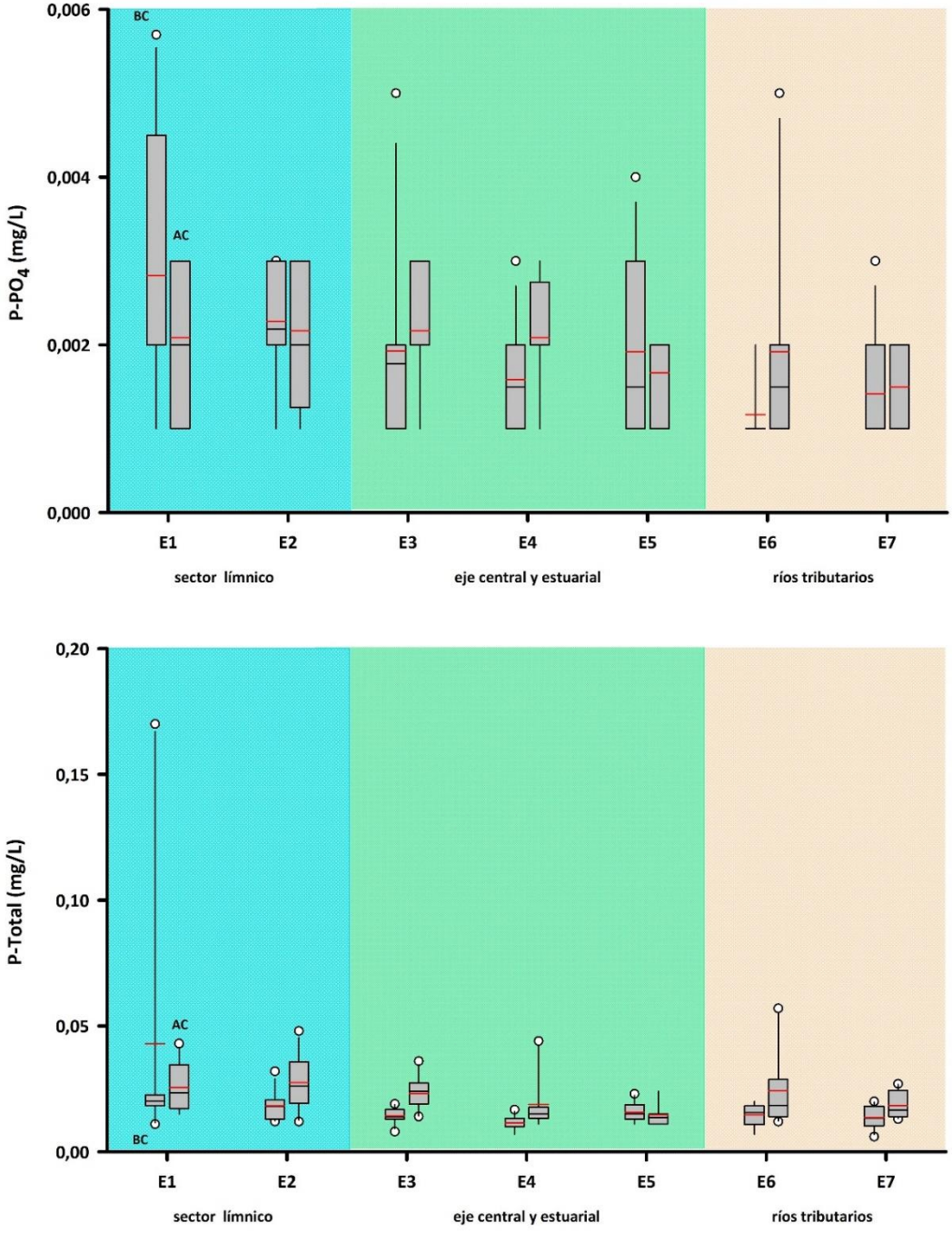


Figura 3.4.25. Variabilidad espacial de las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2014-2019.

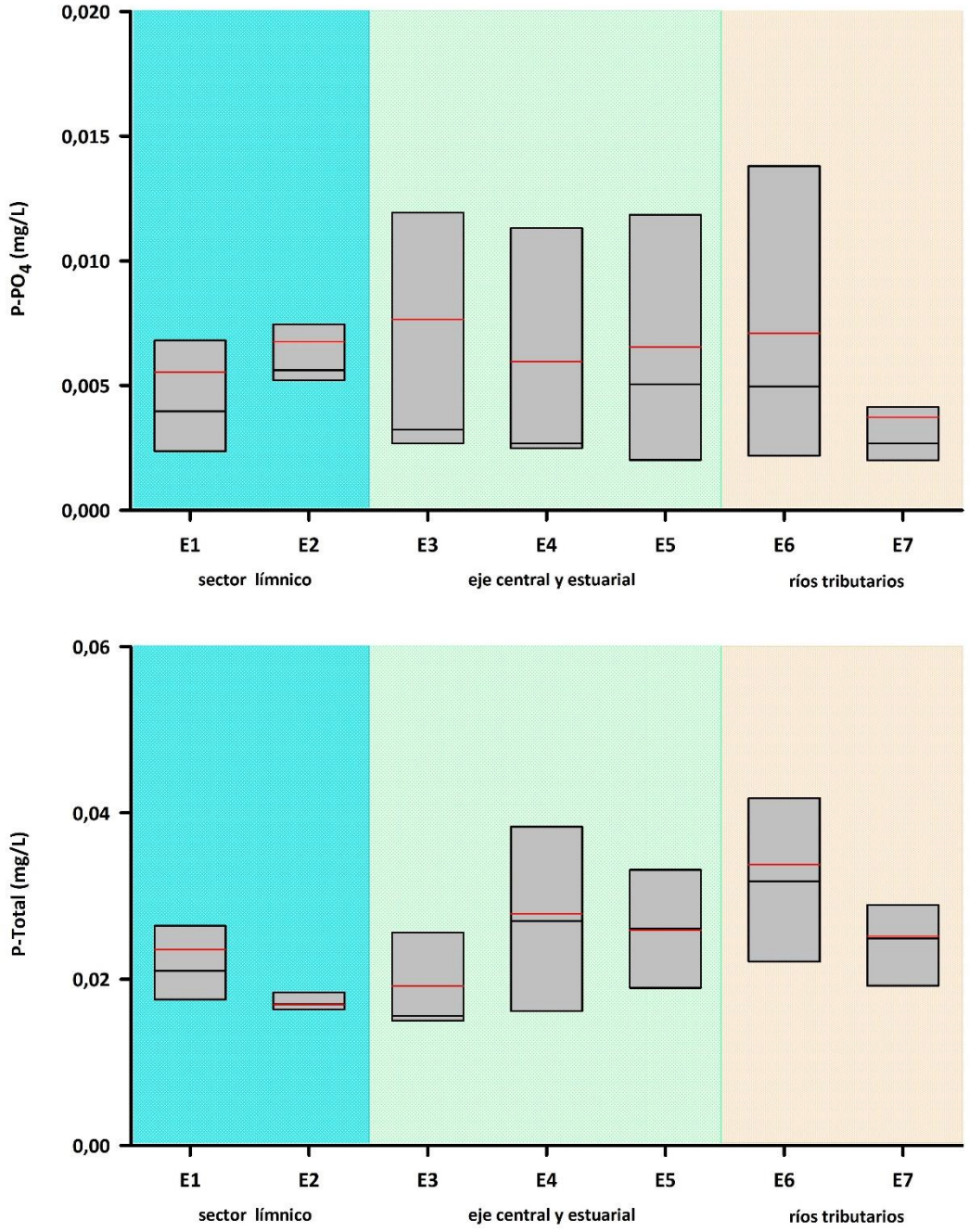


Figura 3.4.26. Variabilidad espacial de las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC, durante el periodo 2023-2024.

Análisis estadístico

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Las concentraciones de Fosfato fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2019 que, durante los años 2016 y 2018, particularmente en el sector límnico del HRC (Ciruelos y Rucaco) (Tabla 3.4.7).

Por su parte, las concentraciones de Fósforo Total fueron significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2014 que, durante los años 2016 y 2017, particularmente en el sector límnico (Ciruelos y Rucaco) y durante el periodo de mayor caudal hídrico (Tabla 3.4.7).

Tabla 3.4.7. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Fosfato (*)(***)	Año (A)	5	0,487	0,097	4,570	**0,002**	2019>2016=2018; 2019=2014=2015=2017
	Sector (S)	2	0,341	0,171	8,009	**<0,001**	L > T; L = EE
	Mes (M)	1	0,002	0,002	0,080	0,778	
	A x S x M	10	0,152	0,015	0,716	0,706	
	Error	48	1,022	0,021			
P-Total (*)(***)	Año (A)	5	0,530	0,106	4,276	**0,003**	2014>2016=2017; 2014=2015=2018=2019
	Sector (S)	2	0,451	0,226	9,098	**<0,001**	L > EE = T
	Mes (M)	1	0,238	0,238	9,594	**0,003**	J > A
	A x S x M	10	0,208	0,021	0,837	0,596	
	Error	48	1,190	0,025			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2014-2019 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Las concentraciones de Fosfato presentaron variabilidad espacial e inter anual, siendo significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2014, principalmente en Rucaco, por el contrario, las concentraciones de este compuesto no presentaron variabilidad temporal (p>0,05) (Tabla 3.4.8).

Tabla 3.4.8. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y Ca= Cayumapu) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba Tukey
Fosfato (*)(***)	Año (A)	5	0,518	0,104	6,243	**<0,001**	2019>2014=2016=2018; 2019=2017
	Estación (E)	6	0,429	0,072	4,313	**0,003**	Ru>Pi=Ca; Ru=Ci=SL=SC=Pu
	Mes (M)	1	0,001	0,004	0,267	0,905	
	A x S x M	11	0,309	0,021	0,837	0,436	
	Error	83	3,234	0,039			
P-Total (*)(**)	Año (A)	5	0,497	0,099	4,485	**0,004**	2014=2016=2017=2018; 2014=2019
	Estación (E)	6	0,563	0,094	4,240	**0,003**	Ci>SC=Pu=Ca; Ci=Ru=SL=Pi
	Mes (M)	1	0,254	0,254	11,479	**0,002**	J > A
	A x S x M	9	0,210	0,013	0,746	0,332	
	Error	83	3,380	0,041			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Análisis estadístico

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis con agrupamiento de estaciones por sectores

Ambos compuestos no presentaron variabilidad espacial (P>0,05), sin embargo, el Fosfato presento variabilidad interanual, siendo significativamente (p<0,05) más alto el año 2023 que el año 2024 (Tabla 3.4.9).

Tabla 3.4.9. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2023-2024) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces y T = ríos tributarios del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Fosfato (*)(**)	Año (A)	1	0,622	0,622	5,449	**0,024**	2023 > 2024
	Sector (S)	2	0,157	0,079	0,688	0,508	
	A x S	2	0,086	0,043	0,376	0,688	
	Error	48	5,478	0,114			
P-Total (*)(**)	Año (A)	1	0,001	0,001	0,004	0,950	
	Sector (S)	2	0,166	0,083	3,031	0,058	
	A x S	2	0,007	0,004	0,136	0,873	
	Error	48	1,315	0,027			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Periodo 2023-2024 en base a aproximación de análisis sin agrupamiento de estaciones por sectores

Los análisis indican que, el Fosfato presento solo variabilidad interanual, siendo significativamente más alto (p<0,05) durante el año 2023, mientras que, el Fósforo Total solo presento variabilidad espacial, siendo significativamente más alto (p<0,05) en el río Pichoy, que en Rucaco (Tabla 3.4.10).

Tabla 3.4.10. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Fosfato y Fósforo Total en el agua superficial del área de estudio. Los factores son Año de muestreo (2014-2019), Estaciones (Ci= Ciruelos, Ru= Rucaco, SL= San Luis, SC= Santa Clara, Pu= Punucapa, Pi= Pichoy y Ca= Cayumapu) y Mes (A = abril y J = julio). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Fosfato (*)(**)	Año (A)	1	0,737	0,737	5,937	**0,019**	2023 > 2024
	Estación (E)	6	0,620	0,103	0,833	0,552	
	A x S	6	0,152	0,025	0,204	0,974	
	Error	40	4,965	0,124			
P-Total (*)	Año (A)	1	0,001	0,001	0,002	0,989	
	Estación (E)	6	0,380	0,063	2,599	**0,032**	Pi > Ru; PI=Ci=SL=SC=Pu=Ca
	A x S	6	0,130	0,022	0,891	0,511	
	Error	40	0,975	0,024			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple los supuestos de ANDEVA.

Estudios de periodicidad espacial y temporal: metales pesados y compuestos orgánicos persistentes

3.4.3. METALES PESADOS

Disueltos

Las Figuras 3.4.27 a 3.4.36 y Tablas 10 a 14 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 2023.

Hierro y Aluminio, han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio, particularmente en los ríos tributarios Pichoy y Cayumapu: para el caso del Hierro, valores promedio cercanos a 180 µg L y con valores máximos de 249 y 247 µg L, durante julio del año 2017 en Cayumapu y en abril del año 2021 en Pichoy, respectivamente (Fig. 3.4.27 y 3.4.28). A su vez, el Aluminio presentó valores promedios cercanos a de 20 µg L con un máximo de 150 µg L en la estación Rucaco durante el mes

de julio del año 2020, valor que no se ha registrado durante los años 2021 al 2023 (Fig. 3.4.29 y 3.4.30).

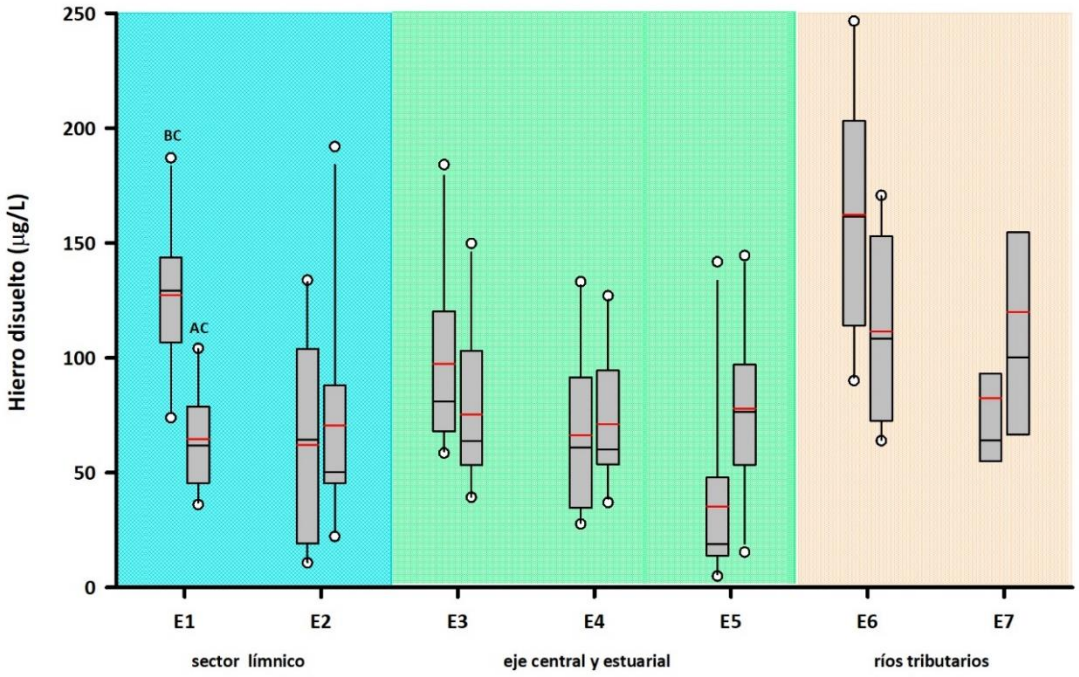


Figura 3.4.27. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

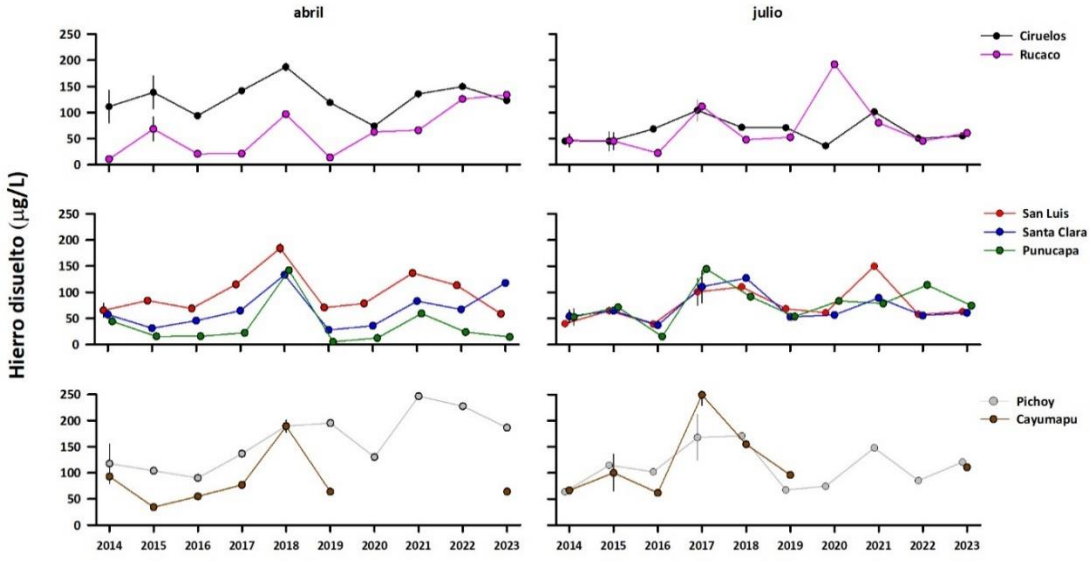


Figura 3.4.28. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

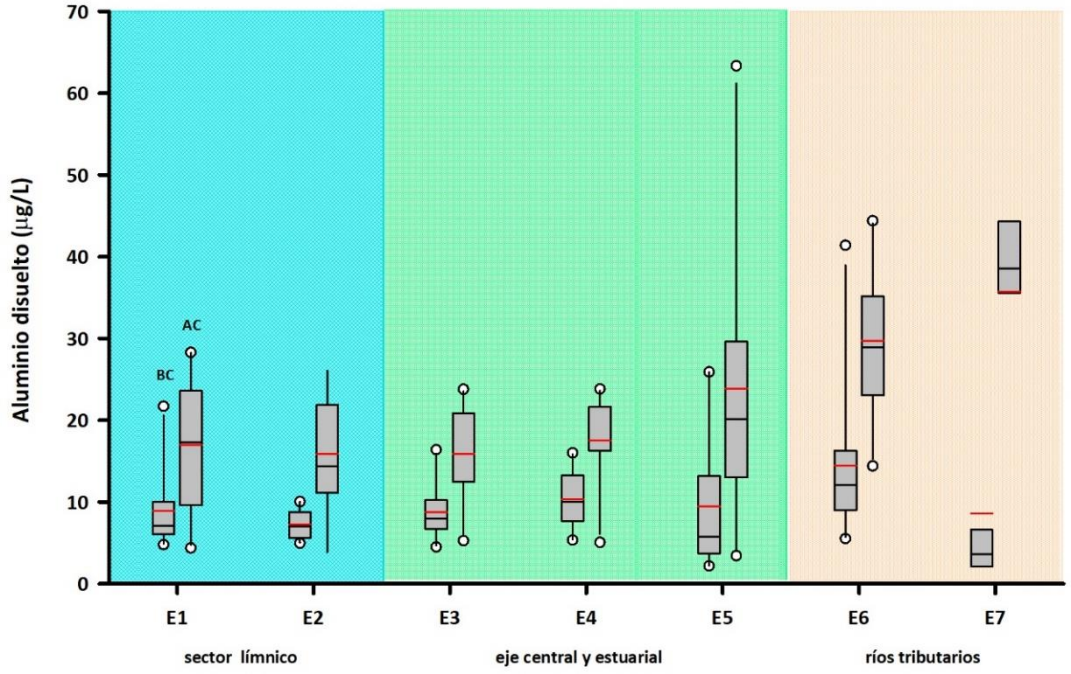


Figura 3.3.29. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

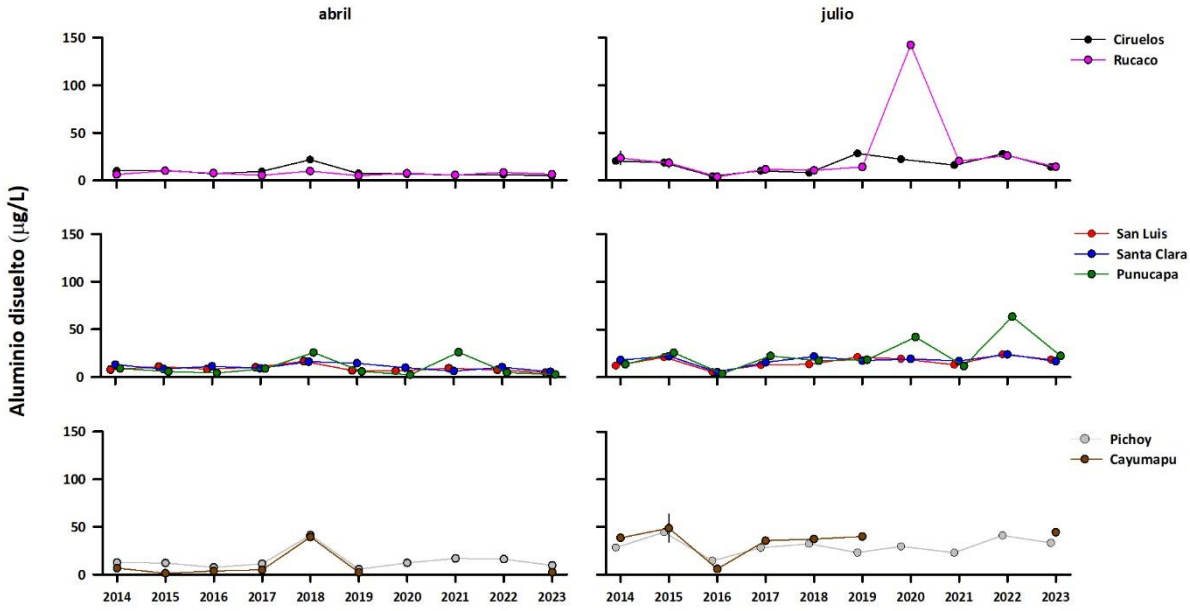


Figura 3.4.30. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

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) (Fig. 3.4.27), en Rucaco, Santa Clara, Punucapa y Cayumapu, se estimaron valores más altos de Hierro disuelto durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) (Tabla 3.4.11 y Fig. 3.4.27). Situación diferente a la del Hierro es la del Aluminio disuelto: en todas las estaciones de muestreo, sus concentraciones fueron más altas durante la temporada de mayor caudal hídrico (Tabla 3.4.11 y Fig. 3.4.30).

Tabla 3.4.11. 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; sd= estación no muestreada.

elemento	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	relación abril - julio
Hierro disuelto											
Ciruelos	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril	julio	abril	abril	9 - 1
Rucaco	julio	abril	*	julio	abril	julio	julio	julio	abril	abril	4 - 5
San Luis	abril	abril	abril	abril	abril	*	abril	abril	abril	*	8 - 0
Santa Clara	*	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	abril	abril	4 - 5
Punucapa	julio	julio	*	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	1 - 8
Pichoy	abril	julio	julio	julio	abril	abril	abril	abril	abril	abril	7 - 3
Cayumapu	abril	julio	julio	julio	abril	julio	sd	sd	sd	julio	2 - 5
Aluminio disuelto											
Ciruelos	julio	julio	abril	*	julio	abril	abril	abril	julio	julio	4 - 5
Rucaco	julio	julio	abril	julio	*	julio	julio	julio	julio	julio	1 - 8
San Luis	julio	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	julio	julio	1 - 9
Santa Clara	julio	julio	abril	julio	abril	julio	julio	julio	julio	julio	2 - 8
Punucapa	julio	julio	*	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	2 - 7
Pichoy	julio	julio	julio	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	2 - 8
Cayumapu	julio	julio	*	julio	*	julio	sd	sd	sd	julio	0 - 5

Las concentraciones de Hierro y Aluminio disueltos fueron notoriamente más altas que las de los otros tres metales disueltos aquí estudiados. Las concentraciones de Cobre fueron cercanas o inferiores a 1,5 µg L (Fig. 3.4.31 y 3.4.32), con máximos durante el mes de abril del año 2018, en todas las estaciones (*circa* 2 µg L), a la vez que las de Zinc y Plomo disueltos, fueron en general inferiores a 4,0 (Fig. 3.4.33) y 0,05 µg L (Fig. 3.4.35), respectivamente. La concentración más alta de Zinc se estimó durante el mes de abril del año 2022 en aguas de la estación Ciruelos (*circa* 8 µg L) (Fig. 3.4.34), a la vez que la de Plomo se estimó durante el mes de julio del año 2020 en aguas de Rucaco (*circa* 0,10 µg L) (Fig. 3.4.36), concentraciones que no fueron registradas durante las campañas del año 2023.

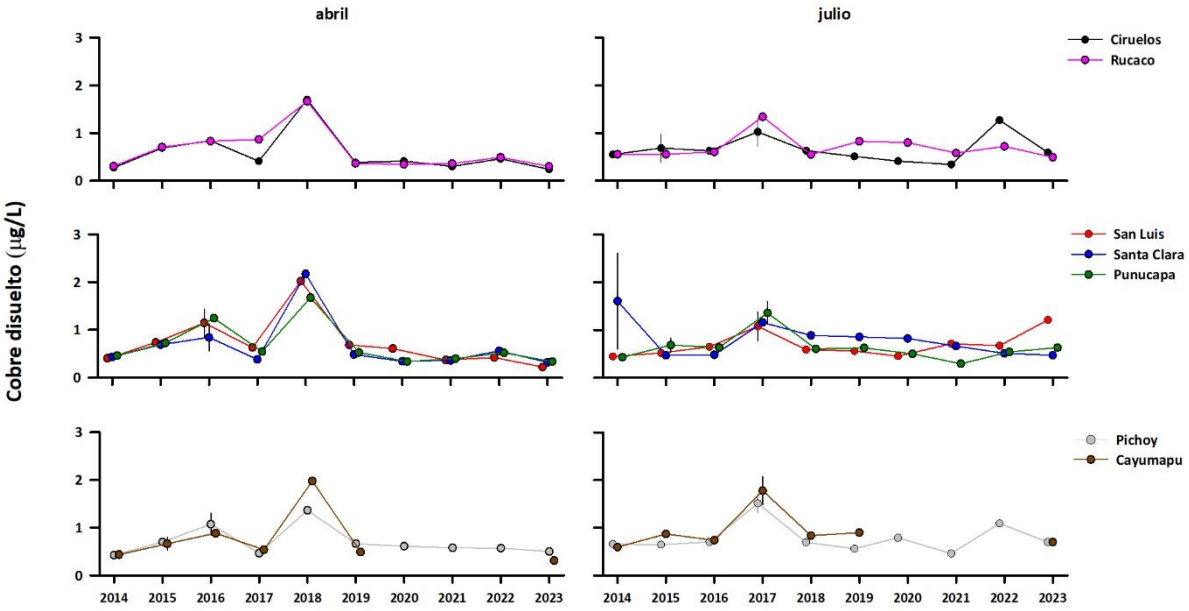


Figura 3.4.31. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

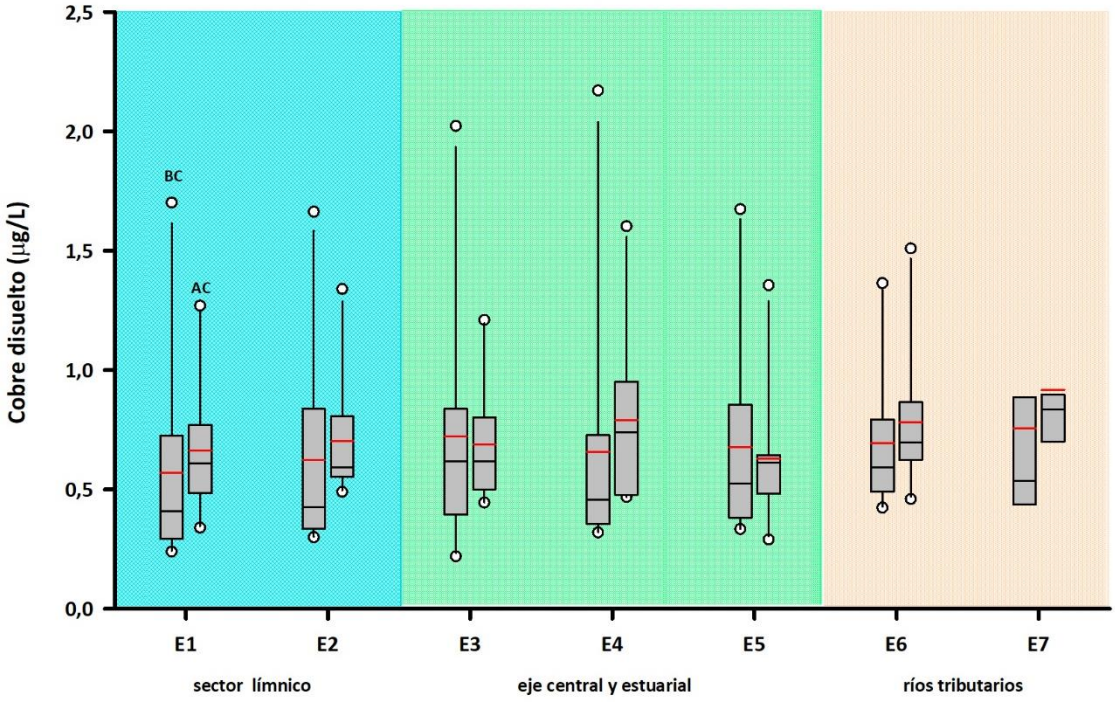


Figura 3.4.32. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

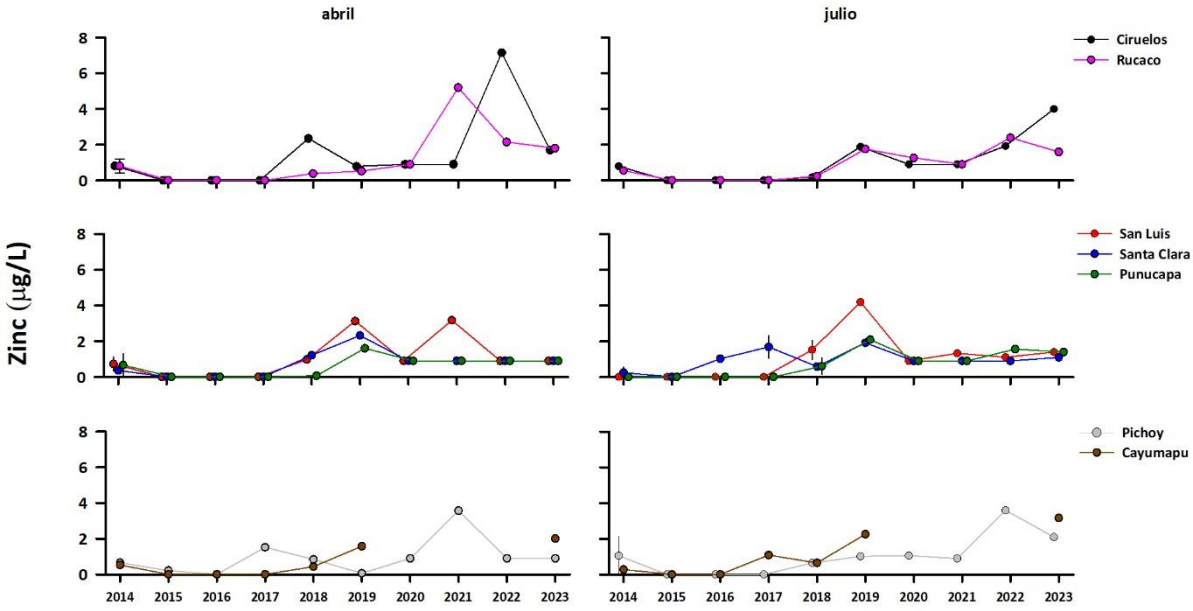


Figura 3.4.33. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

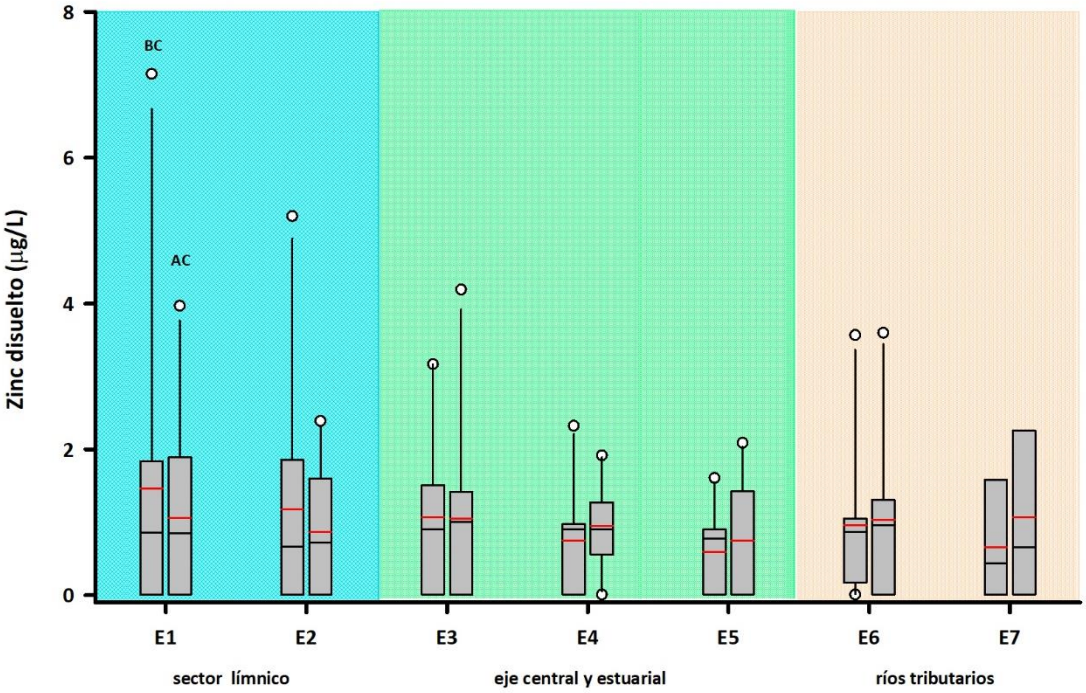


Figura 3.4.34. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

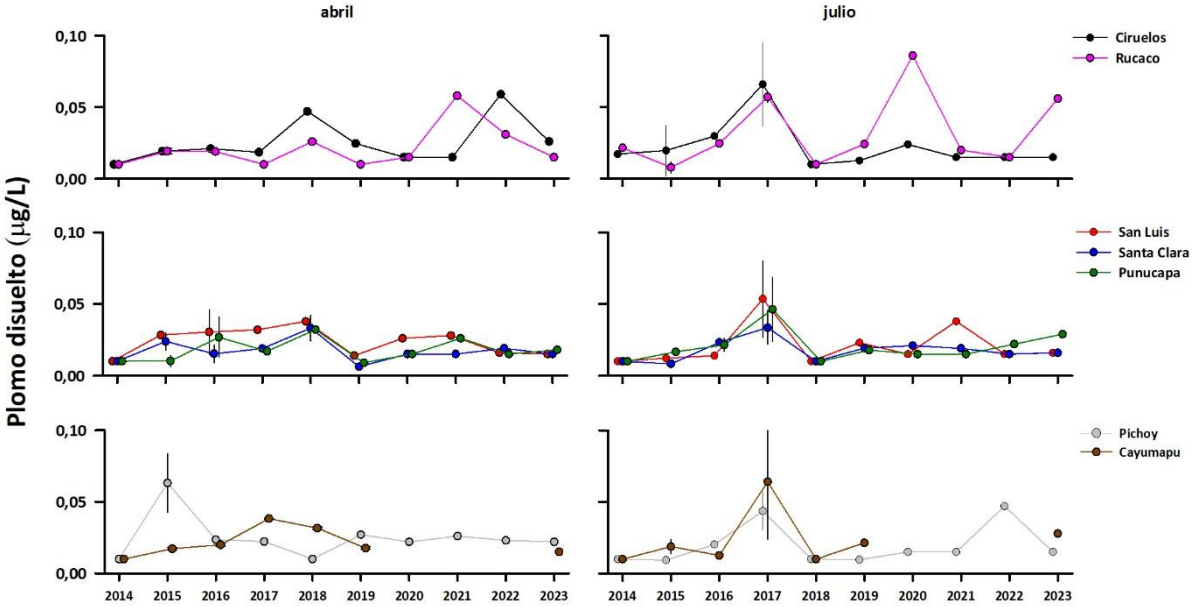


Figura 3.4.35. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

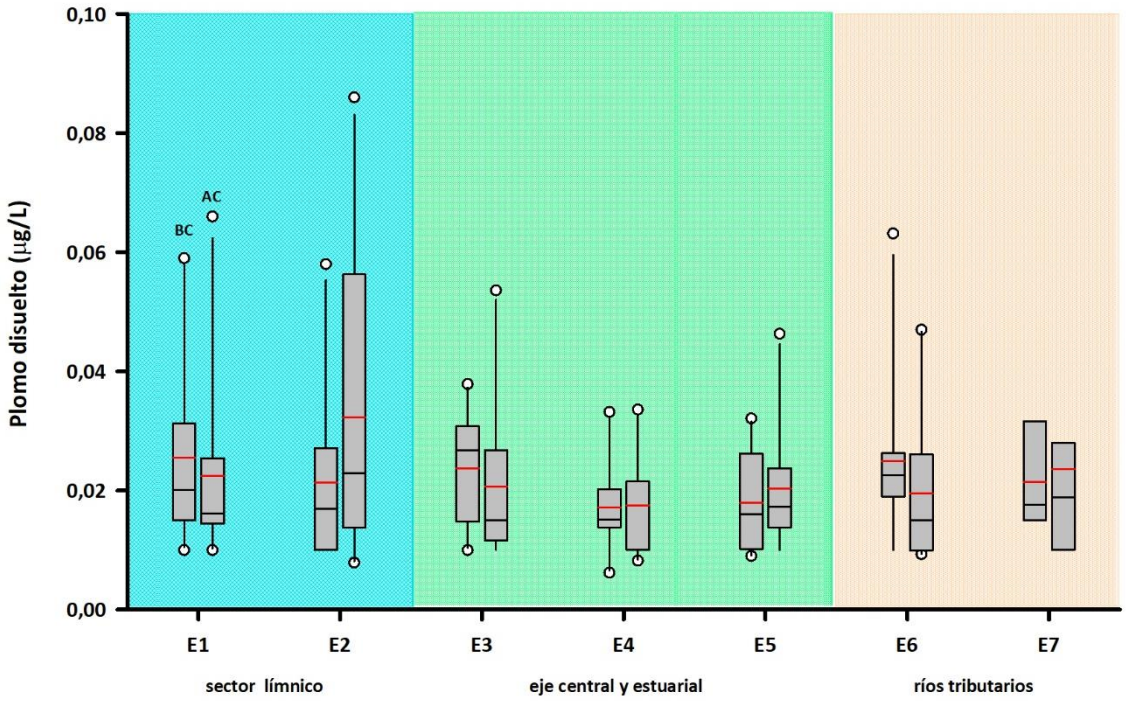


Figura 3.4.36. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

Análisis estadístico univariado

ANOVA y test *a posteriori* temporada menor caudal hídrico (abril del período 2014-2023)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2023, los valores promedio de Hierro y Aluminio disueltos, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.12). Ambos metales presentaron concentraciones más altas durante el año 2018, pero más bajas en las estaciones Punucapa y Cayumapu, respectivamente (Tabla 3.4.12).

Por su parte, el Cobre, Plomo y Zinc disueltos presentaron solo diferencias temporales ($p<0,05$), el primero fue significativamente más bajo ($p<0,05$) durante el año 2023, el segundo durante el año 2014 y por último el zinc durante los años 2015, 2016 y 2017 (Tabla 3.4.12).

Tabla 3.4.12. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de Hierro, Aluminio, Cobre, Plomo y Zinc disuelto, registradas durante las temporadas de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2023, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en rojo son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Hierro (*)(**)	Año	9	2,002	0,222	4,880	**<0,001**	18>14=15=16=19=20; 18=17=21=22=23
	Estación	6	4,717	0,786	17,246	**<0,001**	Ci=SL=Pi=Ca>Ru=SC>Pu
	Error	51	2,325	0,046			
	Total	66	9,035	0,137			
Aluminio (*)(**)	Año	9	2,009	0,223	5,911	**<0,001**	18>14=15=16=17=19=20=21=22=23
	Estación	6	1,164	0,194	5,140	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu=Pi>Ca
	Error	51	1,925	0,038			
	Total	66	4,971	0,075			
Cobre (*)	Año	9	3,102	0,345	43,968	**<0,001**	18>15=16>14=17=19=20=21=22>23
	Estación	6	0,120	0,020	2,545	0,051	
	Error	51	0,400	0,008			
	Total	66	3,636	0,055			
Plomo (**)	Año	9	1,140	0,127	4,037	**<0,001**	15=16=17=18=19=20=21=22=23>14
	Estación	6	0,244	0,041	1,298	0,275	
	Error	51	1,601	0,031			
	Total	66	2,979	0,045			
Zinc (*)(**)	Año	9	39,960	4,440	3,979	**<0,001**	14=18=19=20=21=22=23>15=16=17
	Estación	6	4,734	0,789	0,707	0,645	
	Error	51	56,907	1,116			
	Total	66	102,353	1,551			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor caudal hídrico (julio del período 2014-2023)

Durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2023, los valores promedio de Hierro y Aluminio disueltos, presentaron diferencias significativas (p<0,05) entre años y estaciones de muestreo (Tabla 3.4.13). Ambos metales presentaron concentraciones más bajas durante el año 2016, particularmente en las estaciones ubicadas en el río Cruces: Ciruelos, Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa y más altas en los ríos Cayumapu y Pichoy (Tabla 3.4.13).

Por su parte, el Cobre, Plomo y Zinc disueltos presentaron solo diferencias temporales ($p<0,05$), el Cobre y Plomo fueron significativamente más altos ($p<0,05$) durante el año 2017, mientras que el Zinc lo fue durante los años 2014, 2015, 2016 y 2017 (Tabla 3.4.13).

Tabla 3.4.13. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de Hierro, Aluminio, Cobre, Plomo y Zinc disuelto, registradas durante las temporadas de mayor caudal hídrico (julio) del período 2014-2023, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en rojo son significativos ($p<0,05$) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Hierro (*)(**)	Año	9	1,433	0,159	7,912	**<0,001**	17=18=21>14=15=19=20=22=22>16
	Estación	6	0,658	0,110	5,446	**<0,001**	Ca=Pi>Ci=Ru=SL=SC=Pu
	Error	51	1,026	0,020			
	Total	66	3,077	0,047			
Aluminio (*)(**)	Año	9	3,196	0,355	14,239	**<0,001**	20=22>14=15=17=18=19=21=23>16
	Estación	6	1,096	0,183	7,325	**<0,001**	Ca=Pi>Ci=Ru=SL=SC=Pu
	Error	51	1,272	0,025			
	Total	66	5,362	0,081			
Cobre (*)	Año	9	2,935	0,326	6,337	**<0,001**	17>14=15=16=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,405	0,068	1,311	0,269	
	Error	51	2,624	0,052			
	Total	66	6,039	0,092			
Plomo	Año	9	2,418	0,269	9,794	**<0,001**	17>14=15=16=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,238	0,039	1,449	0,215	
	Error	51	1,399	0,027			
	Total	66	4,051	0,061			
Zinc (*)(**)	Año	9	47,543	5,283	19,852	**<0,001**	18=19=20=21=22=23>14=15=16=17
	Estación	6	2,145	0,357	1,343	0,256	
	Error	51	13,571	0,266			
	Total	66	62,750	0,951			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

Particulados

Las Figuras 3.4.37 a la 3.4.40 y Tablas 15 a 16 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro y Aluminio particulado, desde abril de 2014 a diciembre de 2023.

Las concentraciones más altas de Hierro particulado se detectaron en aguas del sector límnico (hasta aproximadamente 200.000 a 250.000 µg/g); con un registro notoriamente más alto, durante el mes de abril del año 2021 en la estación Rucaco (*circa* 650.000 µg/g) (Fig. 3.4.37), valor que durante el año 2023 no fue registrado. En el resto de las estaciones, los valores más altos estuvieron cercanos a 200,000 µg/g (Fig. 3.4.38) durante abril y julio. Similarmente, las concentraciones más altas de Aluminio particulado se registraron en aguas del sector límnico, particularmente en la estación Ciruelos (hasta aproximadamente 200.000 µg g), con un valor máximo histórico registrado durante el mes de abril del año 2017 (414.367 µg/g) (Fig. 3.4.39); en contraposición a lo anterior, las aguas de Pichoy fueron las que presentaron las concentraciones más bajas de Aluminio particulado (en general bajo 100.000 µg/g), en ambos periodos de muestreo (Fig. 3.4.40).

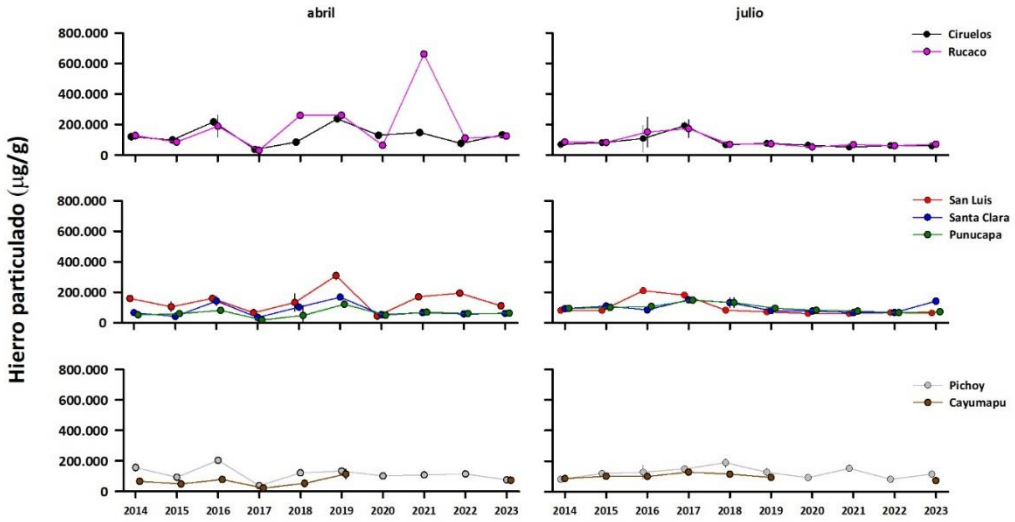


Figura 3.4.37. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

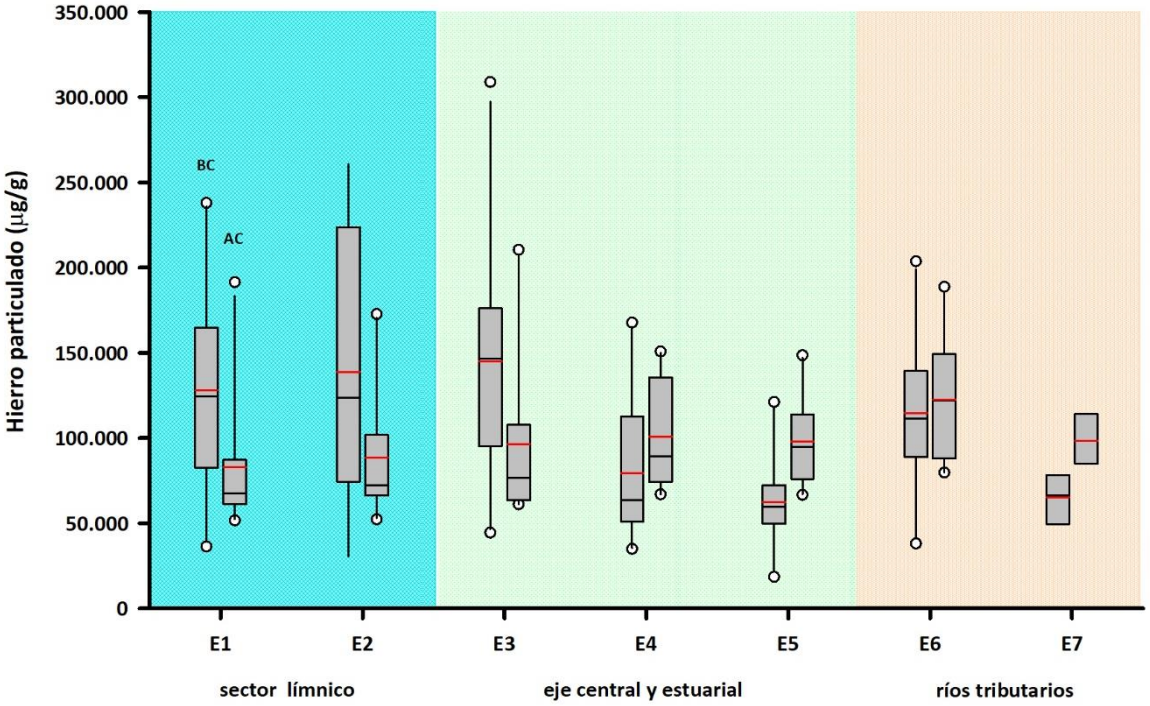


Figura 3.4.38. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

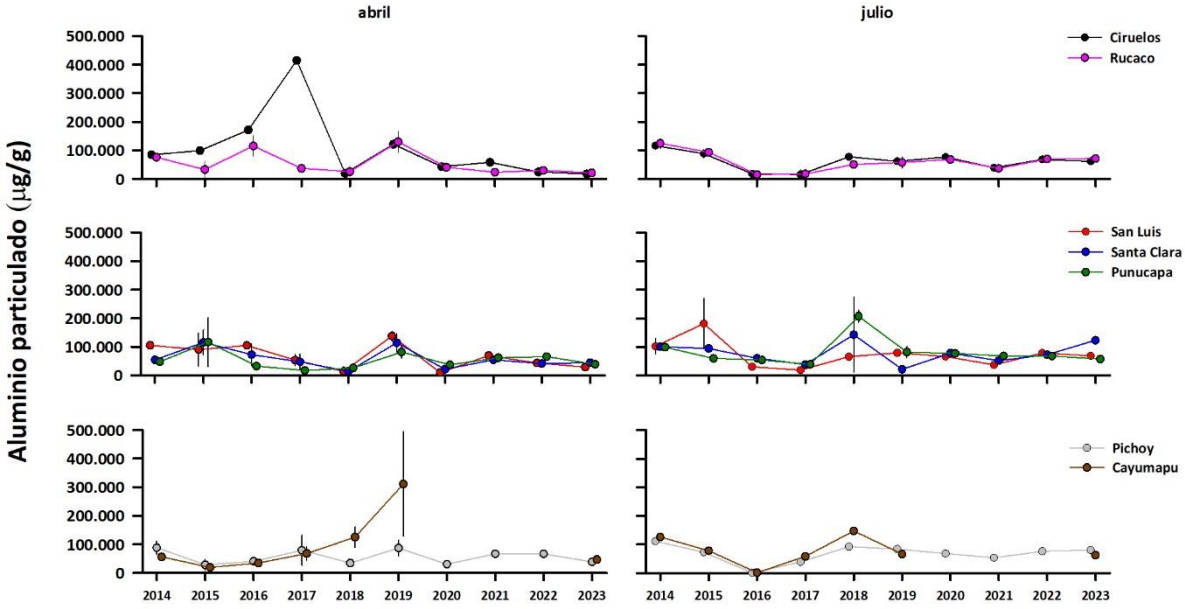


Figura 3.4.39. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

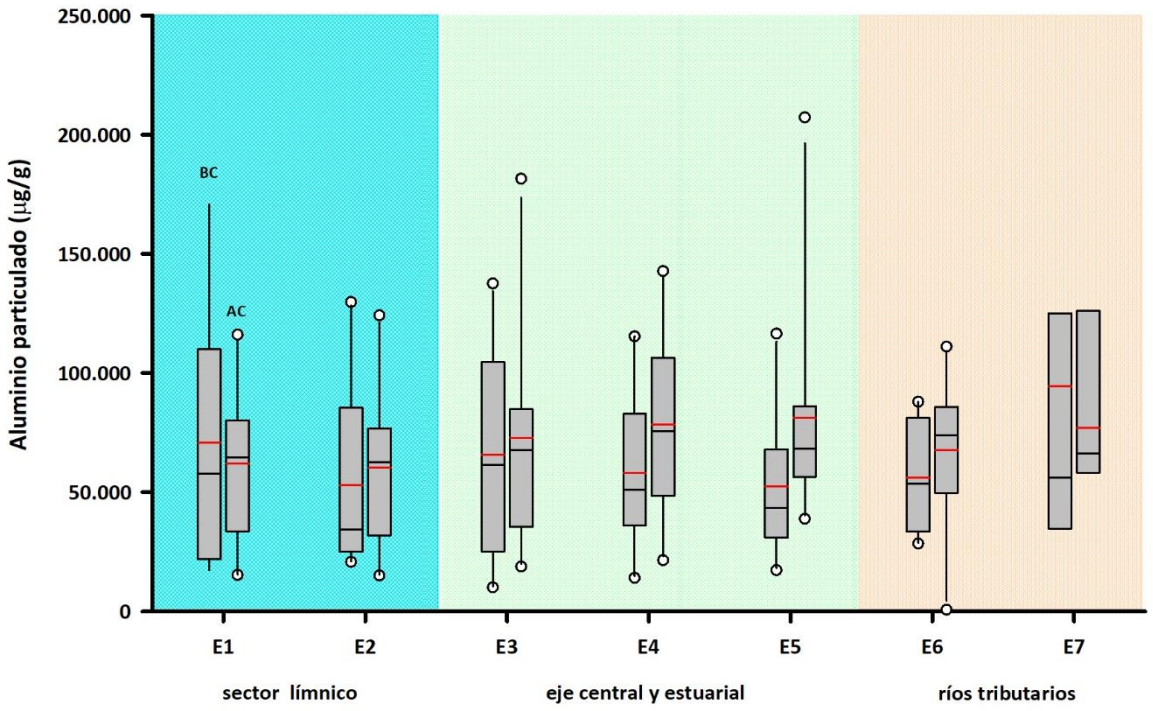


Figura 3.4.40. Comparación de variabilidad espacial de la concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

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, San Luis y Pichoy, las concentraciones fueron más altas durante la temporada de menor caudal hídrico (abril), en Santa Clara, Punucapa y Cayumapu, se estimaron valores más altos de Hierro particulado en la temporada de mayor caudal hídrico (julio) (Tabla 3.4.14). Caso contrario, las concentraciones de Aluminio particulado presentaron tendencias claras en relación a en que temporadas, estas tuvieron los valores más altos, siendo estas más altas durante las temporadas de mayor caudal hídrico (julio), en todas las estaciones (Tabla 3.4.14).

Tabla 3.4.14. 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; sd= estación no muestreada.

elemento	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	relación abril - julio
Hierro particulado											
Ciruelos	abril	abril	abril	julio	abril	abril	abril	abril	abril	abril	9 - 1
Rucaco	abril	*	abril	julio	abril	abril	abril	abril	abril	abril	8 - 1
San Luis	abril	abril	julio	julio	abril	*	julio	abril	abril	abril	6 - 3
Santa Clara	julio	julio	abril	julio	julio	abril	julio	julio	julio	julio	2 - 8
Punucapa	julio	julio	julio	julio	julio	abril	julio	*	*	julio	1 - 7
Pichoy	abril	julio	abril	julio	julio	abril	abril	abril	abril	julio	6 - 4
Cayumapu	abril	julio	julio	julio	julio	abril	sd	sd	sd	*	2 - 4
Aluminio particulado											
Ciruelos	julio	abril	abril	*	julio	abril	julio	abril	julio	Julio	4 - 5
Rucaco	julio	julio	abril	abril	julio	abril	julio	julio	julio	julio	3 - 7
San Luis	*	julio	abril	abril	julio	abril	julio	abril	julio	julio	4 - 5
Santa Clara	julio	abril	abril	abril	julio	abril	julio	*	julio	julio	4 - 5
Punucapa	julio	abril	julio	julio	julio	*	julio	*	*	julio	1 - 6
Pichoy	julio	julio	abril	abril	julio	*	julio	*	*	julio	2 - 5
Cayumapu	julio	julio	abril	abril	julio	abril	sd	sd	sd	julio	3 - 4

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor y menor caudal hídrico (abril-julio del período 2014-2023)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2023, solo el Hierro particulado, presentó diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo, siendo más alto los años 2016, 2019 y 2021, en estaciones del eje central (Ciruelos, Rucaco, San Luis) y río tributario (Pichoy) (Tabla 3.4.15), mientras que las concentraciones de Aluminio particulado, solo presentaron variabilidad temporal ($p<0,05$), estas fueron más altas el año 2019, que los años 2018, 2020 y 2023 (Tabla 3.4.15).

Por su parte, durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio) el Hierro particulado fue significativamente más alto (p<0,05) durante los años 2016 y 2017 en el río Pichoy (Tabla 3.4.15), caso contrario a lo descrito para el Hierro, el Aluminio particulado presentó sus concentraciones más bajas (p<0,05) durante los años 2016 y 2017, no mostrando variabilidad espacial (Tabla 3.4.15)

Tabla 3.4.15. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de Hierro y Aluminio particulado, registradas durante las temporadas de menor y mayor caudal hídrico (abril-julio) del período 2014-2023, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en rojo son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Abril							
Hierro (*)	Año	9	2,658	0,295	14,264	**<0,001**	16=19=21>14=15=18=20=22=23>17
	Estación	6	1,449	0,242	11,667	**<0,001**	Ci=Ru=SL=Pi>SC=Pu=Ca
	Error	51	1,056	0,021			
	Total	66	5,172	0,078			
Aluminio (*)	Año	9	2,668	0,296	4,070	**<0,001**	19>18=20=23; 18=14=15=16=17=19=21=22
	Estación	6	0,227	0,038	0,519	0,791	
	Error	51	3,714	0,073			
	Total	66	6,659	0,101			
Julio							
Hierro (*)(**)	Año	9	0,809	0,089	9,912	**<0,001**	17=16>14=15=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,220	0,037	4,036	**0,002**	Pi>Ci=Ru; Pi=SL=SC=Pu=Ca
	Error	51	0,463	0,009			
	Total	66	1,491	0,023			
Aluminio (*)(**)	Año	9	5,644	0,627	7,212	**<0,001**	14=15=18=19=20=21=22=23>16=17
	Estación	6	0,380	0,063	0,729	0,628	
	Error	51	4,434	0,087			
	Total	66	10,479	0,159			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

3.4.4. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS Y COMPUESTOS ÓRGANO-HALOGENADOS ADSORBIBLES (AOX)

Ácidos grasos

Las Figuras 3.4.41 a 3.4.42 y Tabla 17 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de Ácidos grasos, desde abril de 2014 a diciembre de 2023. Estas últimas alcanzaron sus valores máximos durante abril de 2014 y en un rango comprendido entre aproximadamente 15-30 µg/L (Fig. 3.4.41). Posteriormente, las concentraciones de Ácidos grasos fueron disminuyendo paulatinamente hasta llegar a valores inferiores 2 µg/L (Fig. 3.4.41). No se observan tendencias definidas espaciales (Fig. 3.4.42).

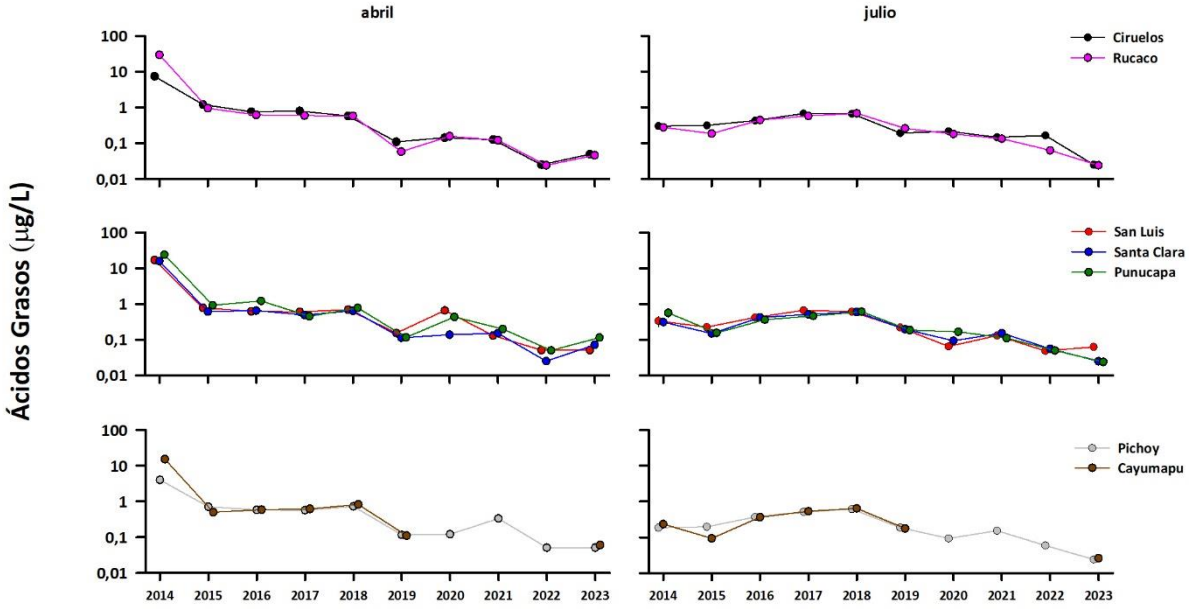


Figura 3.4.41. Comparación de la variabilidad inter anual de la concentración de Ácidos grasos en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

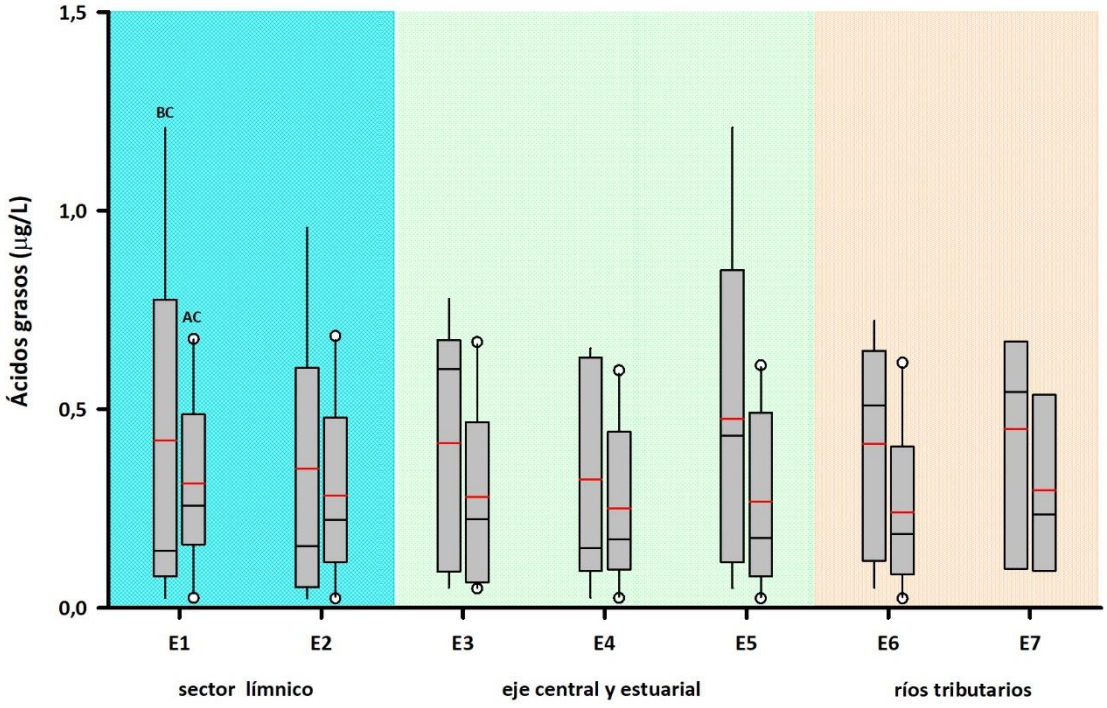


Figura 3.4.42. Comparación de variabilidad espacial de la concentración de Ácidos grasos en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal

Ácidos resínicos

No se han detectado Ácidos resínicos durante los diez años de este Programa de Monitoreo, su límite de cuantificación es de 0,080 µg/L (2014-2023).

Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX)

La Figura 3.4.43 a 3.4.44 y Tabla 18 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de AOX, desde abril de 2014 a diciembre de 2023.

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), en ambas campañas (abril y julio), sin embargo durante la campaña de abril de 2023, la estación Pichoy registró un alza importante en las concentraciones de este compuesto (*circa* a 100 µg/L), alza no registrada durante la campaña del mes de julio del mismo año (Fig. 3.4.43 y 3.4.44). Con excepción de la concentración de AOX medida

en el agua de Punucapa y Cayumapu durante abril del año 2015 (*circa* 160 y 130 µg/L, respectivamente), 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). 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; por el contrario, durante la campaña de abril 2022, las concentraciones de AOX registradas en aguas de Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa fueron superiores a 40 µg/L (Fig. 3.4.43 y 3.4.44).

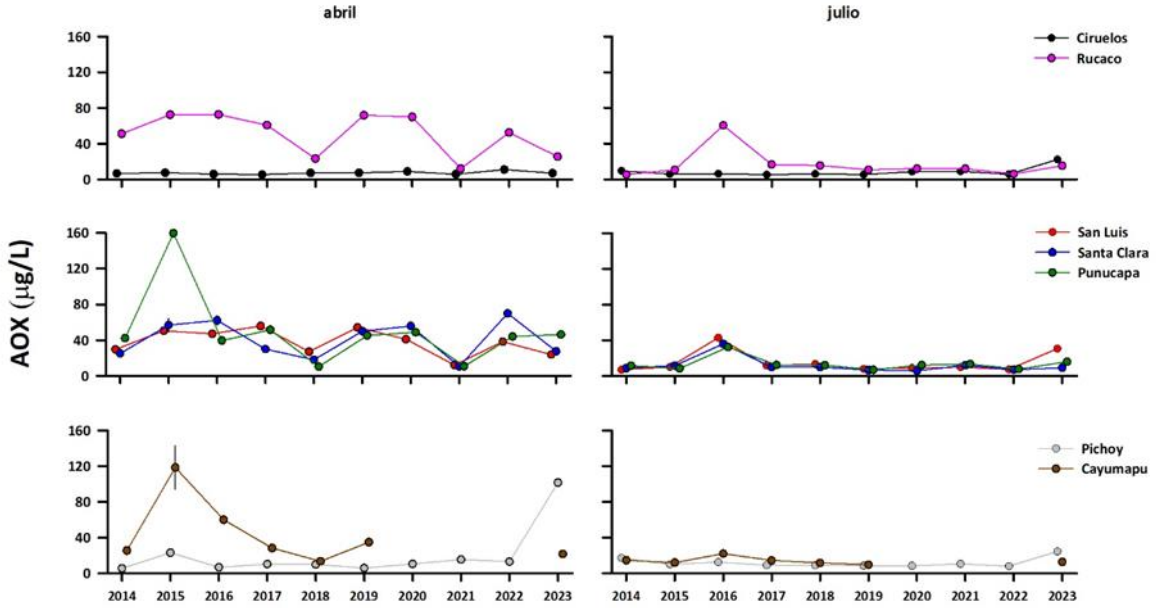


Figura 3.4.43. Comparación de la variabilidad inter anual de las concentraciones de los compuestos órgano-halogenados absorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces.

Las concentraciones de AOX muestran una clara tendencia estacional, donde los valores más altos fueron registrados durante las campañas de bajo caudal hídrico (abril) en las estaciones ubicadas en el río Cruces (Rucaco, San Luis, Santa Clara y Punucapa) y en un río tributario (Cayumapu) (Fig. 3.4.44).

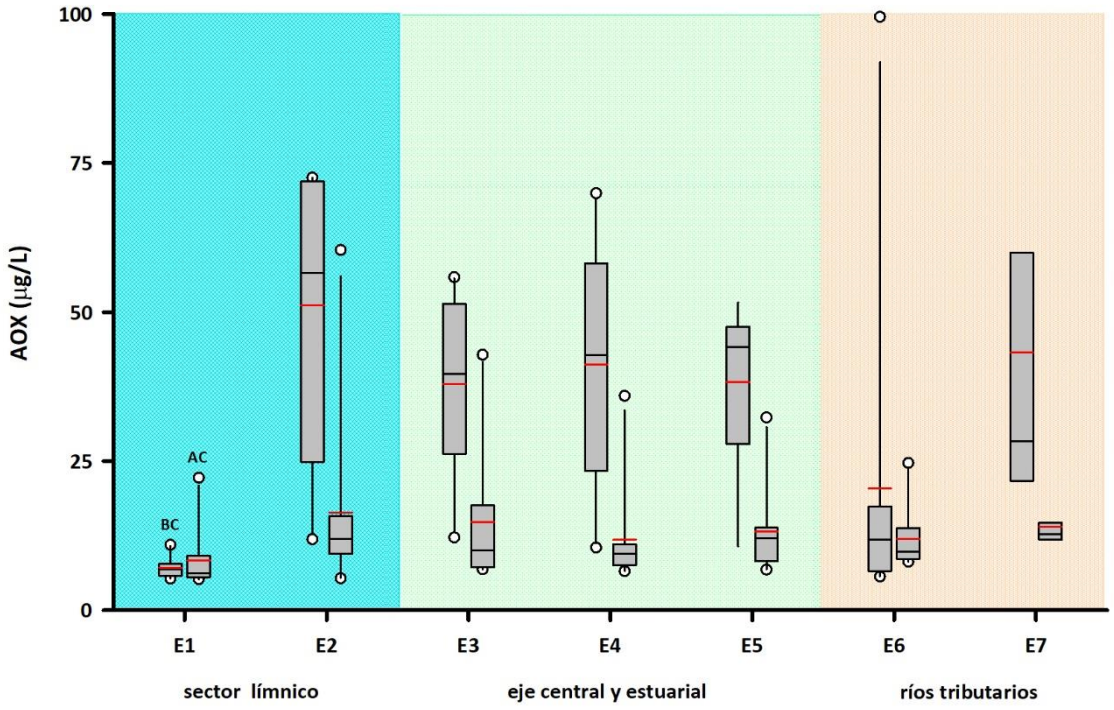


Figura 3.4.44. Comparación de la variabilidad espacial de la concentración de AOX en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. BC=bajo caudal y AC=alto caudal.

ANOVA y test *a posteriori* temporada mayor y menor caudal hídrico (abril-julio del período 2014-2023)

Durante la temporada de menor caudal hídrico (abril) del período 2014-2023, solo los AOX, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y estaciones de muestreo, estas concentraciones fueron más bajas el año 2021, particularmente en Ciruelos y Pichoy (Tabla 3.4.16), mientras que las concentraciones de ácidos grasos, solo presentaron variabilidad temporal ($p<0,05$), siendo estas más altas el año 2014 (Tabla 3.4.16).

Por su parte, durante el periodo de mayor caudal hídrico (julio) los AOX fueron fue significativamente más altos ($p<0,05$) el año 2016 en Rucaco *vs* Ciruelos (Tabla 3.4.16), y los Ácidos grasos durante los años 2017 y 2018 ($p<0,05$).

Tabla 3.4.16. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales (Años) y espaciales (Estaciones), entre los valores promedio de las concentraciones de ácidos grasos y AOX, registradas durante las temporadas de menor y mayor caudal hídrico (abril-julio) del período 2014-2023, en las siete estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa, Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en rojo son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
Abril							
Ácidos grasos (**)	Año	9	1558,195	173,133	20,809	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	47,775	7,962	0,957	0,464	
	Error	51	424,335	8,320			
	Total	66	2032,277	30,792			
AOX (*)	Año	9	2,031	0,226	4,413	**<0,001**	15=16=20=22>21; 21=14=17=18=19=23
	Estación	6	5,367	0,895	17,497	**<0,001**	Ru=SL=SC=Pu=Ca>Ci=Pi
	Error	51	2,607	0,051			
	Total	66	10,046	0,152			
Julio							
Ácidos grasos (**)	Año	9	2,600	0,289	90,628	**<0,001**	18=17>16=14>19=15>20=21=22=23
	Estación	6	0,044	0,007	2,276	0,051	
	Error	51	0,163	0,003			
	Total	66	2,799	0,042			
AOX (*)(**)	Año	9	1,576	0,175	7,459	**<0,001**	16>14=15=16=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	0,392	0,065	2,783	**0,020**	Ru>Ci; Ru=SL=SC=Pu=Pi=Ca
	Error	51	1,197	0,024			
	Total	66	3,205	0,049			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Cumple al menos un supuesto de normalidad y/o homocedasticidad; (**) = datos transformados a Log10 o Raíz cuadrada.

3.4.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Análisis estadístico multivariado

En el ACP, las dos primeras componentes principales explican sobre el 41% de la varianza total de la base de datos analizada (Fig. 3.4.45 a 3.4.47).

Comparación entre años (2014 al 2023)

El resultado del análisis por año (Fig. 3.4.45), muestra una diferenciación inter anual estadísticamente significativa (PERMANOVA R^2=0,30; p<0,0001): la Figura 3.4.45 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 SatO2), Cobre disuelto (Cud) y Plomo disuelto (Pbd). Adicionalmente, las elipses que incluyen puntos de muestreo efectuados en 2014 y 2015 se diferencian de las tres anteriores, debido a las mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), Zinc disuelto (Znd) y Aluminio particulado (Alp) (Fig. 3.4.45).

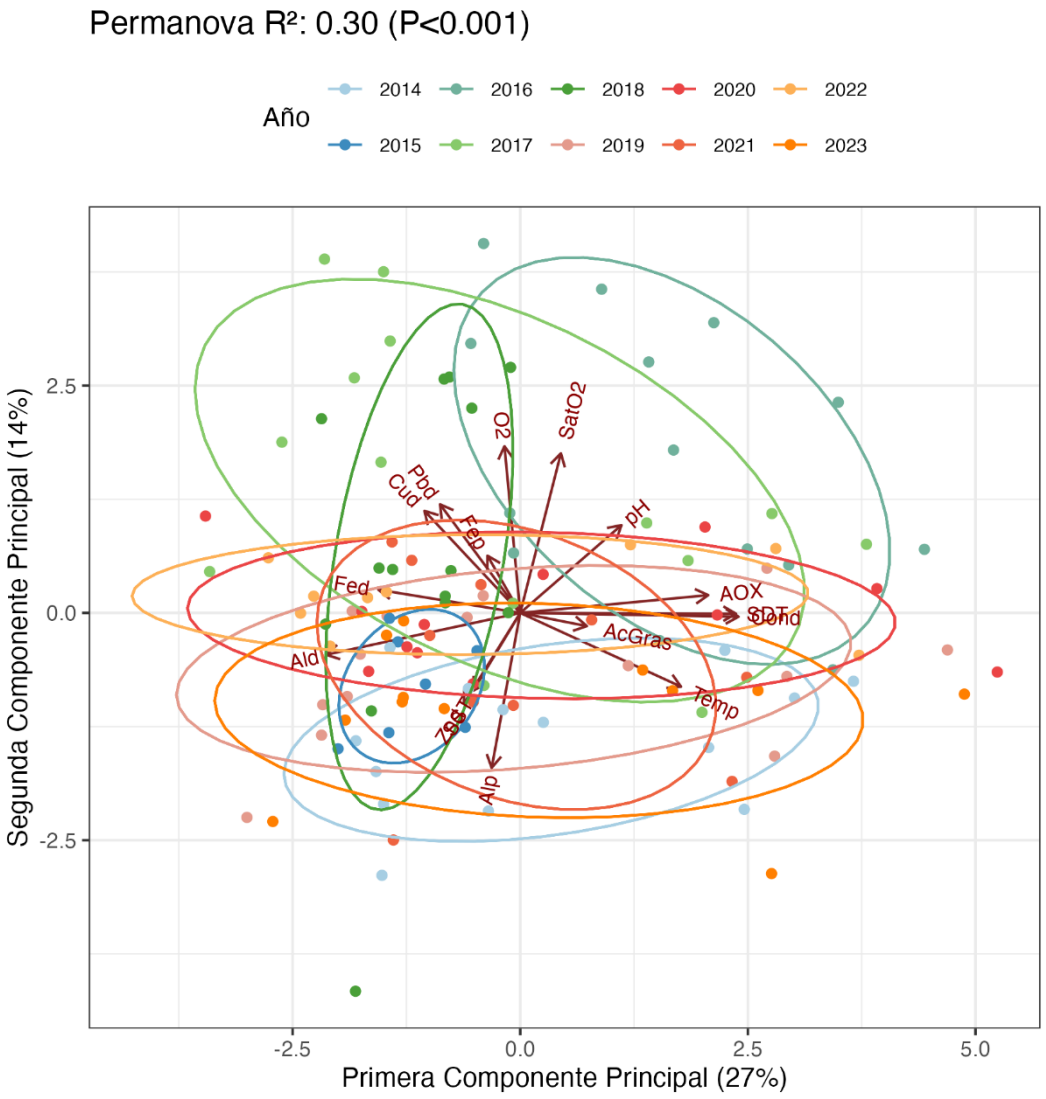


Figura 3.4.45. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua: puntajes agrupados por años de muestreo (2014 al 2023). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

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 Hierro y el Zinc disuelto mostraron una tendencia ascendente estadísticamente significativa (Tabla 3.4.17). En la Figura 3.4.46 se entrega el "boxplot" y análisis de tendencia del Zinc disuelto, observándose, en términos generales, un incremento en las concentraciones de

Hierro medidas entre 2014 y 2017, mientras que en el caso del Zinc se aprecia un incremento en las concentraciones medidas entre 2016 y 2021, con concentraciones promedio máximas en abril 2021.

Tabla 3.4.17. 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	-0,1847	0,2697	
pH	-0,0632	0,7212	
Conductividad	0,0421	0,8203	
Sólidos disueltos totales (SDT)	0,1111	0,5289	
Oxígeno disuelto	-0,0877	0,6243	
Saturación de Oxígeno	-0,2000	0,2300	
Sólidos suspendidos totales (SST)	0,0105	0,9741	
Metales pesados disueltos			
Hierro	0,3474	0,0350	+
Aluminio	0,0842	0,6265	
Cobre	-0,1895	0,2561	
Zinc	0,5963	0,0003	+
Plomo	0,2058	0,2174	
Metales pesados particulados			
Hierro	-0,1053	0,5376	
Aluminio	-0,1684	0,3145	
Compuestos orgánicos			
Ácidos grasos	-0,6632	0,0001	
AOX	-0,1368	0,4173	

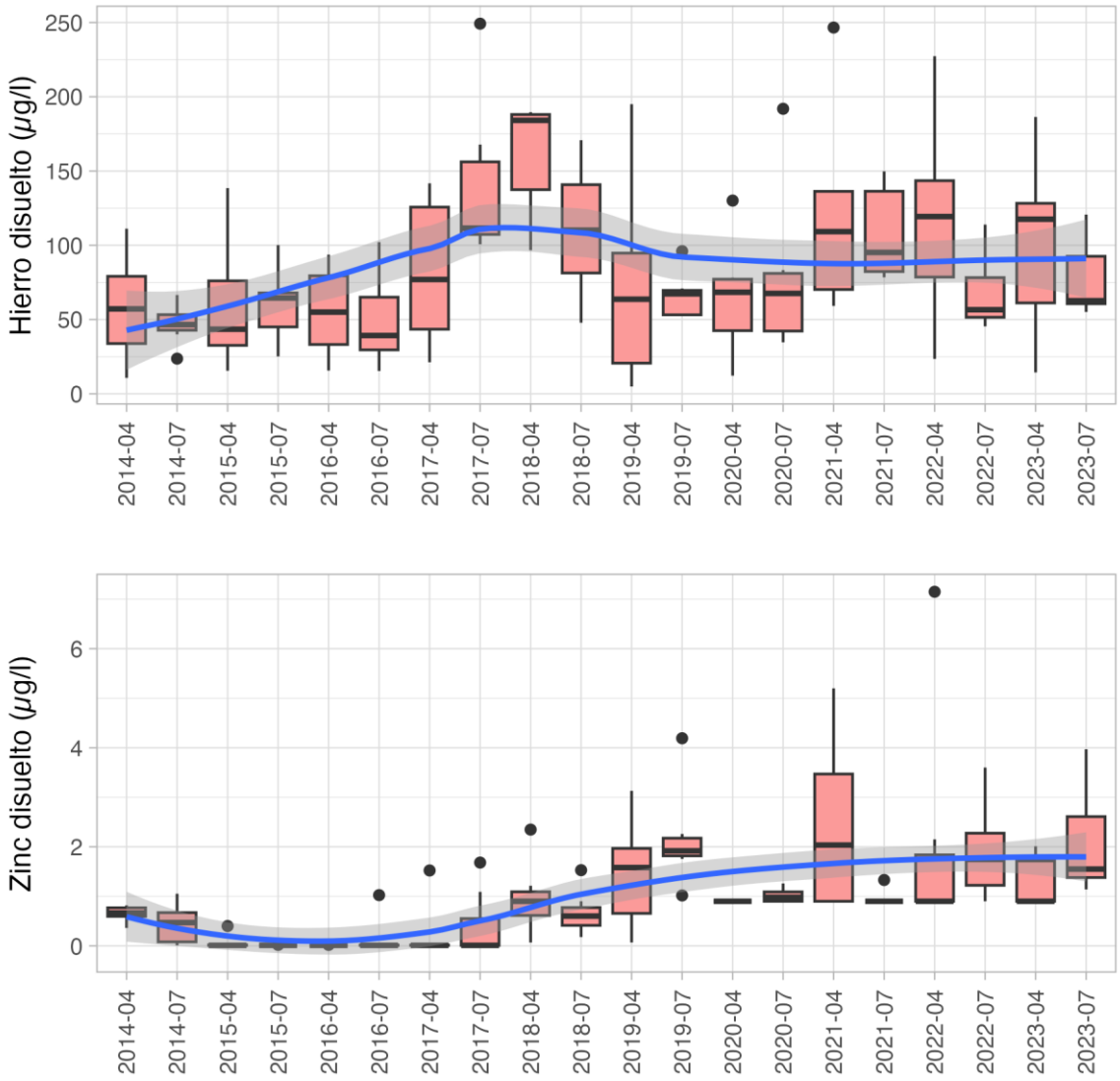


Figura 3.4.46. Boxplot y análisis de tendencia para Zinc disuelto medido en aguas superficiales del río Cruces. En el eje X se entrega la fecha de las campañas de terreno.

Comparación entre temporadas (abril *vs* julio, años 2014 al 2023)

El resultado del análisis por temporadas, muestra una diferenciación estadísticamente significativa entre las mismas (PERMANOVA R^2=0,22; p<0,01): la Figura 3.4.47 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), AOX, mayor transparencia (Secchi) y pH más alcalinos; por el contrario, durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) hubo mayores concentraciones de Hierro disuelto (Fed) y Aluminio disuelto (Ald) (Fig. 3.4.47).

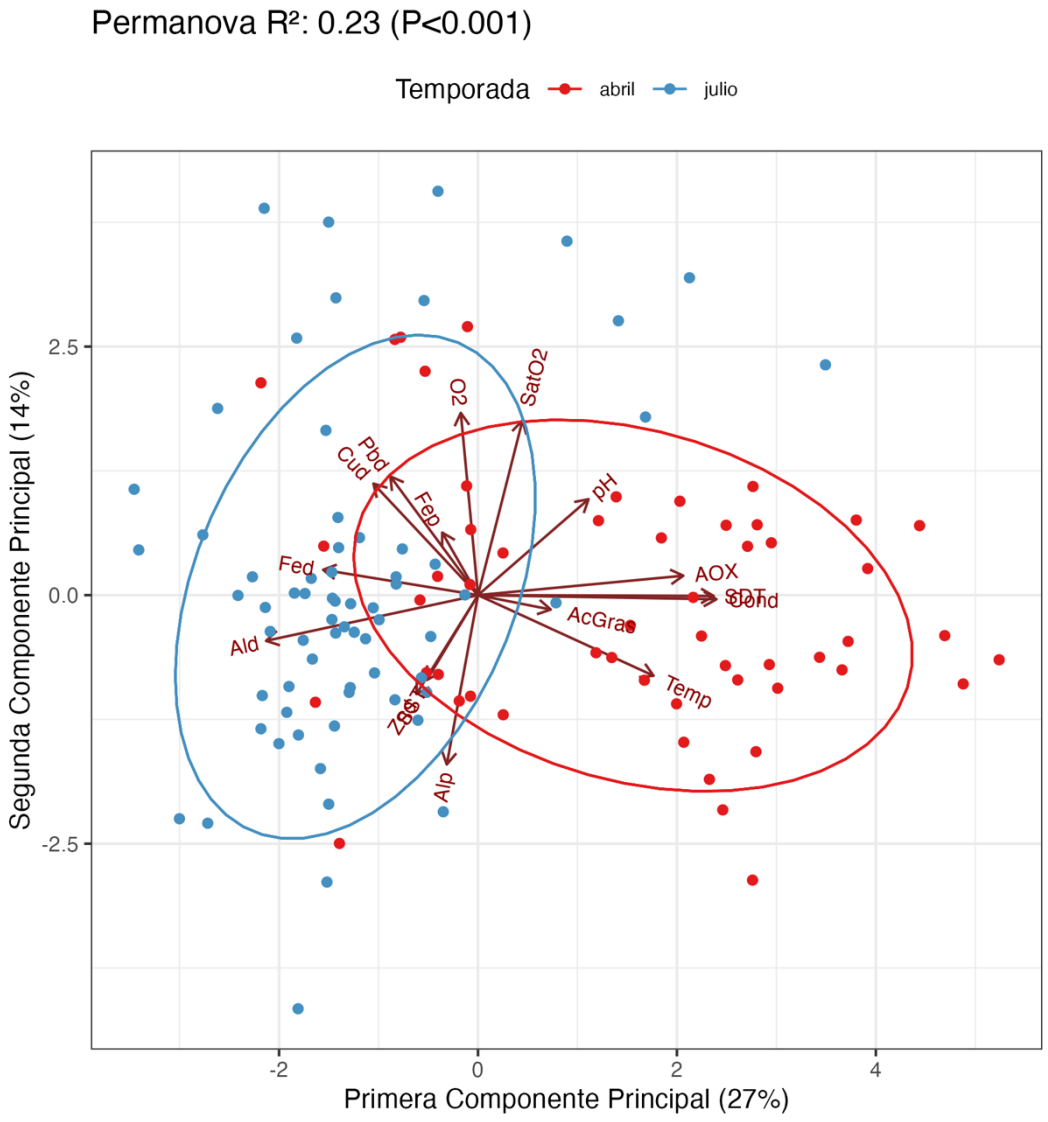


Figura 3.4.47. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial: puntajes agrupados por temporadas (abril *vs* julio). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

Comparación entre estaciones (1 a 7)

En contraste a los resultados del ACP interanual, los del ACP agrupados por estaciones de muestreo, revelan un patrón con mayor mezcla (o sobreposición) entre las elipses que incluyen puntos correspondientes a los datos obtenidos en cada una de las seis estaciones de muestreo (Fig. 3.4.48).

Pese a que se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones de muestreo (PERMANOVA R^2=0,15; p<0,01) (Fig. 3.4.48), el análisis explicó un porcentaje moderado de la variabilidad representada en la ordenación (15%), lo que indica una menor diferenciación entre las características físico - químicas del agua de cada una de las estaciones de muestreo. No obstante, el análisis visual de la Figura 3.4.48, muestra mayor variabilidad en torno a la primera componente principal, que explica el 27% de la variabilidad de la ordenación: 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 Figura 3.4.48, debido a la ocurrencia de valores más altos de Hierro disuelto (Fe. d) y Aluminio disuelto (Al. d) (Fig. 3.4.48).

A lo largo de la segunda componente principal, que explica el 14% de la variabilidad de la ordenación multivariada, se produce la diferenciación entre las estaciones 2, 4 y 7 (Rucaco, Santa Clara y Cayumapu), mientras que en Rucaco y Santa Clara se observan mayores niveles de oxígeno disuelto y saturación de oxígeno. En el caso de Cayumapu se observó mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), zinc disuelto y aluminio disuelto (Fig.3.4.48).

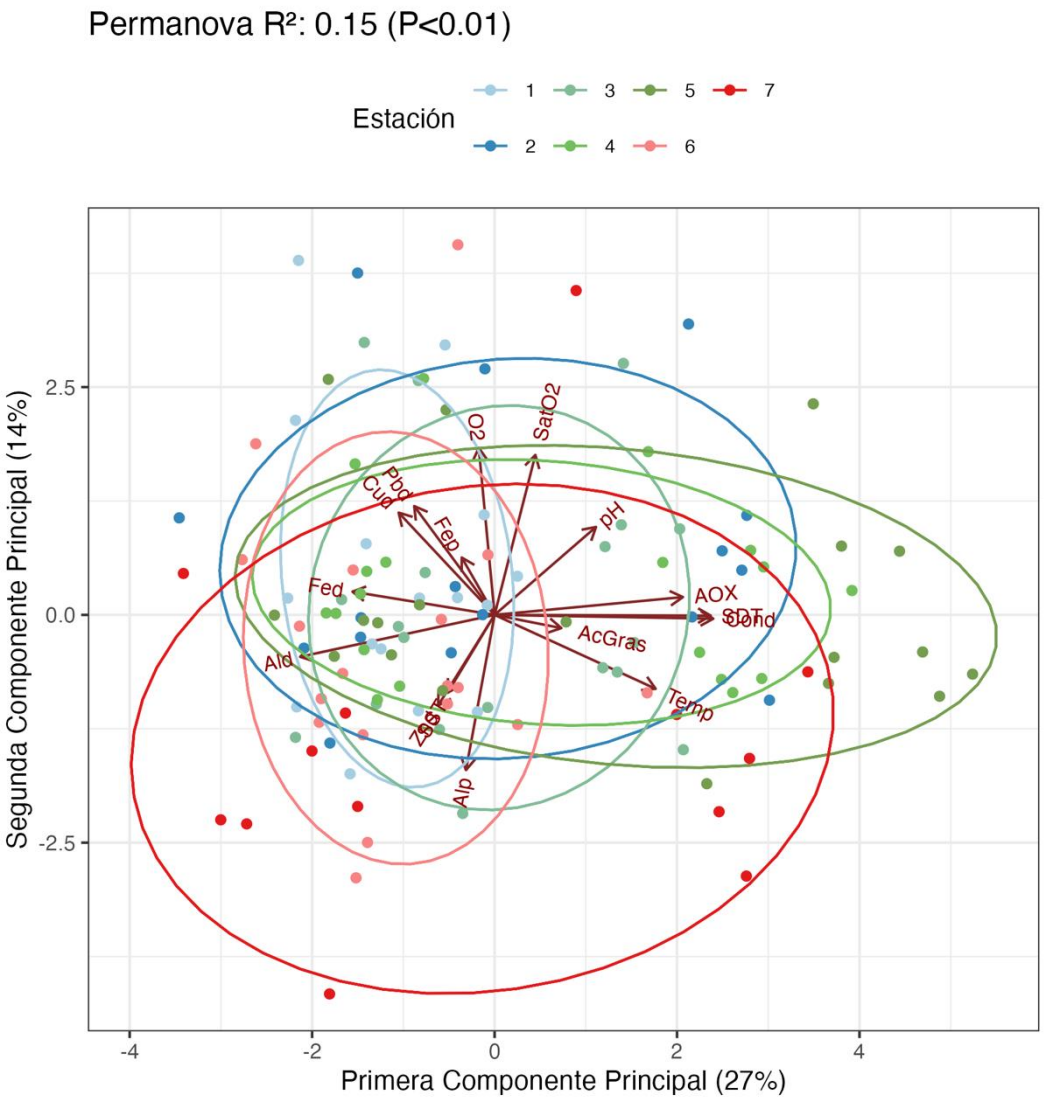


Figura 3.4.48. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial: puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 7). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

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. 3.4.49), ya que el análisis ahora explica el 52% de la variabilidad de la ordenación (PERMANOVA R^2=0,52). Similar a los resultados de las comparaciones espaciales realizadas con datos de ambas temporadas (Fig.3.4.48), este

análisis revela que a lo largo de la primera componente principal, las elipses que incluyen puntos correspondientes a los muestreos realizados en las estaciones 2, 4 y 5 (Rucaco, Santa Clara y Punucapa), están desplazadas hacia la derecha de la Figura, debido a valores más altos de sólidos suspendidos totales (SST), temperaturas (Temp), sólidos disueltos totales (SDT), conductividades (Cond) y AOX (Fig. 3.4.49). Por el contrario, las elipses que incluyen puntos de las estaciones 1, 3 y 6 (Ciruelos, San Luis y Pichoy, respectivamente) se ubican hacia la izquierda de la Fig. 3.4.48 (separadas del resto), debido a que, en el agua superficial de las mismas, se encontraron valores más altos de Hierro particulado (Fe.p) (FIg.3.4.37), Hierro disuelto (Fe. d) (Fig. 3.4.27), Plomo disuelto (Pb.d) (Fig. 3.4.35), Aluminio disuelto (Al.d) (Fig. 3.4.29) y Cobre disuelto (Cu.d) (Fig. 3.4.31) (Fig. 3.4.49). Destaca también en esta ordenación, la diferenciación que se produce a lo largo de la segunda componente principal entre las estaciones 2 y 7 (Rucaco y Cayumapu), observándose en Cayumapu mayores concentraciones de zinc disuelto, aluminio particulado y ácidos grasos, mientras que en Rucaco se observó niveles de oxígeno disuelto y saturación de oxígeno más altos.

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. 3.4.50). En este caso, el PERMANOVA no arrojó diferencias estadísticamente significativas (R^2=0,07; P=0.608), siendo aún más bajo el valor de R^2 o porcentaje de explicación (7%) a la variabilidad observada en el conjunto analizado de datos (Fig. 3.4.50).

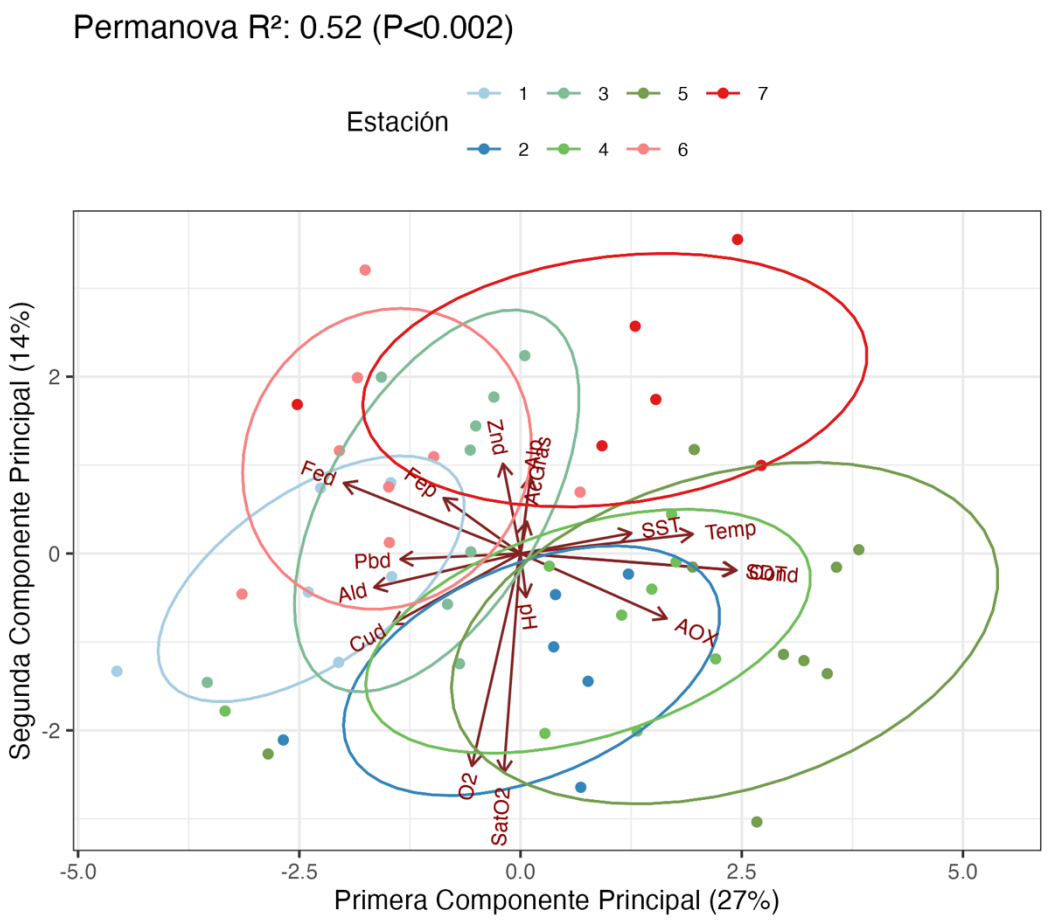


Figura 3.4.49. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial durante la temporada de bajo caudal hídrico (abril): puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 7). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

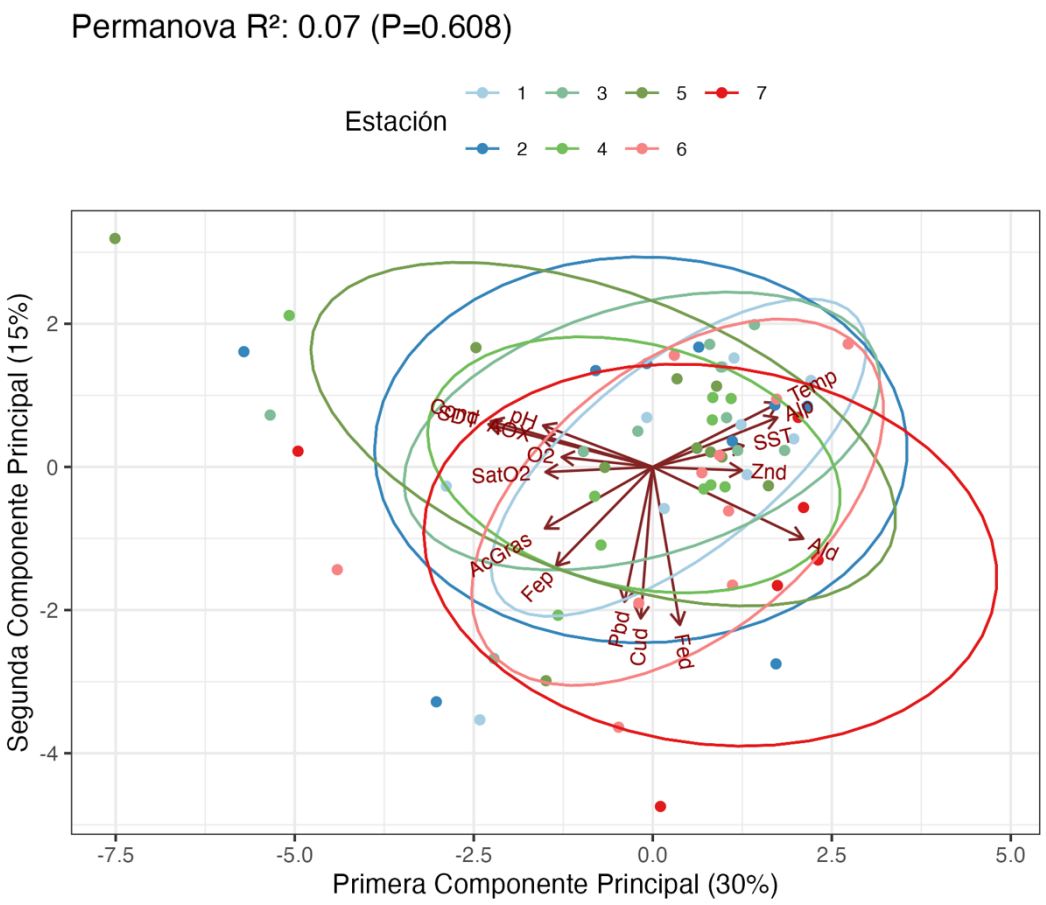


Figura 3.4.50. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en el agua superficial durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio): puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Los porcentajes de varianza explicada por componente se indican en los ejes X e Y.

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 < 10 °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. Además, desde el año 2021 a la fecha se han registrado altos valores de conductividad en el río Pichoy (hasta *circa* 1000 µS/cm), particularmente durante el mes de febrero. 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), no obstante, en el río Cayumapu se han registrado bajas importantes en las concentraciones de oxígeno, particularmente durante la temporada estival (valores inferiores a 4 mg /L), lo que eventualmente podría afectar a la biota acuática circundante.

• 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, caso contrario ocurre en el río Pichoy, donde mayores valores de SST fueron registrados durante la temporada estival.

• 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 2014-2023, se detectó mayor diferenciación espacial y temporal, que durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio). Por ejemplo, durante la primera temporada, los valores de temperatura fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en aguas superficiales de Santa Clara, Punucapa y Cayumapu (estación 4, 5 y 7, respectivamente), particularmente durante el año 2015 y 2016, a la vez que los de sólidos suspendidos totales, mostraron lo propio en aguas de Punucapa y Pichoy (estaciones 5 y 6, respectivamente), principalmente durante el año 2021. También se detectaron diferencias significativas ($p<0,05$) espaciales y temporales, al comparar valores de concentraciones y saturaciones de oxígeno. Durante la temporada de mayor caudal hídrico (julio) se detectaron diferencias significativas

($p>0,05$) espaciales y temporales, al comparar los valores promedio de la concentración y saturación de oxígeno, siendo estas significativamente más bajas ($p<0,05$) en aguas de las estaciones ubicadas en los ríos tributarios (Cayumapu y Pichoy), durante el año 2023.

• Hierro y Aluminio disuelto, han sido los metales con las concentraciones más altas en el área de estudio: para el caso del Hierro, hasta valores promedio cercanos a 180 µg/L y un valor máximo aproximado de 249 µg/L en aguas del río Cayumapu, durante julio del año 2017 y 247 µg/L, durante el año 2021 en Pichoy y de 20 y 150 µg/L como valores promedio y máximo para el Aluminio, este último valor registrado en Rucaco en julio 2020. No se encontraron 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, 4,0 µg/L y 0,05 µg/L).

• Las concentraciones de Hierro y Aluminio particulados variaron entre aproximadamente 200.000 a 250.000 µg/g y 100.000 a 200.000 µg/g. 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 el inicio de este programa de Monitoreo a la fecha, las concentraciones de ácidos grasos han disminuido, registrándose los valores más bajos durante el año 2023.

• 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), por su parte las concentraciones más bajas han sido registradas en Ciruelos en ambas campañas.

- 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 los años 2014 y 2023. Con la excepción del Hierro y 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

entre las estaciones 2, 4 y 5 (Rucaco, Santa Clara y Punucapa) y las estaciones 1, 3 y 6 (Ciruelos, San Luis y Pichoy). El agua superficial de las primeras tuvo valores más altos de temperaturas (Temp), conductividades (Cond), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos disueltos totales (SDT) y AOX, mientras que las segundas tuvieron valores más altos de hierro particulado, hierro disuelto, aluminio disuelto y cobre disuelto (Fe.p, Fe.d, Al.d y Cu.d, respectivamente). Destaca además la diferenciación que se produce entre las estaciones 2 y 7 (Rucaco y Cayumapu), observándose en Cayumapu mayores concentraciones de zinc disuelto (Zn.d), aluminio particulado (Al.p) y ácidos grasos (AcGras), mientras que en Rucaco se observó niveles más altos de oxígeno disuelto (O2) y saturación de oxígeno (SatO2).

- 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 y julio 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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-14	30-jul-14
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	07-abr-2015	28-jul-2015
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	04-abr-2016	05-jul-2016
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-2017	11-jul-2017
7 (río Cayumapu)	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
7 (río Cayumapu)	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-2019	02-jul-2019
7 (río Cayumapu)	15-abr-2019	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 julio 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	18-jul-2021
2 (sector Rucaco)	28-abr-2021	18-jul-2021
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	27-abr-2021	17-jul-2021
4 (sector Santa Clara)	27-abr-2021	17-jul-2021
5 (sector Punucapa)	27-abr-2021	17-jul-2021
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	27-abr-2021	17-jul-2021

Tabla 9. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio 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	13-jul-2022
2 (sector Rucaco)	12-abr-2022	13-jul-2022
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	13-abr-2022	12-jul-2022
4 (sector Santa Clara)	13-abr-2022	12-jul-2022
5 (sector Punucapa)	13-abr-2022	12-jul-2022
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	13-abr-2022	12-jul-2022

Tabla 10. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del agua durante abril y julio del año 2023.

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	20-abr-2023	27-jul-2023
2 (sector Rucaco)	20-abr-2023	27-jul-2023
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	19-abr-2023	26-jul-2023
4 (sector Santa Clara)	19-abr-2023	26-jul-2023
5 (sector Punucapa)	19-abr-2023	26-jul-2023
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	18-abr-2023	25-jul-2023
7 (río Cayumapu)	18-abr-2023	25-jul-2023

ANEXO 2

Tabla 1. Comparación inter anual de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios 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
Ríos tributarios 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
7 (río Cayumapu)	15,1	10,1	17,4	13,3	10,1	10,5	10,7	13,0	15,4	17,9	19,6

	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
Ríos tributarios del HR (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
7 (río Cayumapu)	23,8	22,6	20,9	16,9	13,3	8,6	6,6	10,0	14,3	18,7	23,1	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	23,0	22,4	18,2	15,8	8,8	9,0	7,3	9,1	11,7	15,7	19,1	19,8

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	21,9	21,5	16,3	13,9	10,1	8,5	8,5	9,7	13,1	SD	20,2	20,9

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	21,5	22,2	17,9	14,9	8,6	9,4	7,8	10,5	14,7	16,4	17,8	21,8

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	15,2	11,9	8,6	8,9	SD	13,5	15,7	18,8	23,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,4	19,9	SD	12,4	10,1	8,0	8,2	SD	12,5	11,4	18,6	23,6
7 (río Cayumapu)												

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	SD	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	SD	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

estaciones	temperatura (°C) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	13,1	11,7	6,2	8,3	7,9	8,2	12,0	13,2	16,3	18,1
2 (sector Rucaco)	SD	SD	15,0	12,9	6,4	8,4	8,2	8,5	13,0	12,8	SD	18,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	18,8	15,2	13,3	8,3	9,1	8,7	8,2	12,2	14,5	20,0	21,2
4 (sector Santa Clara)	SD	18,9	16,0	14,9	8,2	9,3	8,7	8,1	13,9	19,2	23,6	23,0
5 (sector Punucapa)	SD	19,2	16,1	14,6	9,3	9,0	8,9	8,2	14,3	19,7	20,5	22,1
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	18,5	14,0	12,8	7,9	8,9	8,1	8,1	12,1	18,0	19,7	22,4
7 (río Cayumapu)												

estaciones	temperatura (°C) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	19,4	18,7	SD	SD	9,4	8,3	9,5	9,4	10,1	12,7	13,9	14,8
2 (sector Rucaco)	20,5	19,7	15,2	SD	9,7	8,3	9,6	9,7	10,3	13,3	15,0	15,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	22,0	20,8	17,0	13,6	10,2	8,2	9,4	10,2	9,8	12,9	16,2	20,6
4 (sector Santa Clara)	22,7	22,2	17,6	14,6	10,1	10,0	9,1	10,3	10,7	15,2	18,0	24,1
5 (sector Punucapa)	22,9	21,3	17,5	15,1	10,4	10,2	9,0	10,8	11,6	15,6	18,6	22,5
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,9	20,5	17,4	13,4	9,4	9,4	8,2	9,3	9,4	14,1	16,2	22,2
7 (río Cayumapu)	SD	20,5	17,3	14,8	9,9	9,2	8,2	9,7	11,9	16,2	19,1	22,1

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

estaciones	pH 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	7,6	7,1	6,7	7,6	7,6	7,8	7,1	7,4	7,9	9,3	7,9	7,5

Estaciones	pH 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	8,4	8,2	8,3	8,0	8,0	8,6	8,1	11,1	7,6	8,0	7,5	7,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (rio Cayumapu)	7,5	7,5	8,4	7,5	7,3	7,4	7,2	7,5	7,8	8,3	6,9	8,8

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	7,6	8,2	8,1	8,0	7,9	7,5	7,4	8,2	8,2	SD	6,8	7,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	6,7	7,3	7,4	7,5	7,2	6,6	6,2	7,7	7,7	6,9	7,0	6,8

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

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	SD	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	SD	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

Estaciones	pH 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	8,2	7,3	7,3	7,6	7,9	7,4	7,8	8,0	7,7	7,7
2 (sector Rucaco)	SD	SD	8,2	7,6	7,5	7,3	7,4	7,5	8,2	7,8	SD	7,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,9	SD	7,9	7,7	7,4	7,0	7,1	7,2	7,5	7,8	7,5	7,5
4 (sector Santa Clara)	7,8	SD	8,2	8,0	7,3	7,1	7,2	7,8	7,5	7,7	7,7	7,8
5 (sector Punucapa)	7,4	SD	8,1	7,7	7,6	7,6	7,0	7,0	7,7	7,6	7,9	7,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,5	SD	7,9	7,2	7,4	7,5	7,6	7,0	7,6	7,9	7,8	7,9
7 (río Cayumapu)												

Estaciones	pH 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**Dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	7,8	7,8	SD	SD	7,3	8,1	7,6	7,8	7,7	7,5	7,6	7,7
2 (sector Rucaco)	7,6	8,6	7,9	SD	7,2	7,7	7,4	7,6	8,0	7,4	5,6	7,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,5	7,7	7,5	7,5	6,9	7,5	7,0	7,6	7,2	7,5	7,5	7,3
4 (sector Santa Clara)	7,5	7,6	7,7	7,7	7,6	7,2	7,3	7,0	7,2	7,6	7,5	7,2
5 (sector Punucapa)	7,3	7,6	7,7	7,5	7,5	7,2	7,5	6,8	7,1	7,7	7,3	7,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,2	7,4	7,3	7,3	7,3	7,4	6,9	7,0	7,2	6,9	7,2	6,9
7 (río Cayumapu)	SD	6,9	6,7	7,1	7,8	7,7	7,3	7,3	7,6	6,8	6,7	6,7

Tabla.3. Comparación inter-anual de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	286,6	36,0	20,0	1587,7	560,0	32,7	22,6	21,0	23,4	30,6	35,4	39,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	113,3	165,6	607,0	762,0	257,7	87,5	104,7	30,5	33,8	36,6	43,2	62,2

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)	76,7	207,7	133,0	232,6	37,4	31,1	32,2	30,1	32,1	35,4	37,4	49,1

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	56,7	244,9	85,7	49,6	36,8	30,2	29,1	29,0	30,9	SD	34,0	43,3

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	42,0	148,3	512,0	552,7	32,0	28,7	25,3	27,0	36,7	31,1	35,7	44,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

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	SD	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	SD	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

estaciones	conductividad (µS/cm) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	37,9	40,0	27,2	21,2	19,7	20,4	28,5	28,8	35,7	40,3
2 (sector Rucaco)	SD	SD	102,2	110,0	29,2	22,7	20,2	21,6	46,1	38,3	SD	73,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	SD	150,8	102,1	40,6	23,7	24,7	22,3	44,7	40,9	60,0	69,9
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	386,4	602,0	44,6	23,7	24,7	23,1	42,3	43,9	58,5	115,7
5 (sector Punucapa)	SD	SD	1501,7	1511,0	78,8	24,6	27,0	24,0	42,2	46,1	88,4	96,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	SD	43,1	SD	42,1	29,2	24,4	22,7	30,4	40,6	36,0	44,1
7 (río Cayumapu)												

estaciones	conductividad (µS/cm) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**Ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	41,7	34,4	SD	SD	28,6	23,0	22,8	22,3	21,9	28,0	29,1	32,3
2 (sector Rucaco)	67,0	137,9	84,7	SD	28,2	23,8	23,8	26,3	26,1	48,9	45,2	52,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	101,0	114,7	91,0	58,7	39,7	25,3	24,8	28,2	29,6	41,6	43,5	63,7
4 (sector Santa Clara)	1722,3	2464,7	774,3	816,0	75,4	30,8	25,3	31,3	30,1	44,9	44,3	61,5
5 (sector Punucapa)	36,4	5794,0	3399,3	3366,0	116,6	33,0	26,6	31,8	32,1	46,6	46,4	122,4
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	151,7	661,0	463,0	329,2	33,1	31,7	24,9	24,9	25,1	34,7	32,9	39,7
7 (río Cayumapu)	SD	2050,7	1306,0	947,0	66,1	29,5	30,1	30,7	30,9	41,7	41,5	50,1

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

estaciones	SDT (mg/L) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	230,0	33,0	18,0	SD	468,0	29,9	20,8	18,9	23,4	24,1	26,7	28,6

estaciones	SDT (mg/L) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	75,2	112,9	429,0	585,0	215,6	82,6	104,9	28,0	28,0	27,3	29,5	42,0

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	52,0	142,1	99,5	183,7	35,1	29,3	31,2	28,0	28,0	28,0	27,3	35,1

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	39,4	170,5	67,0	41,0	33,6	28,6	27,7	26,7	26,0	SD	24,5	30,6

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	28,6	101,8	387,8	442,0	30,2	26,7	24,7	24,1	29,9	24,1	35,7	30,8

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

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	SD	SD	23,4	22,9	24,1	24,1	24,9	26,0	25,0	27,3
2 (sector Rucaco)	76,7	92,3	SD	SD	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

estaciones	SDT (mg/L) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**Dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	31,9	SD	27,5	20,2	18,9	19,5	24,7	24,1	28,0	29,9
2 (sector Rucaco)	SD	SD	81,9	SD	29,9	21,5	20,2	20,6	39,0	31,9	SD	54,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	87,8	SD	120,5	85,4	39,0	22,1	23,4	23,4	39,0	33,2	43,1	48,8
4 (sector Santa Clara)	1703,0	SD	303,6	481,0	42,7	22,1	23,4	23,4	35,1	32,5	39,0	78,0
5 (sector Punucapa)	4248,9	SD	1176,5	1224,2	73,2	23,4	25,4	25,4	34,5	33,2	62,3	663,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	277,1	SD	35,3	40,5	40,5	22,8	23,4	23,4	26,0	30,6	26,0	29,9
7 (río Cayumapu)												

estaciones	SDT (mg/L) 2023											
	ene	**Feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**Dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	24,0	36,4	SD	SD	28,4	21,9	21,1	20,6	19,9	23,7	24,0	26,0
2 (sector Rucaco)	33,0	99,7	67,7	SD	25,9	22,8	22,0	24,0	23,1	40,9	36,5	41,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	101,0	81,1	69,7	48,9	36,0	24,2	23,0	25,5	27,1	35,0	34,7	45,2
4 (sector Santa Clara)	1722,3	1689,0	570,0	681,7	69,5	28,0	25,3	28,3	26,9	35,8	33,2	40,7
5 (sector Punucapa)	1838,7	4049,0	2915,0	2926,3	105,1	30,1	24,9	28,4	28,1	36,9	34,3	83,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	74,7	465,7	361,5	270,1	30,6	29,4	23,8	23,1	23,4	28,5	25,7	27,3
7 (río Cayumapu)	SD	1457,0	996,0	765,0	60,4	27,5	28,7	28,2	26,8	32,6	30,5	34,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	7,6	10,7	8,6	SD	9,9	6,6	8,2	8,2	8,9	9,1	8,3	7,3

	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	5,1	4,1	5,7	7,9	8,8	10,8	12,9	10,0	9,2	8,4	8,0	8,1

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (Sector Cayumapu)	5,8	5,6	5,9	8,1	9,3	7,1	9,0	11,5	9,9	9,6	9,6	8,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (Sector Cayumapu)	5,1	5,5	8,4	8,1	11,3	10,0	10,6	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (Sector Cayumapu)	SD	SD	SD	9,0	8,9	9,1	8,7	10,3	10,4	9,5	9,0	7,1

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

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	SD	SD	9,6	SD	11,2	10,6	8,2	9,4	8,7	SD	SD
2 (sector Rucaco)	7,7	SD	SD	8,6	10,6	11,8	11,3	8,9	9,7	8,2	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,3	SD	7,4	9,2	10,3	SD	11,4	7,9	9,2	8,7	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	8,5	SD	8,7	10,6	10,4	11,1	11,3	7,9	8,4	7,9	SD	SD
5 (sector Punucapa)	7,6	SD	8,5	8,6	10,0	10,3	10,5	7,8	8,4	9,2	SD	SD
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,4	SD	7,6	8,1	8,9	7,9	9,5	7,2	8,6	8,6	SD	SD
7 (río Cayumapu)												

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**Jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	11,4	10,0	14,7	13,5	12,5	13,9	13,0	12,4	11,4	9,8
2 (sector Rucaco)	SD	SD	10,9	8,7	14,7	13,3	13,2	13,2	12,6	11,6	SD	3,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	8,9	9,8	11,1	12,1	12,2	13,2	13,1	12,0	11,3	9,3	8,8
4 (sector Santa Clara)	SD	10,5	10,9	12,0	12,7	11,6	13,1	12,6	11,1	10,4	8,8	7,3
5 (sector Punucapa)	SD	9,1	11,6	11,1	12,2	12,1	12,8	12,3	10,6	10,7	10,2	10,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	9,6	10,0	8,2	12,0	10,3	11,8	11,8	11,6	10,0	7,6	7,2
7 (río Cayumapu)												

estaciones	concentración de oxígeno (mg/L) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**Oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	8,2	SD	SD	10,2	10,8	10,5	10,1	9,9	9,3	9,2	9,9
2 (sector Rucaco)	SD	7,6	8,8	SD	9,6	10,6	10,3	10,2	10,5	9,1	9,2	9,7
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	8,2	8,5	8,6	7,6	10,4	9,9	10,6	10,0	8,9	9,3	9,7
4 (sector Santa Clara)	SD	8,7	9,1	9,7	10,7	9,3	10,1	10,3	9,6	8,0	7,9	7,6
5 (sector Punucapa)	SD	8,9	9,5	9,4	10,2	9,6	10,4	10,3	10,2	8,2	7,1	7,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	8,1	9,2	9,2	9,0	8,2	9,7	9,6	9,1	9,3	8,7	7,8
7 (río Cayumapu)	SD	5,2	5,5	7,0	9,8	9,8	7,9	8,7	8,4	6,6	5,9	3,3

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

estaciones	saturación de oxígeno (%) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	75,7	94,1	75,9	78,0	93,2	59,2	74,0	73,7	85,6	91,3	88,3	81,3

estaciones	saturación de oxígeno (%) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	60,3	47,7	63,4	82,5	83,8	92,3	105,6	95,7	89,7	83,2	93,2	95,8

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	68,4	64,3	62,2	81,8	76,6	61,5	76,3	99,2	92,0	96,7	104,2	93,3

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	59,5	62,2	86,2	78,5	76,6	85,9	90,6	97,2	61,0	SD	SD	SD

estaciones	saturación de oxígeno (%) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	SD	SD	SD	88,8	77,4	79,5	73,1	93,7	102,9	96,3	95,4	81,3

	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

	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	SD	SD	90,5	SD	93,8	92,1	71,9	84,2	89,4	SD	SD
2 (sector Rucaco)	84,3	SD	SD	84,6	90,4	99,5	98,8	79,9	90,5	84,3	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	80,5	SD	76,5	88,1	93,6	SD	65,3	70,7	82,8	85,2	SD	SD
4 (sector Santa Clara)	105,5	SD	90,9	103,9	92,5	98,0	94,4	72,0	77,8	86,9	SD	SD
5 (sector Punucapa)	88,5	SD	91,7	87,8	90,2	91,7	93,2	69,9	79,3	100,5	SD	SD
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	91,9	SD	77,6	76,9	96,1	82,9	82,5	61,6	76,7	92,1	SD	SD
7 (río Cayumapu)												

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2022**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	107,6	92,1	117,8	116,7	112,6	119,8	121,0	118,3	115,7	99,8
2 (sector Rucaco)	SD	SD	109,0	81,9	119,1	113,9	111,9	113,2	119,0	113,8	SD	35,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	97,1	98,9	107,4	102,7	106,2	113,7	111,5	112,0	111,3	102,7	99,6
4 (sector Santa Clara)	SD	1114,4	110,8	118,7	108,2	100,7	111,6	108,2	107,6	108,3	105,4	84,6
5 (sector Punucapa)	SD	100,5	118,3	110,3	106,9	105,1	111,4	105,4	103,4	116,3	114,3	118,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	104,6	97,6	77,2	101,1	88,8	99,6	99,9	107,2	107,3	SD	82,9
7 (río Cayumapu)												

	saturación de oxígeno (%)											
estaciones	**2023**											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**Jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	87,6	SD	SD	89,1	91,6	92,7	88,9	87,5	88,7	89,2	98,3
2 (sector Rucaco)	SD	83,7	87,5	SD	84,7	91,0	90,7	87,8	93,1	86,9	91,5	96,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	37,3	91,1	89,0	83,4	68,0	88,7	86,6	95,5	89,0	84,7	95,6	81,2
4 (sector Santa Clara)	77,5	100,8	96,6	95,4	95,9	82,8	90,6	92,3	86,5	80,2	83,7	91,5
5 (sector Punucapa)	48,4	103,1	98,9	94,2	91,8	85,5	90,5	92,8	95,3	83,9	77,2	91,8
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	44,5	91,1	96,1	89,2	78,2	71,8	83,1	84,5	81,0	92,2	91,4	81,1
7 (río Cayumapu)	SD	60,5	SD	69,5	85,7	88,6	57,7	75,8	78,1	68,5	63,1	40,6

Tabla 7. Comparación inter-anual en la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) (mg/L) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	3,2	4,0	7,6	2,5	12,2	4,6	5,2	8,3	6,4	3,5	7,5	7,8

	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	7,8	5,2	4,3	7,0	2,0	2,4	4,2	6,6	2,6	5,3	5,4	5,4

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	5,2	7,2	4,6	3,1	3,2	5,6	7,3	4,4	4,2	6,8	6,3	8,3

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	6,1	5,6	3,4	6,2	3,6	2,5	4,2	4,4	7,1	SD	3,6	6,1

estaciones	SST (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)	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	5,2	5,8	3,0	1,3	3,3	3,3	7,5	4,3	3,1	5,7	7,6	8,4

estaciones	SST (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)	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

estaciones	SST (mg/L) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	2,5	3,5	1,6	2,0	1,0	10,6	18,3	4,7	0,7	4,3	5,0	8,0
2 (sector Rucaco)	4,7	1,9	1,2	0,9	1,6	7,6	17,9	6,0	1,1	3,6	SD	8,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,7	0,5	0,6	1,4	1,5	12,5	5,6	6,8	1,5	1,8	1,7	2,4
4 (sector Santa Clara)	22,5	13,9	4,1	4,7	4,0	8,7	3,6	8,4	4,2	5,7	15,3	17,4
5 (sector Punucapa)	8,0	13,2	4,2	11,6	4,3	12,0	4,1	4,0	4,1	6,8	6,7	13,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	21,4	15,1	3,2	8,0	4,7	14,1	2,8	3,5	2,3	4,9	14,4	25,5
7 (río Cayumapu)												

estaciones	SST (mg/L) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	6,1	2,9	SD	0,5	4,3	6,4	4,5	5,1	4,9	2,8	2,0	2,6
2 (sector Rucaco)	13,2	1,6	0,8	0,8	15,2	23,6	7,3	22,0	9,6	2,2	2,4	3,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,1	1,5	1,4	0,3	1,2	5,8	8,2	6,3	3,9	1,7	1,6	2,6
4 (sector Santa Clara)	18,7	7,4	4,1	5,6	3,8	4,5	3,0	3,2	2,3	4,8	6,2	6,0
5 (sector Punucapa)	11,1	7,9	9,2	4,4	6,0	4,1	1,8	1,6	4,4	4,5	6,9	6,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	12,0	9,0	6,4	8,1	3,8	4,0	2,5	3,7	2,6	2,5	3,0	8,2
7 (río Cayumapu)	SD	3,1	3,2	4,4	3,4	4,3	3,6	1,7	8,3	1,8	4,2	6,4

Tabla 8. Comparación inter-anual de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios 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.

estaciones	transparencia (m) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	2,5	2,5	1,0	4,5	4,0	2,3	1,5	1,5	2,1	2,5	1,7	1,7

estaciones	transparencia (m) 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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	1,6	2,1	2,6	4,8	4,4	3,4	2,2	1,7	3,2	2,2	2,0	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	1,7	2,1	2,3	3,1	2,8	1,6	1,9	2,3	2,2	2,1	1,8	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	1,3	1,5	2,4	1,8	2,2	2,7	2,1	2,1	1,6	SD	1,2	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (sector Cayumapu)	1,5	1,5	2,2	3,2	1,8	1,6	1,4	1,8	1,7	1,8	1,1	1,5

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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

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	SD	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	SD	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
Ríos tributarios del HRC (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
7 (río Cayumapu)												

estaciones	transparencia (m) 2022											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	SD	SD	0,2	SD	0,5	1,0	0,5	1,0	SD	SD	0,4	SD
2 (sector Rucaco)	SD	SD	0,5	SD	0,7	0,7	0,2	0,5	0,6	SD	SD	SD
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	SD	3,4	3,4	4,3	2,8	0,5	1,4	1,3	3,8	4,6	2,9	2,8
4 (sector Santa Clara)	SD	0,8	2,5	1,9	1,5	0,7	1,2	1,1	1,9	1,4	0,9	1,1
5 (sector Punucapa)	SD	SD	1,9	2,1	1,9	0,6	1,6	1,4	1,5	1,3	1,3	1,0
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	SD	0,9	2,0	1,4	1,5	0,4	1,7	1,8	1,6	1,5	1,0	0,7
7 (río Cayumapu)												

estaciones	transparencia (m) 2023											
	ene	**feb**	**mar**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**
Eje central del río Cruces (sector límnico)												
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,5	*	*	*	0,5	0,7	1,0	1,0	0,1	0,2	0,5
2 (sector Rucaco)	0,4	0,7	0,3	*	*	0,3	1,0	0,2	*	1,0	*	1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	2,8	2,5	3,6	3,5	1,9	*	1,1	1,4	2,4	3,4	2,8	2,7
4 (sector Santa Clara)	1,1	1,4	2,1	1,9	2,3	1,6	2,1	2,3	2,9	1,7	1,7	1,5
5 (sector Punucapa)	1,3	1,5	1,6	2,0	1,9	2,0	2,6	2,7	2,0	1,6	1,3	1,7
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	0,9	1,3	1,8	1,4	1,2	1,5	1,7	1,5	2,0	2,3	1,7	1,3
7 (río Cayumapu)	SD	2,0	2,1	1,9	2,1	1,3	2,1	2,3	1,5	1,8	1,5	1,1

Tabla 9. Concentración de Amonio ($N\text{-}NH_4$), Nitrato ($N\text{-}NO_3$), Nitrito ($N\text{-}NO_2$), Nitrógeno total (N-Total), Fosfato ($P\text{-}PO_4$) y Fósforo total (P-total) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y tributarios del humedal del río Cruces (HRC) y en aguas del sector ubicado fuera del humedal, entre los años 2014-2024. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis (2014-2019), años 2023-2024 valor equivalente a una solo replica. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado. SD=sin dato.

	$N\text{-}NH_4$ (mg /L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**Julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,007 (0,000)	0,015 (0,002)	0,012 (0,000)	0,005 (0,001)	0,012 (0,004)
2 (sector Rucaco)	0,007 (0,001)	0,023 (0,004)	0,009 (0,001)	0,085 (0,003)	0,007 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,013 (0,000)	0,019 (0,009)	0,007 (0,001)	0,012 (0,002)	0,010 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	*	0,006 (0,001)	0,007 (0,000)	0,004 (0,001)	0,007 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	0,011 (0,001)	0,008 (0,002)	*	0,003 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,003 (0,000)	0,009 (0,001)	0,026 (0,001)	0,008 (0,000)	0,014 (0,006)
7 (río Cayumapu)	*	0,014 (0,006)	0,014 (0,004)	0,008 (0,000)	0,009 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,005 (0,001)	0,004 (0,000)	0,012 (0,001)	0,011 (0,001)	0,007 (0,001)

	$N\text{-}NH_4$ (mg /L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,007 (0,001)	0,005 (0,001)	0,008 (0,002)	0,018 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,056 (0,002)	0,004 (0,001)	0,012 (0,009)	0,020 (0,005)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,009 (0,001)	0,009 (0,000)	0,042 (0,021)	0,030 (0,005)
4 (sector Santa Clara)	0,006 (0,000)	0,003 (*)	0,013 (0,001)	0,015 (0,000)
5 (sector Punucapa)	0,003 (*)	0,011 (0,000)	0,014 (0,003)	0,014 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,022 (0,002)	0,010 (0,001)	0,016 (0,006)	0,021 (0,003)
7 (río Cayumapu)	0,008 (0,000)	0,008 (0,001)	0,018 (0,002)	0,026 (0,002)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,018 (0,000)	0,004 (0,001)	0,009 (0,002)	0,007 (0,001)

	N-NH4 (mg /L)			
estaciones	**2018**		**2019**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,009 (0,001)	0,019 (0,001)	0,007 (0,000)	*
2 (sector Rucaco)	0,010 (0,002)	0,019 (0,001)	0,005	0,008 (0,002)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,012 (0,004)	0,019 (0,001)	0,010 (0,001)	0,006 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,006 (0,001)	0,015 (0,000)	0,005 (0,000)	0,005
5 (sector Punucapa)	0,005 (0,000)	0,013 (0,000)	0,013 (0,001)	0,006 (0,001)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,011 (0,001)	0,020 (0,001)	0,009 (0,000)	0,009 (0,000)
7 (río Cayumapu)	0,010 (0,001)	0,018 (0,001)	0,010 (0,001)	0,008 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	*	0,008 (0,004)	0,013 (0,000)	0,012 (0,001)

	N-NH4 (mg /L)			
estaciones	**2023**			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**Diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,010	<0,005	<0,005	0,012
2 (sector Rucaco)	0,007	<0,005	0,006	0,020
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,005	0,018	0,005	0,021
4 (sector Santa Clara)	0,006	0,013	0,010	0,005
5 (sector Punucapa)	0,008	0,025	<0,005	0,005
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,013	0,020	0,007	0,011
7 (río Cayumapu)	0,010	0,006	0,015	0,006

	N-NH4 (mg /L)			
estaciones	**2024**			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,009	0,009	0,005
2 (sector Rucaco)	SD	0,010	0,063	0,006
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,080	<0,005	0,020	0,006
4 (sector Santa Clara)	0,006	<0,005	0,019	<0,005
5 (sector Punucapa)	<0,005	<0,005	0,007	<0,005
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,014	<0,005	0,007	<0,005
7 (río Cayumapu)	<0,005	<0,005	0,005	0,005

	$N\text{-}NO_3$ (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,126 (0,000)	0,139 (0,004)	0,219 (0,001)	0,128 (0,000)	0,216 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,127 (0,000)	0,134 (0,001)	0,216 (0,001)	0,097 (0,001)	0,169 (0,002)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,131 (0,001)	0,126 (0,004)	0,189 (0,005)	0,131 (0,001)	0,158 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,045 (0,000)	0,084 (0,002)	0,217 (0,005)	0,012 (0,001)	0,173 (0,008)
5 (sector Punucapa)	*	0,044 (0,000)	0,105 (0,004)	*	0,139 (0,004)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,048 (0,001)	0,103 (0,001)	0,217 (0,001)	0,019 (0,001)	0,213 (0,003)
7 (río Cayumapu)	0,002 (0,000)	0,073 (0,001)	0,087 (0,001)	0,006 (0,001)	0,083 (0,003)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,016 (0,000)	0,066 (0,000)	0,091 (0,001)	0,024 (0,000)	0,100 (0,001)

	N-NO3 (mg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,065 (0,001)	0,133 (0,001)	0,088 (0,003)	0,118 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,065 (0,002)	0,135 (0,000)	0,049 (0,001)	0,118 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,063 (0,008)	0,049 (0,002)	0,058 (0,001)	0,240 (0,003)
4 (sector Santa Clara)	0,003 (0,000)	0,007 (0,000)	0,027 (0,001)	0,225 (0,006)
5 (sector Punucapa)	*	0,013 (0,000)	0,023 (0,002)	0,212 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,011 (0,000)	0,053 (0,001)	0,018 (0,001)	0,129 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,004 (0,001)	0,034 (0,000)	0,020 (0,001)	0,070 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,019 (0,001)	0,021 (0,001)	0,043 (0,002)	0,087 (0,002)

	N-NO3 (mg/L)			
estaciones	**2018**		**2019**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,130 (0,006)	0,180 (0,003)	0,089 (0,001)	0,173 (0,004)
2 (sector Rucaco)	0,115 (0,003)	0,170 (0,001)	0,107 (0,001)	0,170 (0,004)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,122 (0,028)	0,203 (0,000)	0,069 (0,003)	0,190 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,087 (0,000)	0,218 (0,003)	0,002	0,192 (0,004)
5 (sector Punucapa)	0,036 (0,002)	0,127 (0,004)	0,006 (0,001)	0,217 (0,003)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,061 (0,001)	0,188 (0,000)	0,003 (0,000)	0,185 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,018 (0,001)	0,166 (0,003)	0,006 (0,000)	0,180 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,028 (0,004)	0,060 (0,003)	0,038 (0,001)	0,081 (0,001)

	$N\text{-}NO_3$ (mg/L)			
estaciones	**2023**			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**Diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,211	0,172	0,135	0,102
2 (sector Rucaco)	0,198	0,169	0,108	0,099
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,242	0,174	0,143	0,159
4 (sector Santa Clara)	0,173	0,157	0,083	0,010
5 (sector Punucapa)	0,151	0,100	0,037	0,004
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,175	0,175	0,097	0,045
7 (río Cayumapu)	0,077	0,037	0,046	0,013

	$N\text{-}NO_3$ (mg/L)			
estaciones	**2024**			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,159	0,124	0,117
2 (sector Rucaco)	SD	0,129	0,097	0,123
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,153	0,089	0,117	0,078
4 (sector Santa Clara)	0,006	0,005	0,005	<0,002
5 (sector Punucapa)	0,002	0,004	0,005	<0,002
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,023	0,005	0,014	0,011
7 (río Cayumapu)	0,004	0,006	0,006	<0,002

	N-NO_2 (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*
2 (sector Rucaco)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	0,002 (0,000)	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	*

	N-NO_2 (mg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	0,002
2 (sector Rucaco)	*	*	*	0,002
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	0,002
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	0,002
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	0,002
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	*	*	*	*

	N-NO_2 (mg/L)			
estaciones	**2018**		**2019**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	0,002 (0,000)	0,005 (0,001)	0,002
2 (sector Rucaco)	*	0,003 (0,000)	0,005 (0,000)	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	*	0,002 (0,000)	0,004 (0,000)	0,002 (0,000)
4 (sector Santa Clara)	*	0,003 (0,001)	0,002 (0,000)	*
5 (sector Punucapa)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	0,002 (0,000)	*	*
7 (río Cayumapu)	*	0,002 (0,000)	0,002	*
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*

	$N\text{-}NO_2$ (mg/L)			
estaciones	**2023**			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
2 (sector Rucaco)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
4 (sector Santa Clara)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
5 (sector Punucapa)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
7 (río Cayumapu)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002

	$N\text{-}NO_2$ (mg/L)			
estaciones	**2024**			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	<0,002	<0,002	<0,002
2 (sector Rucaco)	SD	<0,002	<0,002	<0,002
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
4 (sector Santa Clara)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
5 (sector Punucapa)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
7 (río Cayumapu)	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002

	N-Total (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,214 (0,001)	0,323 (0,017)	0,331 (0,008)	0,225 (0,008)	0,307 (0,006)
2 (sector Rucaco)	0,259 (0,001)	0,335 (0,000)	0,321 (0,002)	0,365 (0,007)	0,306 (0,013)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,249 (0,003)	0,254 (0,022)	0,242 (0,001)	0,281 (0,013)	0,308 (0,029)
4 (sector Santa Clara)	0,202 (0,010)	0,209 (0,018)	0,344 (0,001)	0,165 (0,004)	0,284 (0,009)
5 (sector Punucapa)	0,168 (0,000)	0,129 (0,007)	0,241 (0,005)	0,185 (0,001)	0,283 (0,039)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,203 (0,000)	0,219 (0,011)	0,471 (0,008)	0,192 (0,007)	0,388 (0,022)
7 (río Cayumapu)	0,190 (0,032)	0,245 (0,032)	0,267 (0,002)	0,184 (0,010)	0,222 (0,011)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,082 (0,007)	0,153 (0,012)	0,187 (0,006)	0,122 (0,006)	0,211 (0,004)

	N-Total (mg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,195 (0,023)	0,193 (0,011)	0,181 (0,017)	0,193 (0,018)
2 (sector Rucaco)	0,239 (0,010)	0,229 (0,005)	0,204 (0,006)	0,163 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,205 (0,017)	0,242 (0,020)	0,350 (0,009)	0,380 (0,022)
4 (sector Santa Clara)	0,142 (0,014)	0,113 (0,014)	0,148 (0,001)	0,327 (0,005)
5 (sector Punucapa)	0,218 (0,015)	0,162 (0,014)	0,249 (0,009)	0,297 (0,022)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,181 (0,017)	0,156 (0,003)	0,145 (0,008)	0,373 (0,026)
7 (río Cayumapu)	0,226 (0,006)	0,164 (0,013)	0,186 (0,019)	0,312 (0,040)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,140 (0,006)	0,091 (0,007)	0,262 (0,015)	0,112 (0,011)

	N-Total (mg/L)			
estaciones	**2018**		**2019**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,243 (0,001)	0,258 (0,001)	0,243 (0,021)	0,330 (0,009)
2 (sector Rucaco)	0,259 (0,010)	0,281 (0,004)	0,227 (0,023)	0,321 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,261 (0,001)	0,290 (0,006)	0,190 (0,017)	0,330 (0,012)
4 (sector Santa Clara)	0,229 (0,005)	0,307 (0,002)	0,159 (0,035)	0,336 (0,002)
5 (sector Punucapa)	0,196 (0,004)	0,220 (0,019)	0,245 (0,001)	0,296 (0,001)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,264 (0,005)	0,300 (0,013)	0,207 (0,016)	0,326 (0,004)
7 (río Cayumapu)	0,264 (0,000)	0,291 (0,008)	0,198 (0,024)	0,304 (0,006)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,109 (0,001)	0,107 (0,006)	0,153 (0,033)	0,129 (0,001)

	N-Total (mg/L)			
estaciones	**2023**			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,273	0,277	0,164	0,220
2 (sector Rucaco)	0,275	0,230	0,204	0,210
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,299	0,413	0,196	0,333
4 (sector Santa Clara)	0,277	0,299	0,283	0,309
5 (sector Punucapa)	0,273	0,482	0,247	0,262
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,308	0,461	0,280	0,328
7 (río Cayumapu)	0,287	0,272	0,303	0,354

	N-Total (mg/L)			
estaciones	**2024**			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,283	0,190	0,244
2 (sector Rucaco)	SD	0,262	0,198	0,258
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	1,364	0,239	0,303	0,208
4 (sector Santa Clara)	0,391	0,292	0,194	0,151
5 (sector Punucapa)	0,266	0,260	0,147	0,174
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,711	0,320	0,302	0,218
7 (río Cayumapu)	0,297	0,209	0,157	0,188

	$P\text{-}PO_4$ (mg/L)

estaciones	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,005 (0,000)	0,004 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,003 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	0,004 (0,002)
7 (río Cayumapu)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	*	0,005 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)

	P-PO_4 (mg/L)			
estaciones	**2016**		**2017**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	*	*	0,002 (0,001)	*
2 (sector Rucaco)	0,002 (*)	*	0,002 (*)	0,003 (*)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	*	*	0,003 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,001)	0,002 (0,000)
5 (sector Punucapa)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	*	0,003 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,002 (*)	*	0,002 (*)	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)

	P-PO_4 (mg/L)			
estaciones	**2018**		**2019**	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,004 (0,002)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)	0,003 (0,000)
2 (sector Rucaco)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)	0,003 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,004 (0,001)	0,003 (0,000)
4 (sector Santa Clara)	*	0,003 (0,001)	0,003 (0,001)	0,003 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	*	0,004 (0,001)	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)
7 (río Cayumapu)	*	*	0,003 (0,001)	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)	0,006 (0,001)	0,004 (0,001)

	$P\text{-}PO_4$ (mg/L)			
estaciones	**2023**			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,015	0,004	0,003	0,005
2 (sector Rucaco)	0,014	0,007	0,003	0,005
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,014	0,003	0,003	0,027
4 (sector Santa Clara)	0,013	0,003	0,003	0,016
5 (sector Punucapa)	0,013	0,002	0,003	0,015
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,006	0,002	0,015	0,016
7 (río Cayumapu)	0,004	<0,002	0,002	0,011

	$P\text{-}PO_4$ (mg/L)			
estaciones	**2024**			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,007	0,002	0,002
2 (sector Rucaco)	SD	0,007	0,006	0,006
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002	0,006	0,003	0,003
4 (sector Santa Clara)	0,002	0,005	0,002	0,003
5 (sector Punucapa)	0,007	0,008	<0,002	0,002
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,003	0,009	0,004	0,002
7 (río Cayumapu)	0,003	0,004	0,002	<0,002

estaciones	P-total (mg/L) 2014			2015	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,022 (0,001)	0,052 (0,004)	0,039 (0,006)	0,020 (0,001)	0,035 (0,003)
2 (sector Rucaco)	0,019 (0,002)	0,056 (0,002)	0,044 (0,006)	0,025 (0,010)	0,036 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,013 (0,001)	0,028 (0,007)	0,019 (0,000)	0,016 (0,002)	0,034 (0,004)
4 (sector Santa Clara)	0,015 (0,002)	0,010 (0,011)	0,041 (0,005)	0,011 (0,001)	0,017 (0,001)
5 (sector Punucapa)	0,015 (0,001)	0,017 (0,000)	0,024 (0,000)	0,013 (0,000)	0,015 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	0,018 (0,000)	0,015 (0,001)	0,054 (0,004)	0,015 (0,001)	0,026 (0,006)
7 (río Cayumapu)	0,016 (0,003)	0,020 (0,002)	0,026 (0,000)	0,011 (0,001)	0,019 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (área estuarial)					
8 (río Calle Calle)	0,009 (0,002)	0,019 (0,001)	0,024 (0,000)	0,013 (0,000)	0,033 (0,004)

estaciones	P-total (mg/L) 2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,019 (0,001)	0,015 (0,000)	0,012 (0,002)	0,022 (0,004)
2 (sector Rucaco)	0,021 (0,001)	0,013 (0,001)	0,013 (0,000)	0,019 (0,000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,019 (0,001)	0,015 (0,001)	0,010 (0,003)	0,026 (0,003)
4 (sector Santa Clara)	0,013 (0,001)	0,011 (0,000)	0,007 (0,000)	0,014 (0,000)
5 (sector Punucapa)	0,022 (0,001)	0,013 (0,003)	0,016 (0,004)	0,013 (0,003)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,012 (0,002)	0,013 (0,001)	0,007 (0,000)	0,023 (0,002)
7 (río Cayumapu)	0,016 (0,004)	0,014 (0,001)	0,008 (0,003)	0,024 (0,005)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,017 (0,000)	0,013 (0,001)	0,008 (0,001)	0,009 (0,000)

estaciones	P-total (mg/L) 2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,020 (0,0007)	0,018 (0,0007)	0,165 (0,007)	0,024 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,019 (0,0007)	0,030 (0,0028)	0,013 (0,000)	0,024 (0,001)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,015 (0,0014)	0,022 (0,0035)	0,013 (0,000)	0,025 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,010 (0,0000)	0,014 (0,0007)	0,013 (0,001)	0,018 (0,001)
5 (sector Punucapa)	0,011 (0,0000)	0,011 (0,0000)	0,017 (0,001)	0,012 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,017 (0,0007)	0,014 (0,0000)	0,020 (0,000)	0,016 (0,000)
7 (río Cayumapu)	0,020 (0,0007)	0,015 (0,0007)	0,013 (0,001)	0,015 (0,001)
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios (área estuarial)				
8 (río Calle Calle)	0,011 (0,0000)	0,010 (0,0007)	0,016 (0,000)	0,011 (0,001)

	P-total (mg/L)			
estaciones	**2023**			
	septiembre	**octubre**	**noviembre**	**diciembre**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,018	0,043	0,014	0,021
2 (sector Rucaco)	0,016	0,018	0,013	0,017
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,015	0,018	0,016	0,033
4 (sector Santa Clara)	0,014	0,023	0,029	0,040
5 (sector Punucapa)	0,019	0,027	0,025	0,036
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,018	0,027	0,026	0,036
7 (río Cayumapu)	0,027	0,023	0,027	0,043

	P-total (mg/L)			
estaciones	**2024**			
	enero	**febrero**	**marzo**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	SD	0,026	0,022	0,020
2 (sector Rucaco)	SD	0,018	0,017	0,019
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,028	0,016	0,015	0,013
4 (sector Santa Clara)	0,045	0,035	0,025	0,012
5 (sector Punucapa)	0,034	0,030	0,020	0,016
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,059	0,040	0,042	0,021
7 (río Cayumapu)	0,030	0,020	0,019	0,013

Tabla 10. Concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Hierro (µg/L) 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)	68,3 (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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	23,7 (0,2)	23,7 (0,2)	43,5 (2,8)	25,2 (9,9)
7 (río Cayumapu)	93,0 (1,2)	66,5 (1,2)	34,2 (6,1)	100,1 (34,9)

estaciones	Hierro (µg/L) 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	90,1 (0,3)	102,1 (0,7)	136,6 (1,1)	167,8 (44,5)
7 (río Cayumapu)	55,0 (1,8)	61,9 (0,3)	77,0 (1,2)	249,2 (20,1)

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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	189,6 (1,3)	170,8 (1,1)	195,0 (1,9)	67,3 (0,3)
7 (río Cayumapu)	189,1 (11,4)	154,6 (2,3)	63,7 (0,2)	96,0 (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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	130,1	83,3	246,6	78,5
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Hierro (µg/L) 2022		2023	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	149,5	50,2	122,7	55,1
2 (sector Rucaco)	125,6	45,4	133,8	60,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	113,1	57,7	58,5	62,7
4 (sector Santa Clara)	67,1	55,5	117,6	60,7
5 (sector Punucapa)	23,5	113,9	14,4	74,3
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	227,3	85,1	186,4	120,7
7 (río Cayumapu)			63,9	110,8

Tabla 11. Concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio (µg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	9,9 (2,0)	8,2 (1,1)	20,4 (1,4)	10,5 (1,6)	18,6 (4,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (0,6)	11,2 (0,9)	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)	11,6 (0,3)	11,9 (1,2)	10,8 (0,4)	20,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	12,9 (1,4)	14,8 (1,2)	17,9 (2,1)	8,2 (1,1)	21,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	9,0 (0,5)	11,8 (0,8)	13,5 (3,2)	5,7 (0,1)	25,5 (1,0)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)					
6 (río Pichoy)	12,6 (1,8)	21,0 (5,3)	28,3 (1,0)	12,0 (0,0)	44,4 (0,7)
7 (río Cayumapu)	6,6 (0,5)	19,2 (2,8)	38,5 (1,6)	1,3 (0,2)	48,7 (14,6)

	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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	7,5 (0,02)	14,4 (0,55)	11,2 (0,1)	28,1 (4,5)
7 (río Cayumapu)	3,6 (0,13)	5,9 (0,03)	4,9 (0,2)	35,6 (0,2)

	Aluminio (µg/L)			
estaciones	**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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	41,4 (0,5)	32,3 (0,5)	5,5 (0,1)	23,1 (0,8)
7 (río Cayumapu)	39,4 (0,0)	37,3 (0,9)	2,1 (0,0)	40,0 (0,0)

estaciones	Aluminio (µg/L) 2020 abril	2020 julio	2021 abril	2021 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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	12,2	42,0	16,8	11,5
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Aluminio (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	6,2	27,8	4,8	14,0
2 (sector Rucaco)	8,5	26,1	6,5	14,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	7,5	23,8	4,5	18,4
4 (sector Santa Clara)	10,3	23,8	5,4	16,5
5 (sector Punucapa)	4,6	63,3	2,6	22,2
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	16,1	41,1	9,5	33,2
7 (río Cayumapu)			2,3	44,3

Tabla 12. Concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,0)	0,6 (0,0)
7 (río Cayumapu)	0,4 (0,0)	0,6 (0,0)	0,7 (0,1)	0,9 (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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	1,1 (0,23)	0,7 (0,00)	0,5 (0,0)	1,5 (0,2)
7 (río Cayumapu)	0,9 (0,00)	0,7 (0,01)	0,5 (0,0)	1,8 (0,3)

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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	1,4 (0,01)	0,7 (0,01)	0,7 (0,05)	0,6 (0,00)
7 (río Cayumapu)	2,0 (0,03)	0,8 (0,03)	0,5 (0,00)	0,9 (0,03)

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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6	0,5	0,6	0,3
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Cobre (µg/L) 2022 abril	2022 julio	2023 abril	2023 julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,5	1,2	0,2	0,6
2 (sector Rucaco)	0,5	0,7	0,3	0,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,4	0,7	0,2	1,2
4 (sector Santa Clara)	0,6	0,5	0,3	0,5
5 (sector Punucapa)	0,5	0,5	0,3	0,6
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6	1,1	0,5	0,7
7 (río Cayumapu)			0,3	1,2

Tabla 13. Concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	Zinc (µg/L) 2014 abril	2014 julio	2015 abril	2015 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)	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,66 (0,23)	1,05 (1,11)	0,40	*
7 (río Cayumapu)	0,53 (0,17)	0,28	*	*

estaciones	Zinc (µg/L) 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)	*	*	*	*
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	1,52 (0,02)	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	1,09 (0,08)

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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,84 (0,07)	0,65 (0,02)	0,07 (0,01)	1,02 (0,04)
7 (río Cayumapu)	0,44 (0,02)	0,65 (0,15)	1,58 (0,01)	2,26 (0,01)

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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	< 0,9	< 0,9	3,6	<0,9
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Zinc (µg/L) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,15	1,93	1,67	3,97
2 (sector Rucaco)	2,15	2,39	1,76	1,55
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	< 0,90	1,11	<0,90	1,38
4 (sector Santa Clara)	< 0,90	< 0,90	<0,90	1,14
5 (sector Punucapa)	< 0,90	1,56	<0,90	1,38
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	< 0,90	3,6	<0,90	2,06
7 (río Cayumapu)			2,01	3,16

Tabla 14. Concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,06 (0,06)	0,01
7 (río Cayumapu)	*	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)

	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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,04 (0,01)
7 (río Cayumapu)	0,02 (0,00)	0,01 (0,00)	0,04 (0,00)	0,06 (0,04)

	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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
7 (río Cayumapu)	0,03 (0,00)	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)

	Plomo (µg/L)			
estaciones	**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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02	0,02	0,03	0,02
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Plomo (µg/L) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,06	< 0,02	0,03	<0,015
2 (sector Rucaco)	0,03	< 0,02	<0,015	0,06
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,02	< 0,02	<0,015	0,02
4 (sector Santa Clara)	0,02	< 0,02	<0,015	0,02
5 (sector Punucapa)	< 0,02	0,02	0,02	0,03
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,02	0,05	0,02	<0,015
7 (río Cayumapu)			<0,015	0,03

Tabla 15. Concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Hierro particulado (µg/g) 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	156.069 (23.378)	79.760 (4.820)	93.154 (1.758)	118.331 (6.790)
7 (río Cayumapu)	66.307 (6.141)	84.967 (1.659)	49.518 (1.924)	100.262 (2.550)

estaciones	Hierro particulado (µg/g) 2016 abril	2016 julio	2017 abril	2017 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	203.717 (11.951)	126.825 (45.570)	38.051 (420)	148.384 (483)
7 (río Cayumapu)	78.344 (1.130)	98.329 (7.544)	22.248 (460)	127.270 (8.564)

estaciones	Hierro particulado (µg/g) 2018 abril	2018 julio	2019 abril	2019 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	121.467 (12.979)	188.729 (28.595)	133.688 (740)	125.985 (31.830)
7 (río Cayumapu)	53.096 (17.878)	113.965 (2.263)	114.138 (32.849)	91.983 (3.316)

estaciones	Hierro particulado (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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	101.500	83.060	108.436	77.093
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Hierro particulado (µg/g) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	76.100	61.822	132.519	59.317
2 (sector Rucaco)	110.460	59.944	123.734	71.284
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	194.081	67.290	110.896	64.060
4 (sector Santa Clara)	57.597	67.917	61.024	142.677
5 (sector Punucapa)	60.108	66.621	63.005	72.644
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	114.702	80.365	75.987	113.877
7 (río Cayumapu)			73.285	71.600

Tabla 16. Concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2023. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio particulado (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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	88.029 (23.562)	111.112 (10.073)	28.524 (19.417)	72.417 (7.038)
7 (río Cayumapu)	56.208 (7.884)	126.119 (3.710)	19.123 (4.077)	77.851 (3.914)

	Aluminio particulado (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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	40.338 (13.483)	736 (48)	79.069 (52.597)	38.768 (6.343)
7 (río Cayumapu)	34.744 (4.054)	1.068 (122)	67.754 (24.192)	58.188 (1.888)

estaciones	Aluminio particulado (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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	34.320 (9.282)	93.313 (9.320)	87.267 (27.050)	83.647 (8.124)
7 (río Cayumapu)	125.167 (35.789)	147.096 (12.041)	311.306 (282.188)	66.168 (10.545)

estaciones	Aluminio particulado (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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	30.710	77.120	66.714	68.316
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Aluminio particulado (µg/g) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	24.407	67.657	17.356	61.093
2 (sector Rucaco)	29.838	69.277	20.826	71.291
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	43.294	78.569	28.975	68.844
4 (sector Santa Clara)	41.072	72.947	44.680	123.202
5 (sector Punucapa)	63.533	68.096	38.952	57.378
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	66.800	75.671	38.710	80.368
7 (río Cayumapu)			46.857	61.972

Tabla 17. Concentración de Ácidos grasos en agua superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	4,0 (0,9)	0,2 (0,0)	0,7 (0,1)	0,2 (0,0)
7 (río Cayumapu)	15,3 (2,2)	0,2 (0,0)	0,5 (0,0)	0,1 (0,0)

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,6 (0,07)	0,4 (0,03)	0,6 (0,05)	0,5 (0,01)
7 (río Cayumapu)	0,7 (0,00)	0,4 (0,02)	0,6 (0,02)	0,5 (0,02)

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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,7 (0,02)	0,6 (0,01)	0,1 (0,01)	0,2 (0,02)
7 (río Cayumapu)	0,8 (0,00)	0,7 (0,03)	0,1 (0,01)	0,2 (0,01)

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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,1	0,2	0,3	0,1
7 (río Cayumapu)				

estaciones	Ácidos grasos (µg/L) 2022		2023	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,03	0,16	0,05	0,03
2 (sector Rucaco)	0,02	0,06	0,05	0,02
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,05	0,05	0,05	0,06
4 (sector Santa Clara)	0,03	0,06	0,07	0,03
5 (sector Punucapa)	0,05	0,05	0,11	0,02
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	0,05	0,06	0,05	<0,02
7 (río Cayumapu)			0,06	0,03

Tabla 18. Concentración de los compuestos órgano-halogenados adsorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico, eje central y ríos tributarios del humedal del río Cruces (HRC). 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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	5,6 (0,7)	17,2 (1,4)	23,1 (4,0)	10,2 (0,4)
7 (río Cayumapu)	25,5 (1,5)	14,7 (3,3)	118,5 (24,5)	12,2 (2,0)

	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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	6,7 (0,27)	12,6 (0,91)	10,5 (1,2)	9,2 (0,6)
7 (río Cayumapu)	60,0 (3,83)	22,2 (2,67)	28,3 (3,9)	14,6 (0,4)

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)
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	13,7 (1,53)	9,3 (0,97)	6,0 (0,1)	8,7 (0,2)
7 (río Cayumapu)	13,6 (0,13)	11,8 (0,42)	34,9 (0,6)	9,8 (0,5)

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
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	10,5	12,3	15,5	13,1
7 (río Cayumapu)				

estaciones	AOX (µg/L) 2022		2023	
	abril	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	11,0	5,6	6,8	22,2
2 (sector Rucaco)	52,5	6,0	25,4	15,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	38,2	7,3	23,8	30,6
4 (sector Santa Clara)	69,9	6,9	27,5	9,1
5 (sector Punucapa)	44,1	7,7	46,2	15,9
Ríos tributarios del HRC (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	13,2	8,1	101,6	24,7
7 (río Cayumapu)			21,7	12,8

3.5. SEDIMENTOS SUBACUATICOS

ANTECEDENTES

La depositación continua 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

Caracterizar - durante el año 2023 la calidad de los sedimentos subacuáticos del HRC, en base a los siguientes parámetros físico-químicos:

• Textura o porcentaje 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 en las estaciones 1, 2, 5, 6 y 7 (Fig. 3.5.1).

METODOLOGIAS

Los muestreos de sedimentos subacuáticos se realizaron durante el mes de abril (condiciones de menor caudal hídrico) del año 2023, en las siete estaciones que se muestran en la Figura 3.5.1 (*i.e.*, las mismas seleccionadas para el monitoreo de calidad del agua superficial del HRC). Los datos recolectados durante abril del año 2023 fueron comparados con datos durante el mismo mes, pero del año 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC) y el período 2015 - 2022 (Programa de Monitoreo Ambiental del HRC). En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas en que se realizaron los muestreos para los objetivos de este estudio.

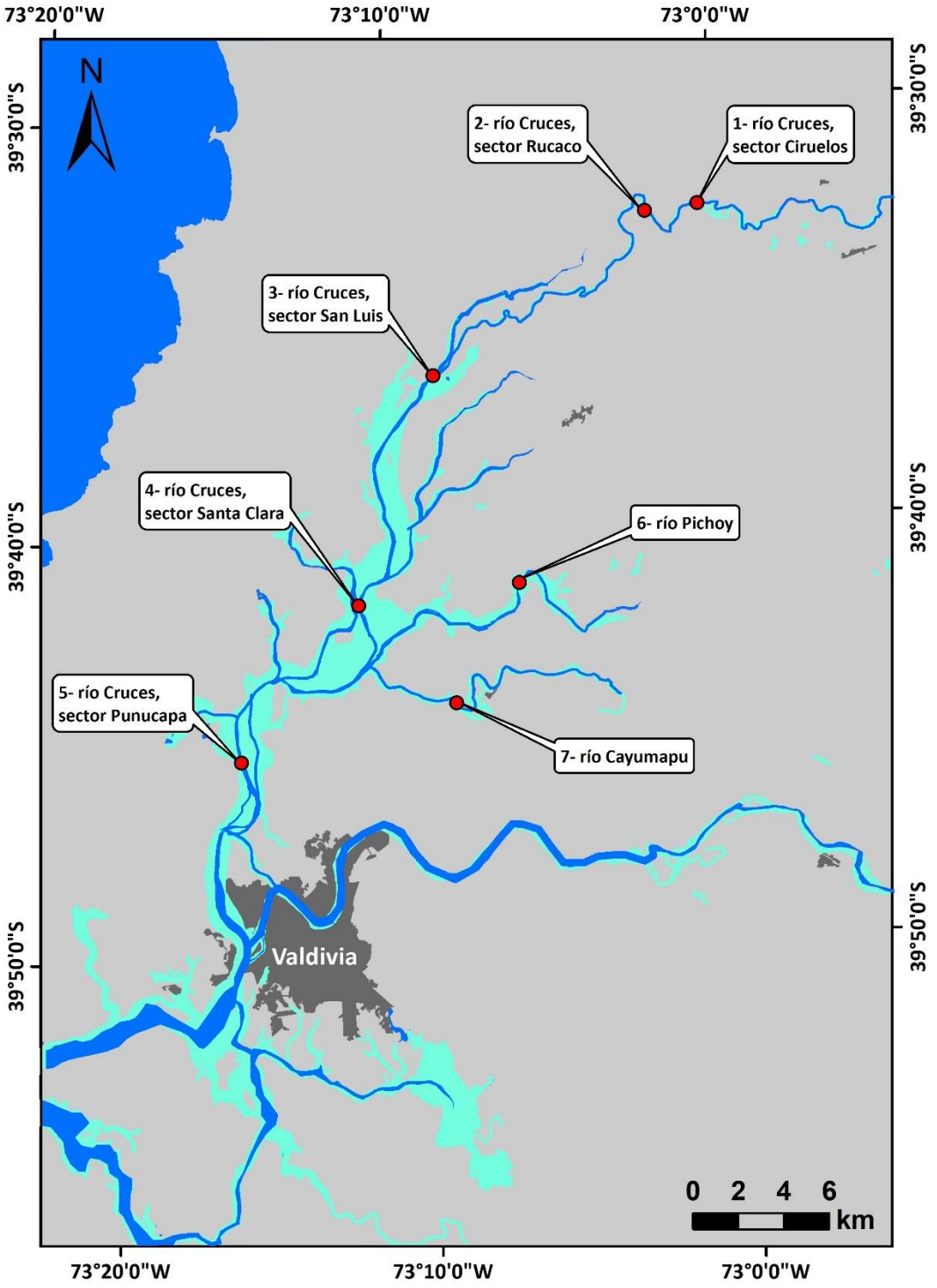


Figura 3.5.1. Ubicación de las siete estaciones de muestreo (1 a 7), seleccionadas para análisis de calidad de los sedimentos subacuáticos del área de estudio.

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 2,5 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 - 2023, 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 - 2023, incluyendo pH, redox, tamaño medio de la arena, porcentajes de materia orgánica y carbono orgánico total, Ácidos grasos, AOX, 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 temporalidad (2014-2023), 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 similares.

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. En otras palabras, esta prueba permite comparar entre todas las medias de los niveles de un factor.

Análisis estadístico multivariado

Se analizó la multivarianza de los datos recolectados anualmente (abril) en siete estaciones de muestreo (Fig. 3.5.1), entre los años 2014 y 2023. 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

3.5.1. TEXTURA, GRANULOMETRÍA Y CONTENIDOS DE MATERIA ORGÁNICA Y CARBONO ORGÁNICO TOTAL

Las Figuras 3.5.2 a 3.5.13 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 2023.

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 donde se han registrado algunos valores promedio sobre el 50 %; durante los años 2021, 2022 y 2023 en Ciruelos, 2014, 2020 y 2023 en Rucaco y 2014 y 2020 en San Luis (Fig. 3.5.2 y 3.5.3). En su mayoría las muestras de esta fracción han estado mayoritariamente representadas por restos o fragmentos de madera y hojas y no por partículas inorgánicas.

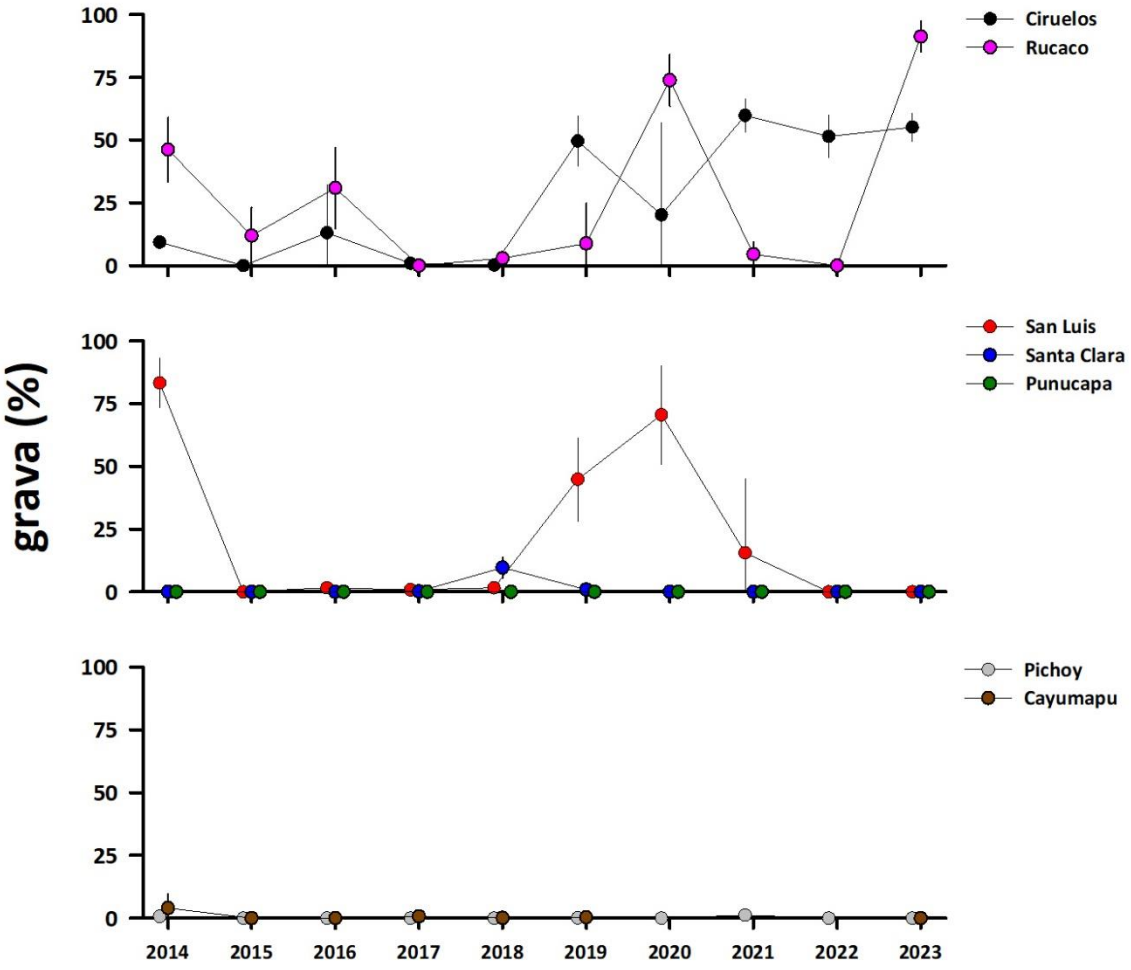


Figura 3.5.2. Comparación de la variabilidad inter-anual de las proporciones de grava (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

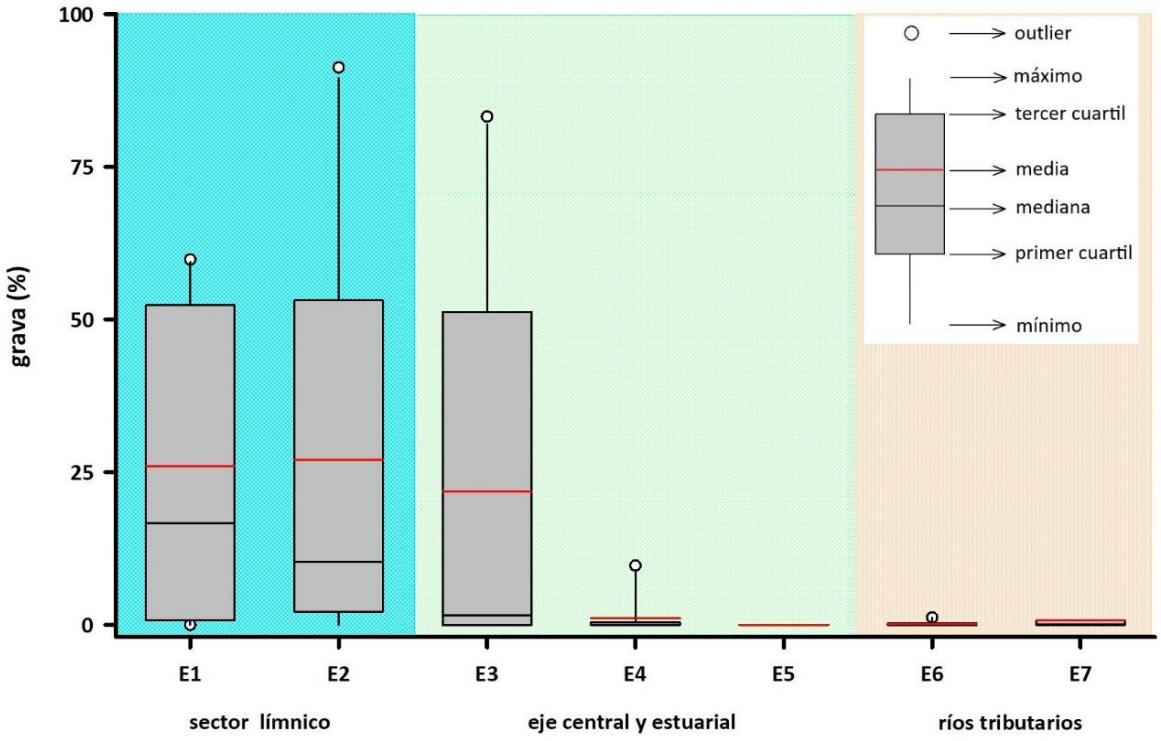


Figura 3.5.3. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de grava (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

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, excepto en el río Cayumapu donde la fracción arena fue inferior al 20% durante todo el periodo de estudio (Fig. 3.5.5). 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). Sin embargo, durante la campaña de abril 2022, las proporciones de arena en estas estaciones disminuyeron considerablemente, particularmente en Santa Clara, situación similar a lo registrado en Rucaco durante el año 2023 (Fig. 3.5.4).

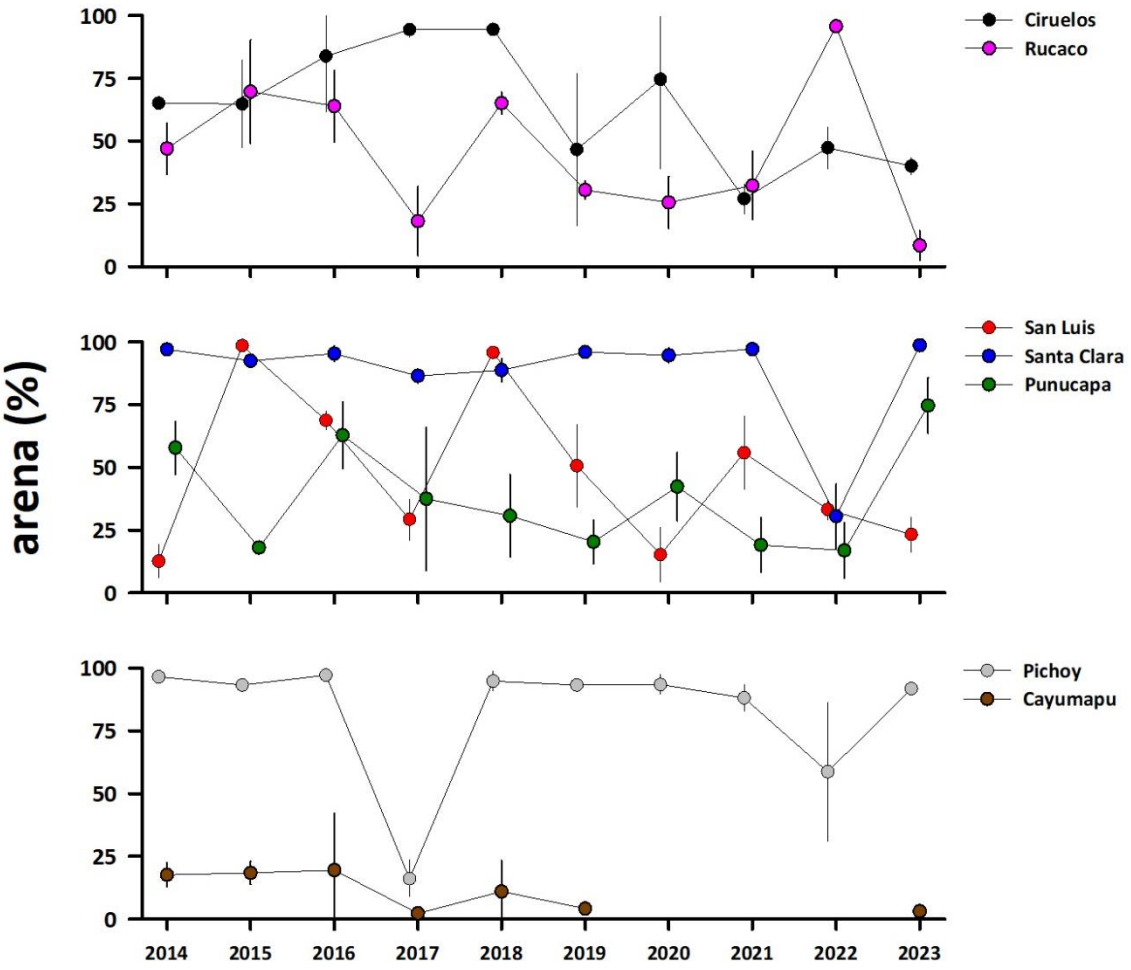


Figura 3.5.4. Comparación de la variabilidad interanual de las proporciones de arena (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

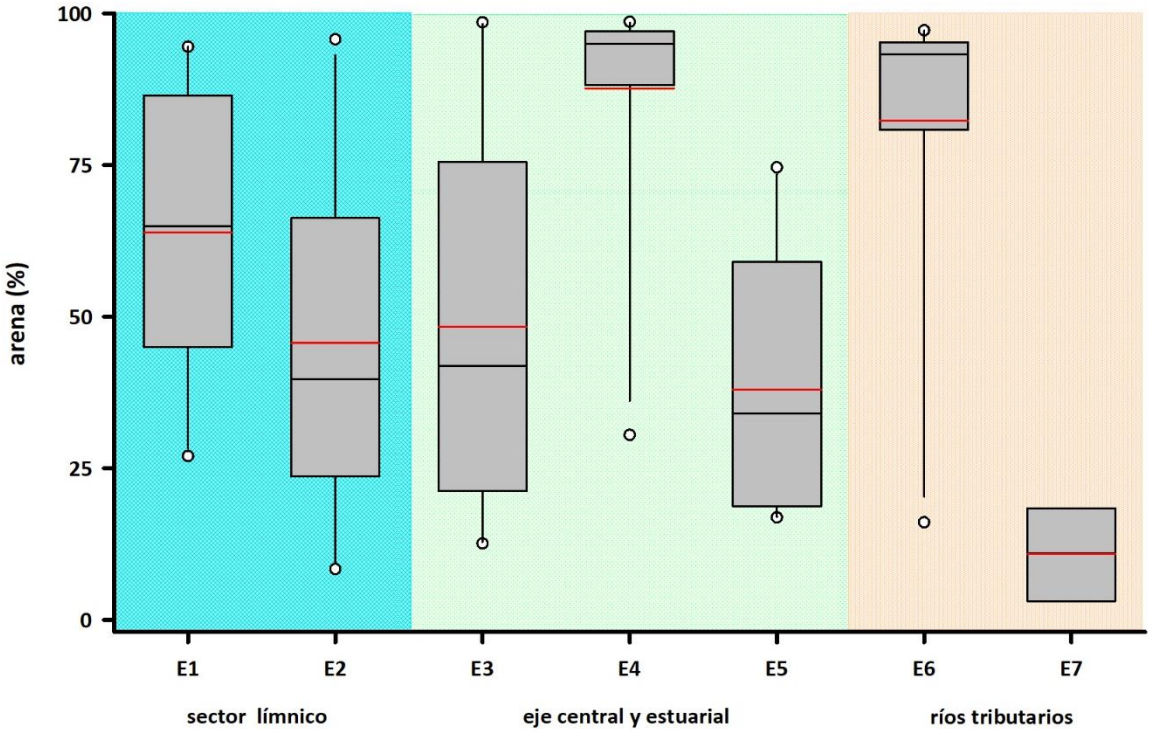


Figura 3.5.5. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de arena (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

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), siendo las estaciones Ciruelos, Rucaco, San Luis y Santa Clara las que presentan las mayores magnitudes en tamaño (500-1000 micrones; Folk 1980) (Fig. 3.5.6 y 3.5.7). Las partículas de menor tamaño se han detectado consistentemente en los sedimentos de la estación Punucapa y Cayumapu; *i.e.*, arenas finas (125-250 micrones; Folk, 1980) (Fig. 3.5.6 y 3.5.7).

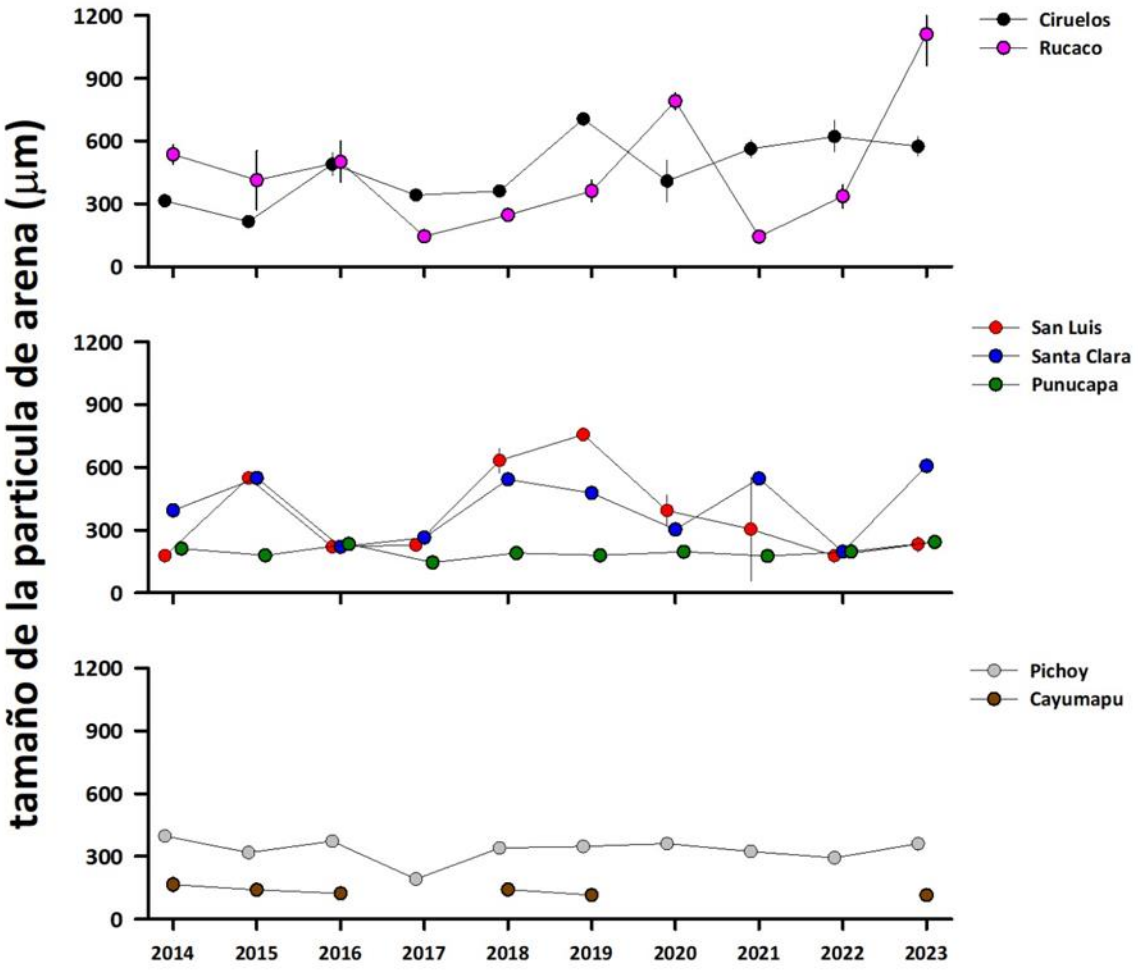


Figura 3.5.6. Comparación de la variabilidad inter-anual del tamaño de la partícula de arena en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

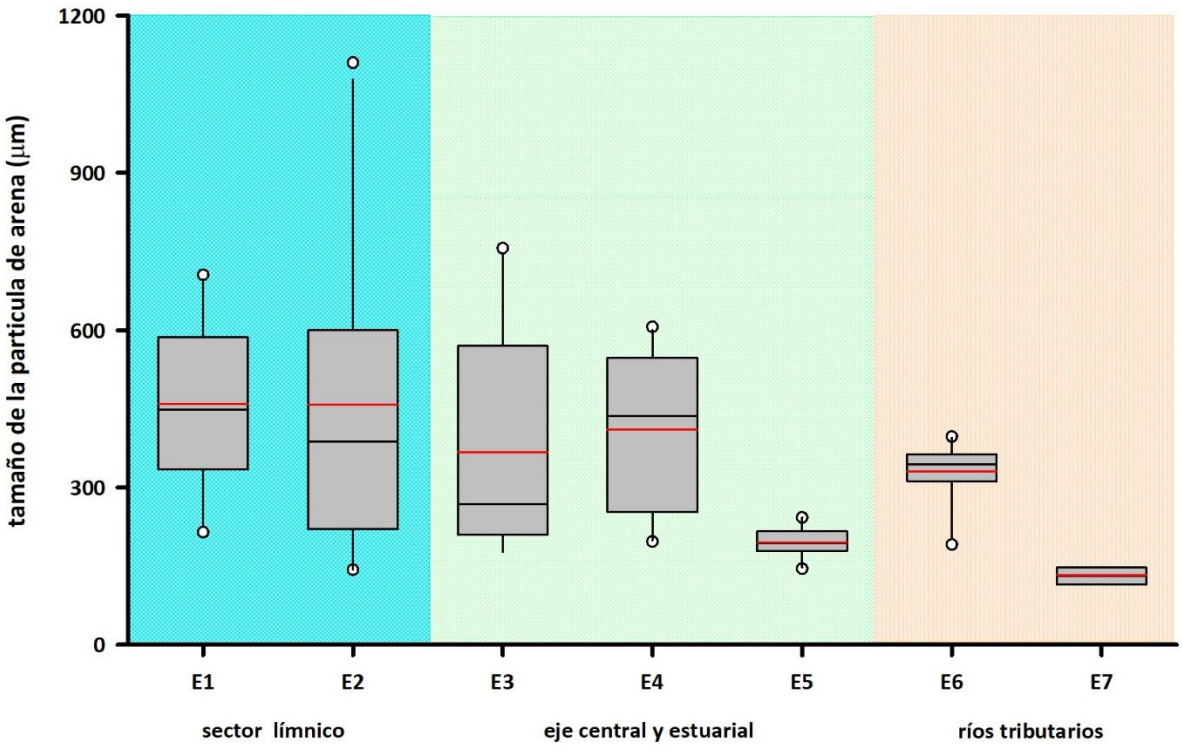


Figura 3.5.7. Comparación de la variabilidad espacial del tamaño de la partícula de arena (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Con excepción de los años 2014 y 2016, la fracción fango o fracción más fina (partículas < 63 micrones), ha mostrado mayor representación porcentual (> 50%) en los fondos de la estación 5 (Punucapa) y la estación 7 (Cayumapu), no obstante, durante el año 2023 solo la estación Cayumapu mantuvo las proporciones de años anteriores, mientras que en Punucapa, disminuyeron notoriamente (Fig. 3.5.8). A su vez, durante las campañas de los años 2022 y 2023, la estación San Luis presentó proporciones de fango similares a lo registrado en Punucapa durante el año 2022. Por su parte, las concentraciones más bajas de fango (<10%) ocurrieron en los fondos sedimentarios de Ciruelos, Santa Clara y Pichoy (Fig. 3.5.8 y 3.5.9).

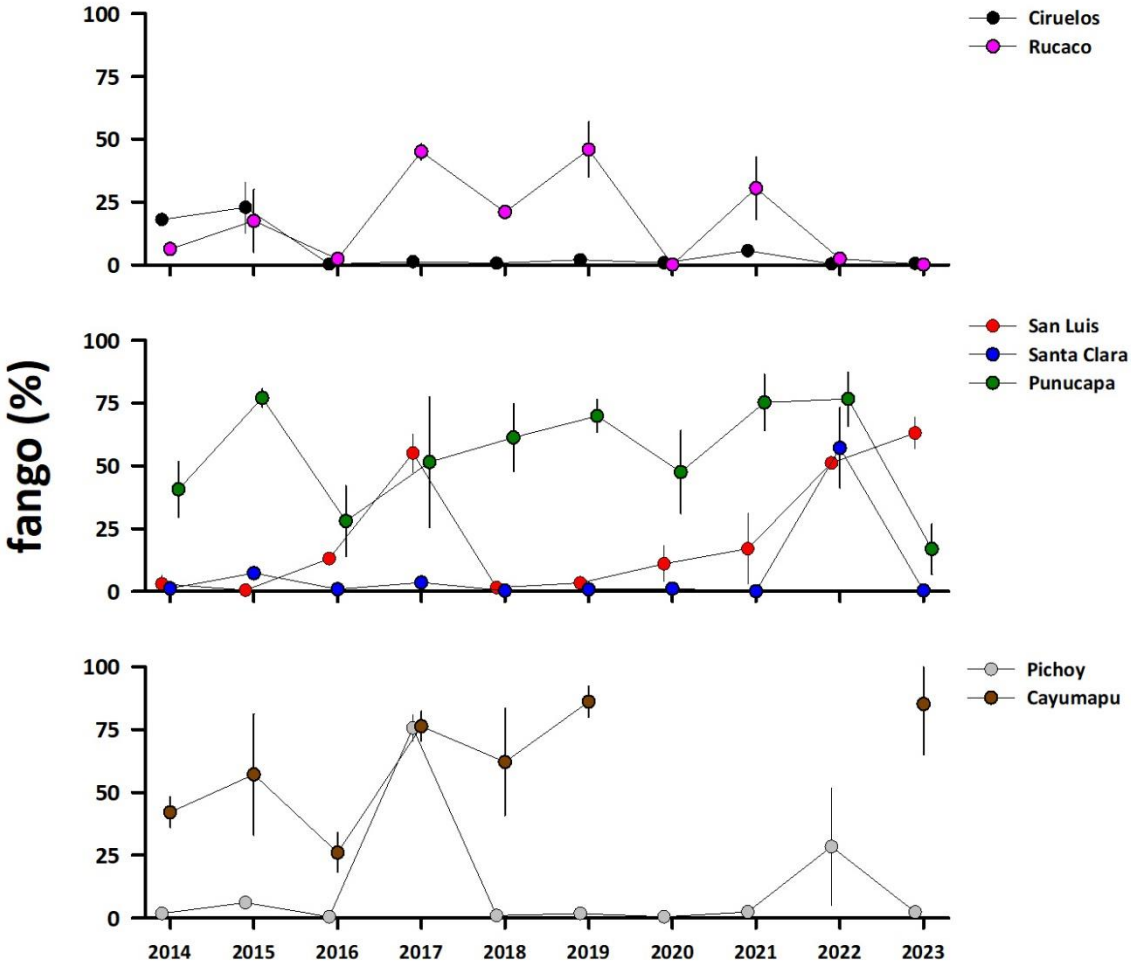


Figura 3.5.8. Comparación de la variabilidad inter-anual de las proporciones de fango (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

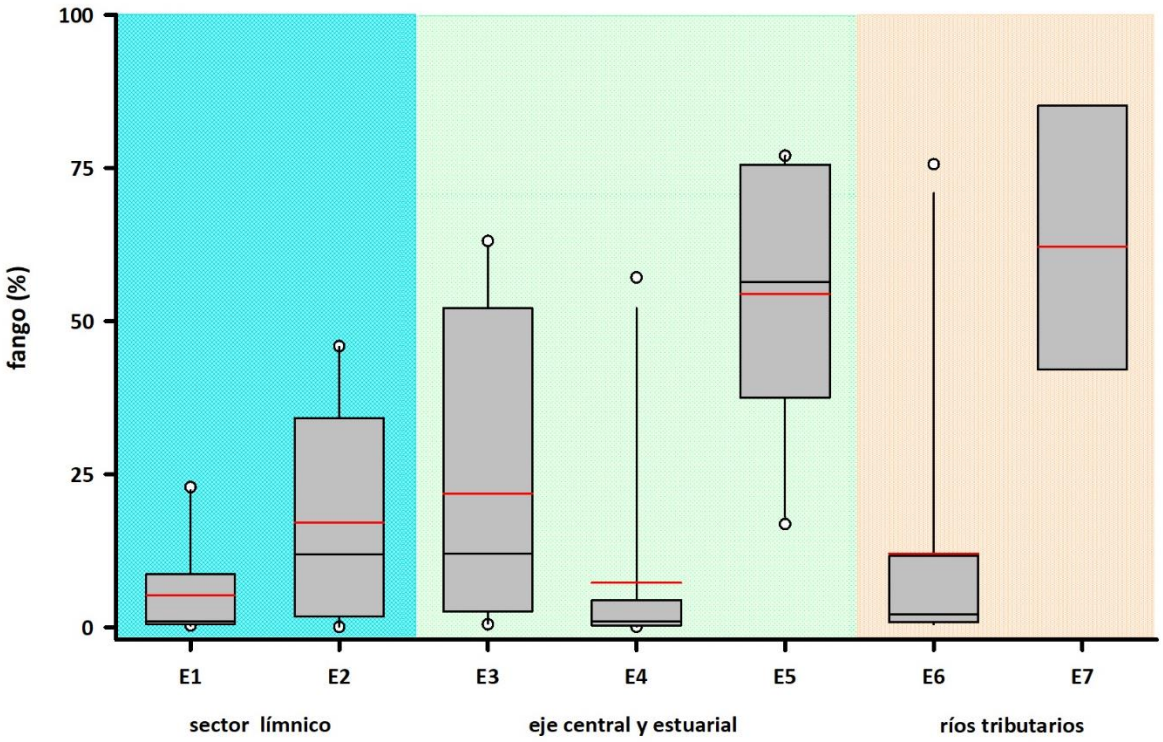


Figura 3.5.9. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de fango (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Los agregados biogénicos han tenido en general, baja representación porcentual (<15%) en los sedimentos del HRC (Fig. 3.5.10 y 3.5.11). Durante los años 2017 y 2021, destacan los altos contenidos de agregados biogénicos (*ca.* 40%) en los fondos de Rucaco y el año 2016 en Cayumapu (*ca*. 60%) (Fig. 3.5.10 y 3.5.11).

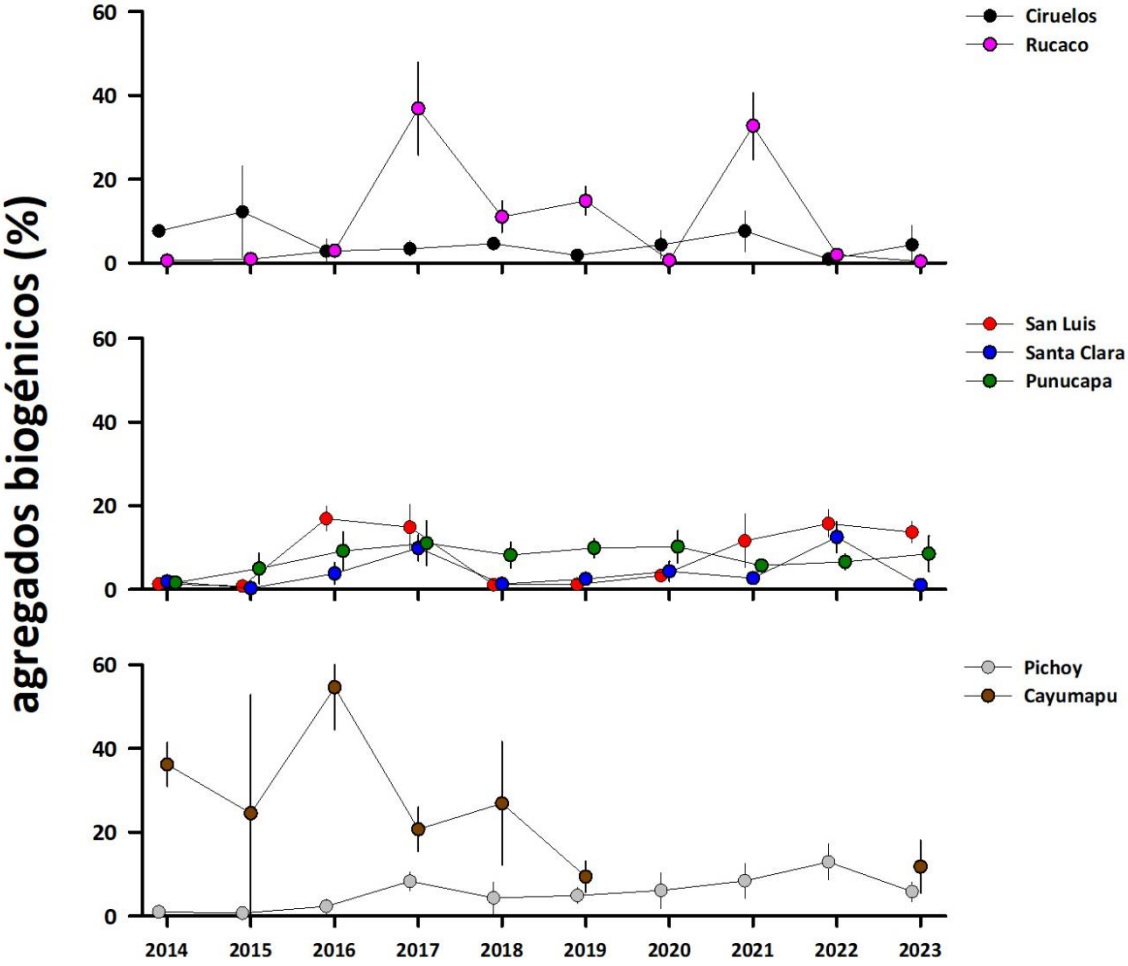


Figura 3.5.10. Comparación de la variabilidad inter-anual de las proporciones de agregados biogénicos (%) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

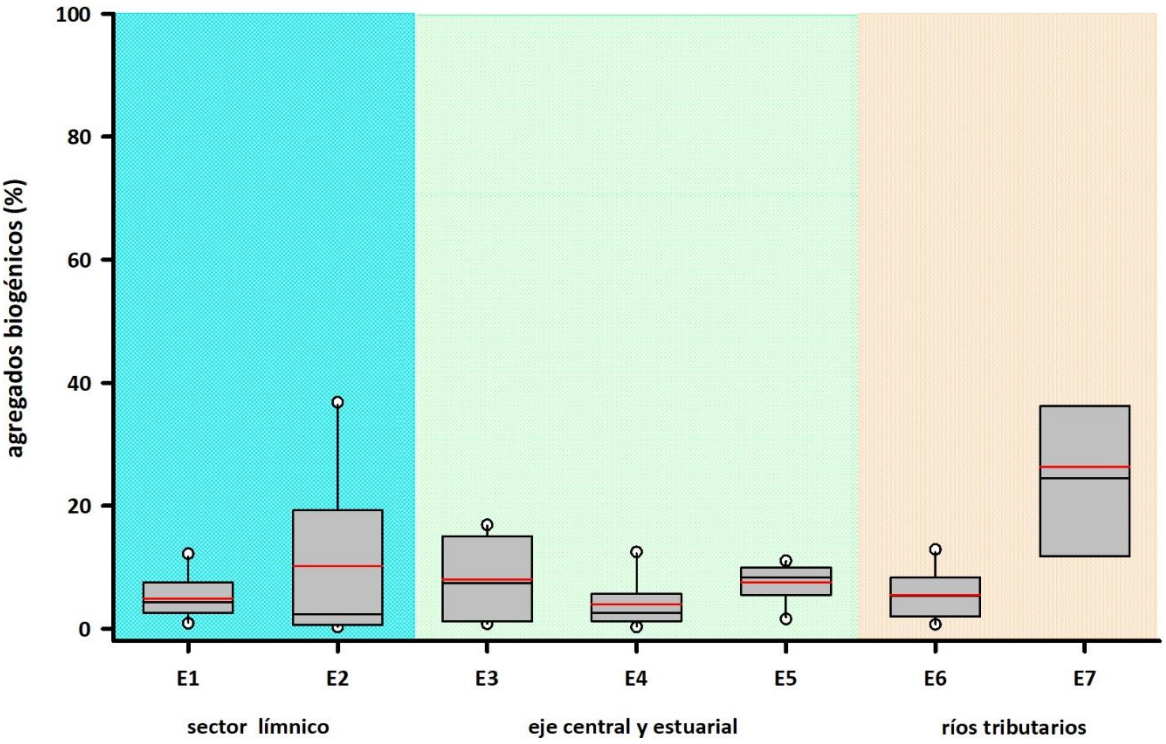


Figura 3.5.11. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de agregados biogénicos (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Por otra parte, los contenidos más altos de materia orgánica total (>20%) se registraron en los sedimentos de Rucaco y Cayumapu, particularmente durante la campaña del año 2021 y 2015, respectivamente (Fig. 3.4.12 y 3.4.13) y los más bajos (en general inferiores al 5%) en los de Ciruelos y Santa Clara (Fig. 3.4.12 y 3.4.13). Desde el año 2020 a la fecha, se observa un aumento consistente en las proporciones de materia orgánica total en los sedimentos de San Luis y una disminución en los sedimentos de Rucaco, particularmente durante los años 2022 y 2023 (Fig. 3.4.12).

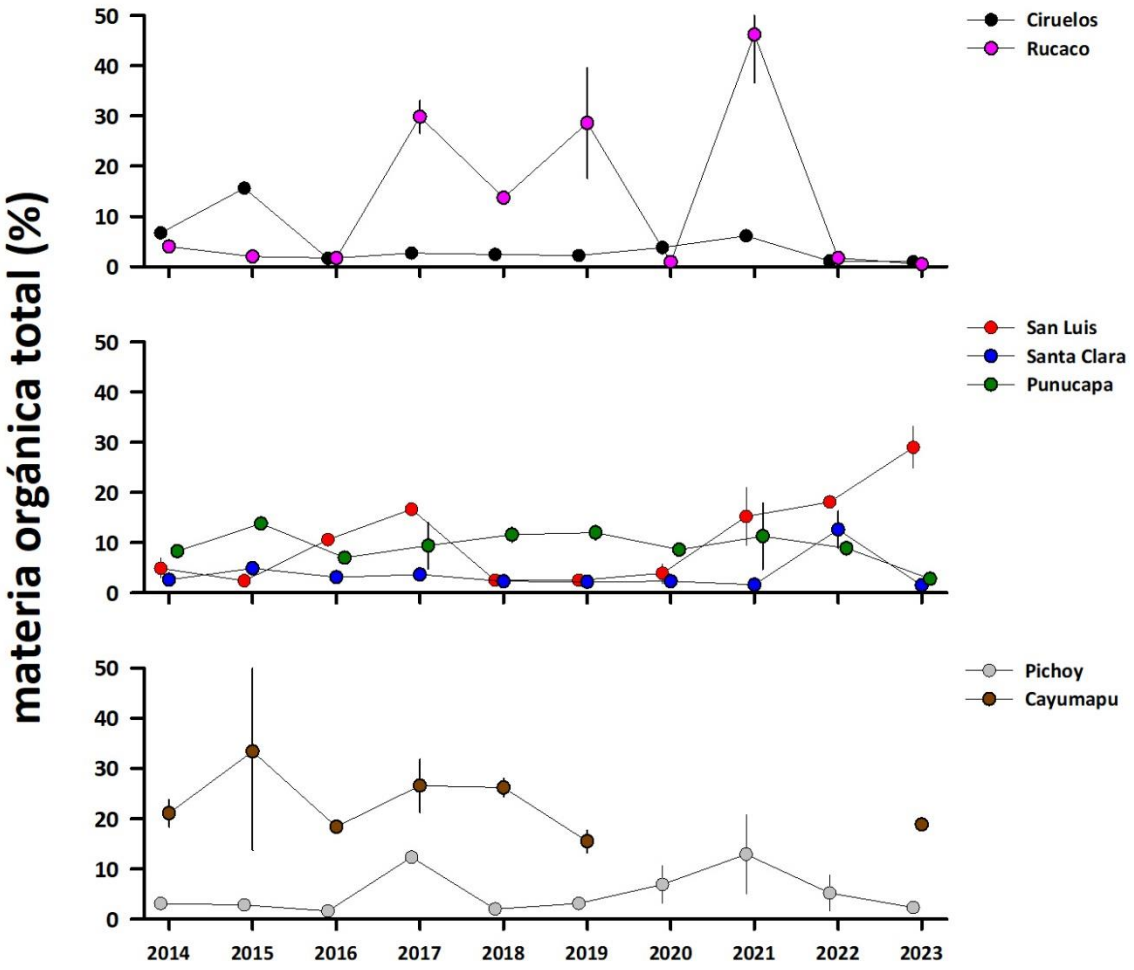


Figura 3.5.12. Comparación de la variabilidad inter-anual de las proporciones de materia orgánica total (%) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más 1 desviación estándar.

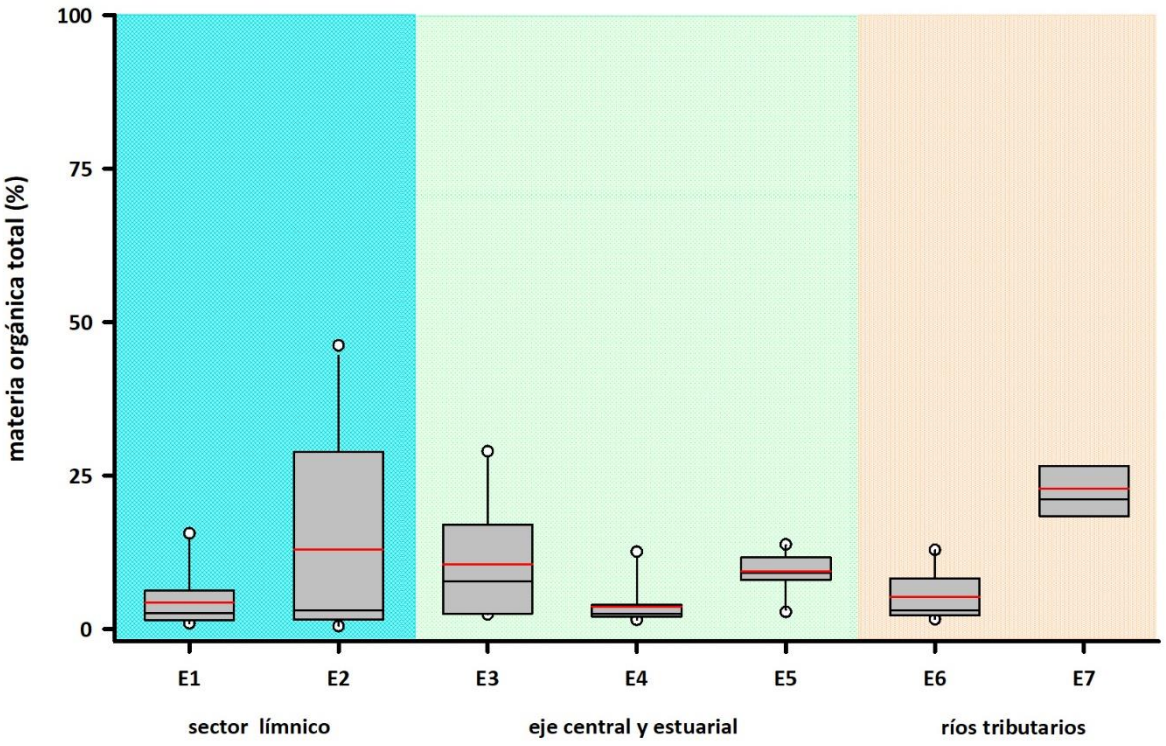


Figura 3.5.13. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de materia orgánica total (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico univariado

Los porcentajes d e las fracciones texturales de los sedimentos del área de estudio, no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) en cuanto a variabilidad temporal se refiere (2014-2023) (Tabla 3.5.1). En cuanto a variabilidad espacial (L *vs.* EE *vs*. T), solo la grava y el tamaño de la partícula de arena presentaron diferencias significativas ($p<0,05$), siendo estas más altas en el sector límnico (L) que en el eje estuarial (EE) y en los tributarios (T) (Tabla 3.5.1).

Tabla 3.5.1. 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 2023) y sectores (L = sector límnico, EE = sector eje central del río Cruces, T = ríos tributarios 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	Valor P	Prueba de Tukey
Grava (*)(***)	Año (A)	9	5,362	0,596	1,373	0,236	
	Sector (S)	2	12,107	6,053	13,945	**<0,001**	L > EE = T
	A x S	18	7,154	0,399	0,918	0,564	
	Error	37	16,061	0,434			
	Total	66	41,360	0,627			
Arena (*)(**)	Año (A)	9	1,331	0,148	0,857	0,570	
	Sector (S)	2	0,226	0,113	0,654	0,526	
	A x S	18	1,958	0,109	0,630	0,852	
	Error	37	6,386	0,173			
	Total	66	9,886	0,150			
Tamaño arena (**)	Año (A)	9	0,296	0,0329	0,637	0,758	
	Sector (S)	2	0,453	0,226	4,390	**0,020**	L > EE = T
	A x S	18	0,776	0,0431	0,836	0,650	
	Error	36	1,857	0,0516			
	Total	65	3,512	0,0540			
Fango (*)(**)	Año (A)	9	8,206	0,912	1,062	0,413	
	Sector (S)	2	2,939	1,470	1,712	0,195	
	A x S	18	10,680	0,593	0,691	0,797	
	Error	37	31,766	0,859			
	Total	66	52,709	0,799			
Ag. Biogénicos (*)(***)	Año (A)	9	2,787	0,310	1,093	0,391	
	Sector (S)	2	1,297	0,648	2,288	0,116	
	A x S	18	3,266	0,181	0,640	0,843	
	Error	37	10,483	0,283			
	Total	66	18,443	0,279			
MOT (*)	Año (A)	9	2,062	0,229	0,997	0,459	
	Sector (S)	2	0,991	0,495	2,156	0,130	
	A x S	18	2,712	0,151	0,656	0,830	
	Error	37	8,500	0,230			
	Total	66	14,109	0,214			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

Al comparar entre estaciones, los resultados evidenciaron contenidos porcentuales significativamente más altos (p<0,05) de grava en los sedimentos de las estaciones Ciruelos y Rucaco (sector Límnico o L) (Tabla 3.5.2). A su vez, las proporciones de la fracción arena fueron significativamente más bajas (p<0,05) en la estación Cayumapu, mientras que el tamaño de la partícula de arena fue significativamente más bajo (p<0,05) en las estaciones Punucapa y Cayumapu, justamente donde se estimaron las proporciones significativamente más altas (p<0,05) de la fracción fango (Tabla 3.5.2). A su vez, las proporciones de agregados biogénicos y materia orgánica total fueron significativamente más altos (p>0,05) en Cayumapu (Tabla 3.5.2).

Tabla 3.5.2. Resumen de ANDEVA factorial 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; Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). 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 (*)(**)	Estación	6	16,720	2,787	6,786	**<0,001**	Ru=Ci>SC=Pu=Pi=Ca; Ru=Ci=SL
	Error	60	24,640	0,411			
	Total	66	41,360				
Arena (*)(**)	Estación	6	5,542	0,924	12,759	**<0,001**	Ci=Ru=SL=SC=Pu=Pi>Ca
	Error	60	4,344	0,0724			
	Total	66	9,886				
Tamaño arena (*)(**)	Estación	6	1,620	0,270	8,415	**<0,001**	Ci=Ru=SL=Pi=SC>Pu=Ca
	Error	59	1,892	0,0321			
	Total	65	3,512				
Fango (*)	Estación	6	23,911	3,985	8,303	**<0,001**	Ca>Ci=Ru=SC=Pi; Ca=SL=Pu
	Error	60	28,797	0,480			
	Total	66	52,709				
Ag. Biogénicos (*)(**)	Estación	6	4,648	0,775	3,370	**0,006**	Ca>Ci=Ru=SC=Pi; Ca=SL=Pu
	Error	60	13,795	0,230			
	Total	66	18,443				
MOT (*)(**)	Estación	6	4,776	0,796	5,117	**<0,001**	Ca>Ci=Ru=SC=Pi; Ca=SL=Pu
	Error	60	9,333	0,156			
	Total	66	14,109				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Carbono orgánico total (COT)

La Figura 3.5.14 y 3.5.15 y la Tabla 7 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal del Carbono orgánico total, desde abril de 2014 a diciembre de 2023. En general, los sedimentos de Rucaco, San Luis y Cayumapu presentaron las concentraciones más altas de COT (hasta *circa* 11, 7 y 8 %, respectivamente) (con excepción de los años 2022 y 2023 en Rucaco) (Fig. 3.5.14 y 3.5.15). A su vez, los sedimentos de Ciruelos, Santa Clara, Punucapa y Pichoy tuvieron en general, las concentraciones más bajas de Carbono orgánico total (<2%) (Fig. 3.5.14 y 3.5.15).

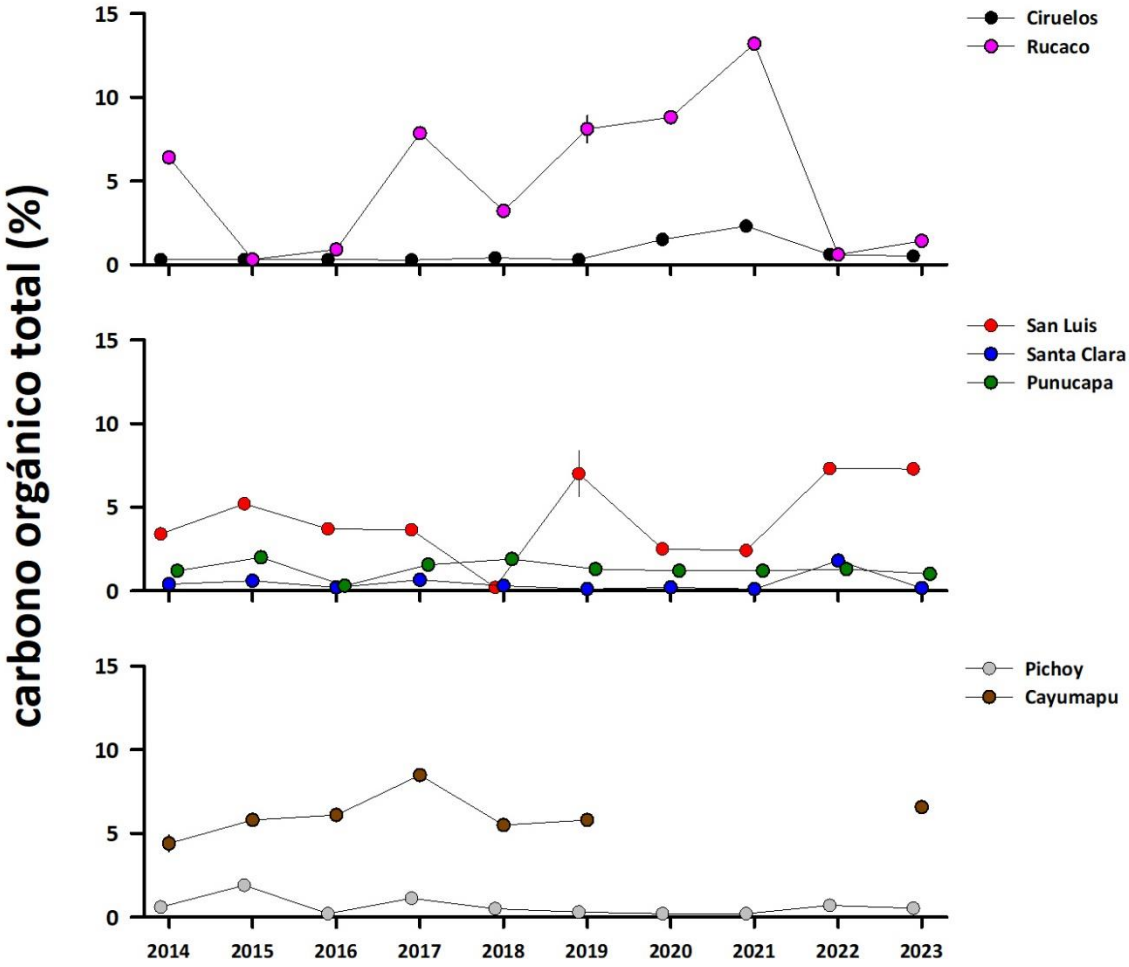


Figura 3.5.14. Comparación de la variabilidad inter-anual del Carbono orgánico total en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

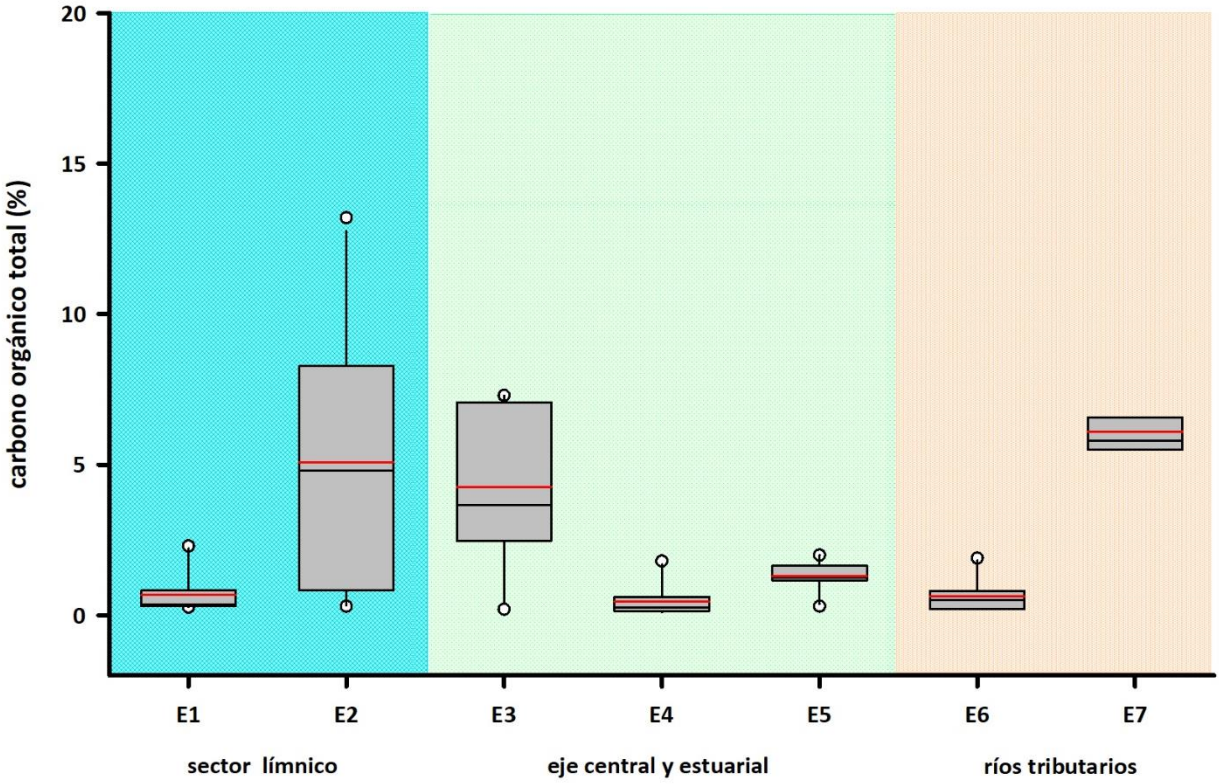


Figura 3.5.15. Comparación de la variabilidad espacial de las proporciones de carbono orgánico total (%) en los sedimentos subacuáticos del sector límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

3.5.2. PH Y POTENCIAL DE ÓXIDO REDUCCIÓN (POR)

Las Figuras 3.5.16 a 3.5.19 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 2023.

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 8 (Fig. 3.5.16 y 3.5.17).

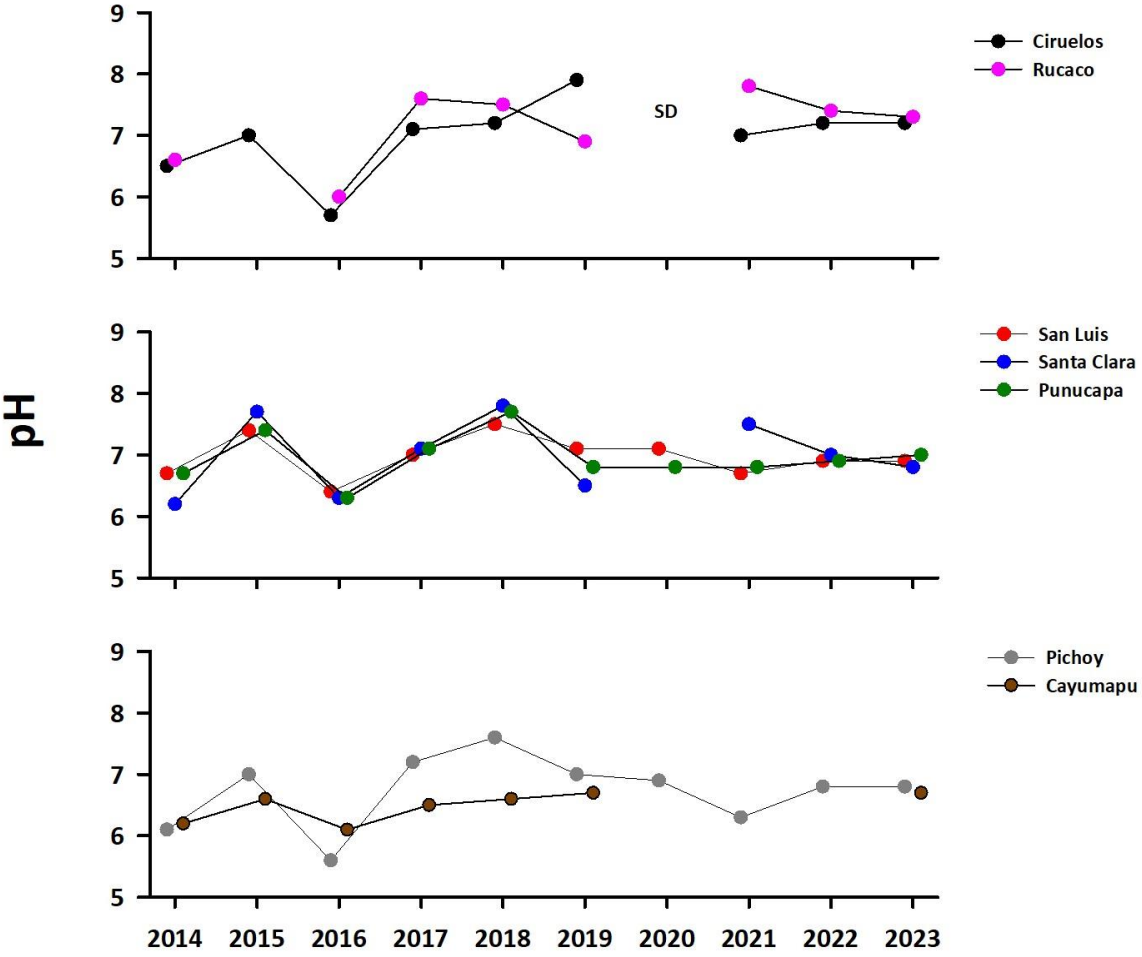


Figura 3.5.16. Comparación de la variabilidad inter-anual del pH en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. SD=sin datos. Lo anterior debido a falla en el sensor de pH, lo que sumado a la contingencia pandemia Covid, impidió realizar mediciones durante los días planificados para la recolección de datos y muestras para esta actividad.

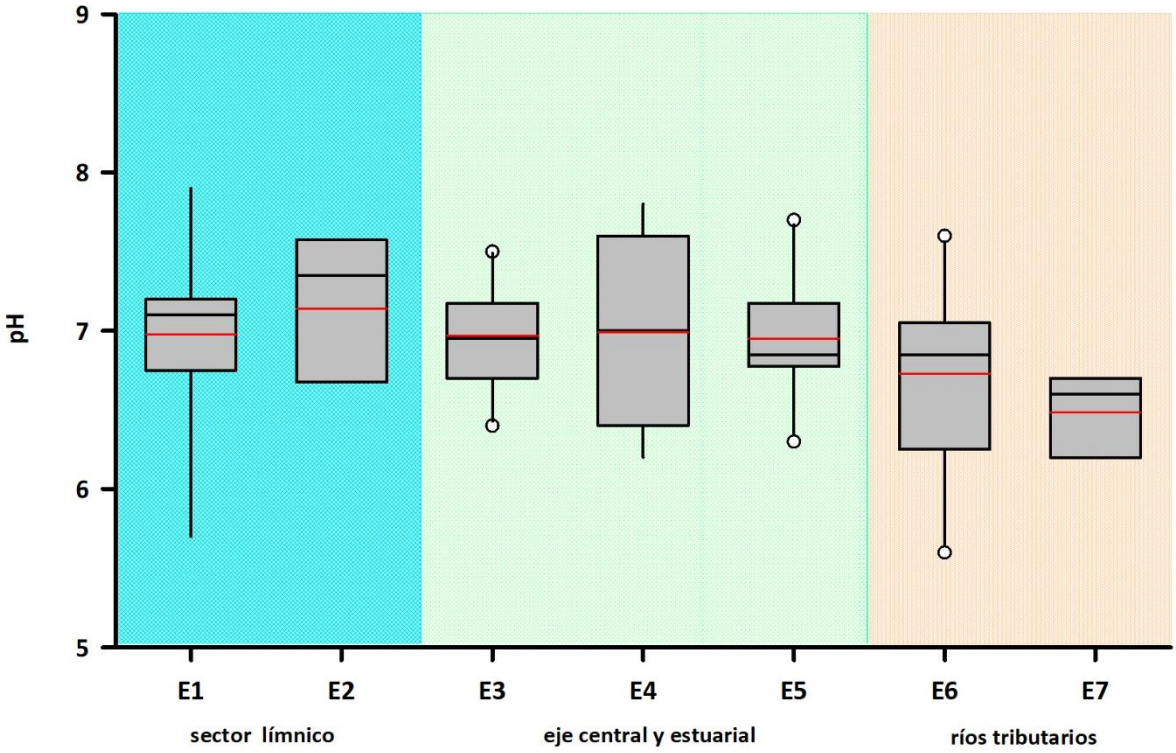


Figura 3.5.17. Comparación de la variabilidad espacial del pH en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

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 en el río tributario Cayumapu (Fig. 3.5.18 y 3.5.19), por su parte, estos valores fueron primariamente positivos (*i.e.*, condiciones de mayor oxigenación en el espacio intersticial del sedimento) en las estaciones límnicas (Ciruelos y Rucaco) y en el río tributario Pichoy (Fig. 3.5.18 y 3.5.19).

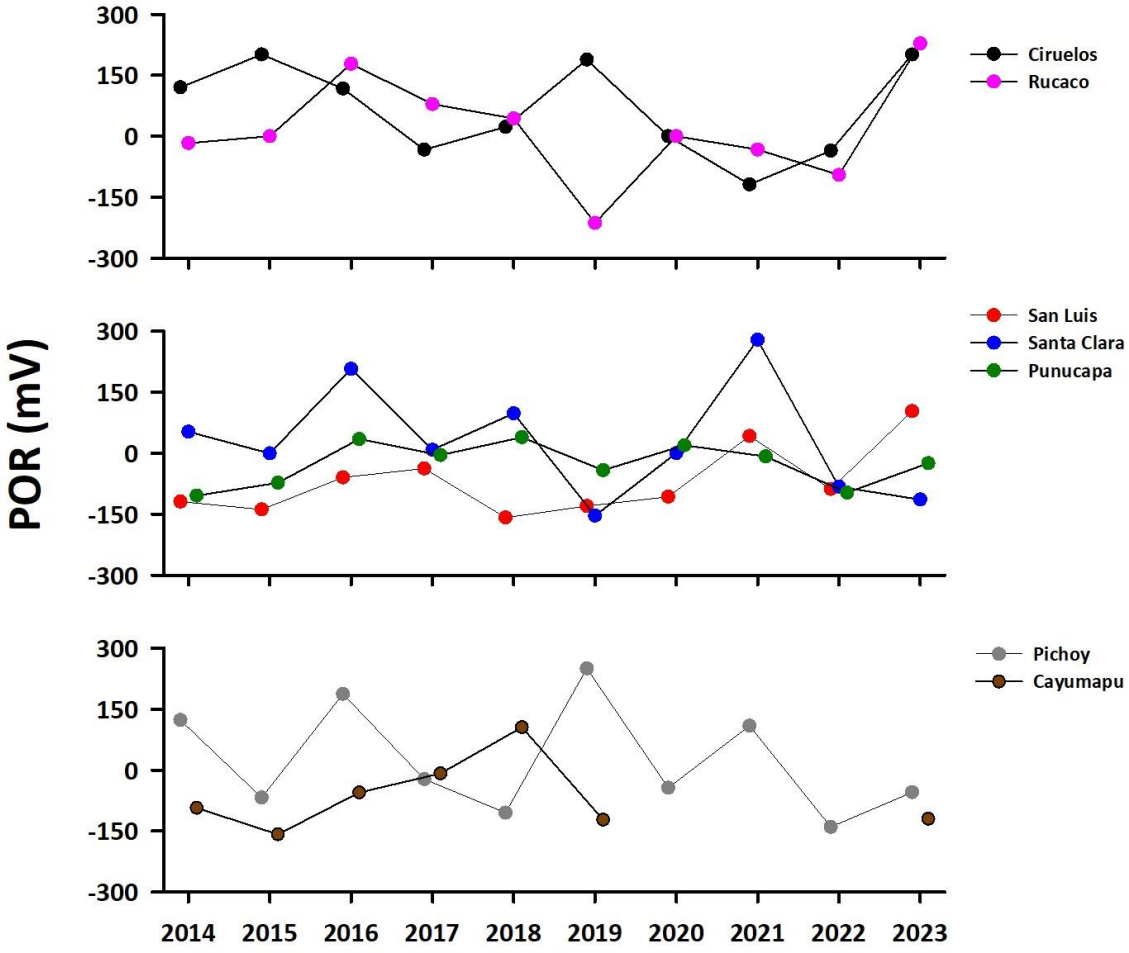


Figura 3.5.18. Comparación de la variabilidad inter-anual del potencial de óxido reducción (POR) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

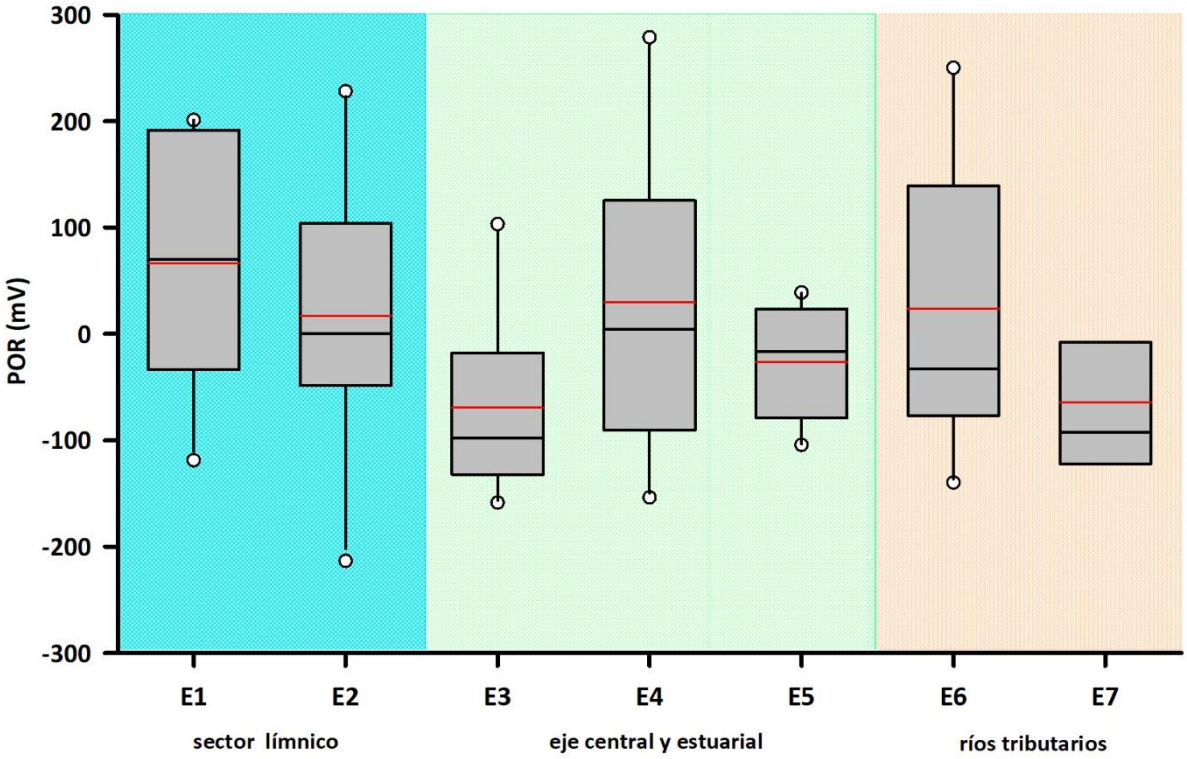


Figura 3.5.19. Comparación de la variabilidad espacial del potencial de óxido reducción (POR) en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico univariado

El pH de los sedimentos del área de estudio presentó diferencias significativas ($p<0,05$) en cuanto a variabilidad temporal y espacial se refiere (Tabla 3.5.3), este fue más bajo durante los años 2014 y 2016, particularmente en Pichoy y Cayumapu *vs* Rucaco. Por su parte el potencial oxido reducción no presentó diferencias significativas ($p>0,05$) entre los factores en estudio (Tabla 3.5.3).

Tabla 3.5.3. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias interanuales (Años) y espaciales (Estaciones) en los valores de pH y Potencial óxido reducción de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a años (2014-2023) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
pH (*)	Año	9	9,370	1,041	10,736	**<0,001**	15=17=18=19=20=21=22=23>14=16
	Estación	6	2,225	0,371	3,824	**0,003**	Ru>Pi=Ca; Ru=Ci=SL=SC=Pu
	Error	47	4,558	0,097			
	Total	62	16,122	0,260			
POR	Año	9	10,305	1,145	1,315	0,255	
	Estación	6	10,899	1,817	2,087	0,073	
	Error	47	40,912	0,870			
	Total	62	62,000	1,000			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

3.5.3. ÁCIDOS GRASOS, ÁCIDOS RESÍNICOS, AOX Y EOX

La Figura 3.5.20 y 3.5.21 y Tabla 10 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad interanual y espacial de las concentraciones de Ácidos grasos, desde abril de 2014 a diciembre de 2023. En términos generales y desde el inicio de este Programa de Monitoreo, las concentraciones de estos compuestos han mostrado una notoria disminución inter-anual en los sedimentos de todas las estaciones (Fig. 3.5.20), siendo estas concentraciones más altas en el río tributario Cayumapu y más bajas en Ciruelos y Pichoy (Fig. 3.5.21)

Durante todo este Programa de Monitoreo (2014-2023), no se han registrado Ácidos resínicos en los sedimentos subacuáticos del HRC (Tabla 11 del ANEXO 2 de este Capítulo). El valor de detección utilizado en los análisis es 0,002 µg/g.

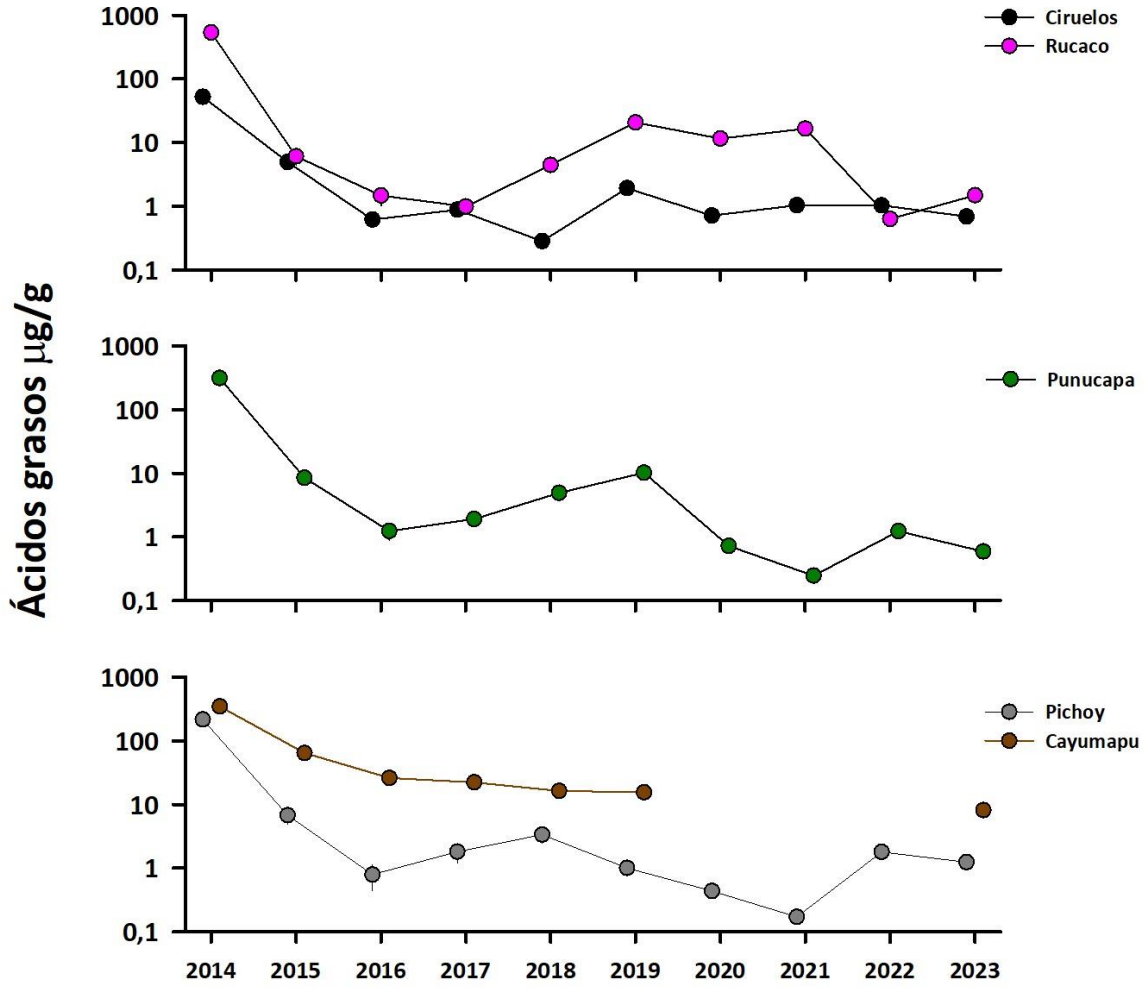


Figura 3.5.20. Comparación de la variabilidad inter-anual de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

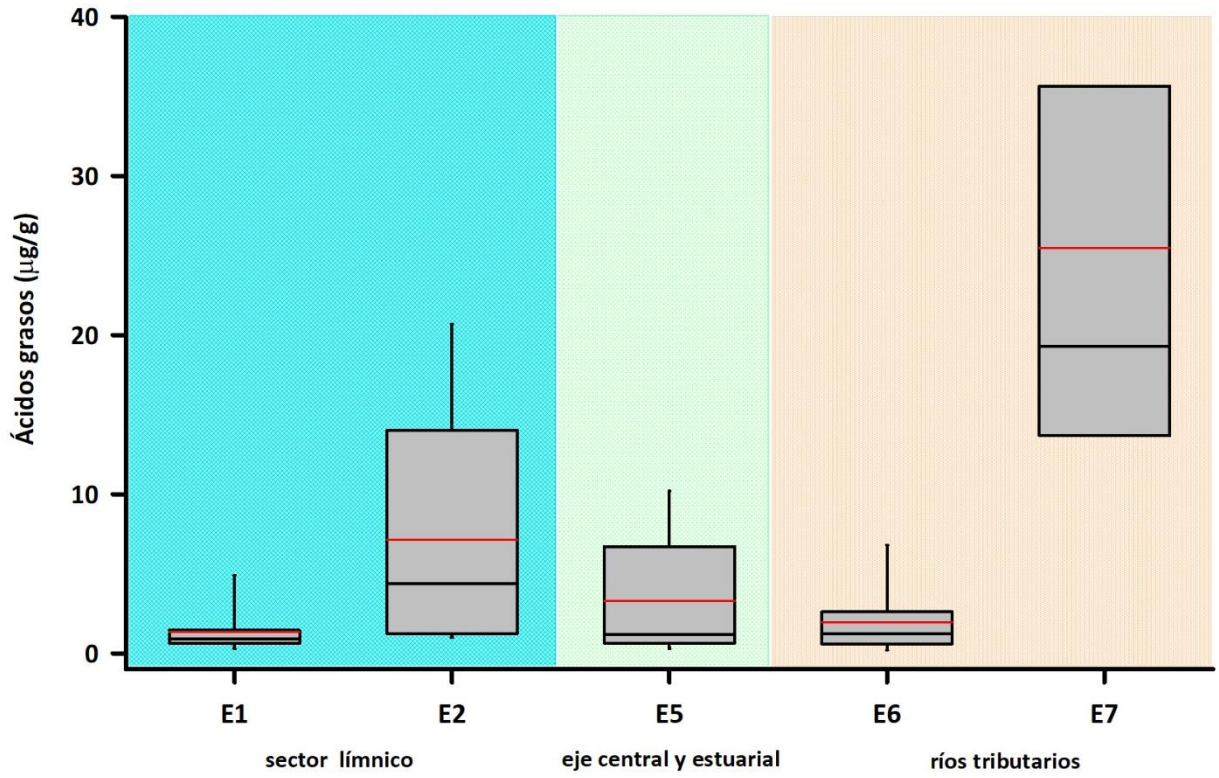


Figura 3.5.21. Comparación de la variabilidad espacial de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

AOX y EOX

La Figura 3.5.22 y 3.5.23 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 2023.

Las concentraciones más altas (>100 µg/g) de AOX han sido detectadas en los sedimentos subacuáticos de Rucaco, particularmente durante los años 2014, 2020 y 2021, y en Cayumapu durante el año 2015 y 2023 (Fig. 3.5.22 y 3.5.23). Durante el año 2022, las concentraciones de AOX en los sedimentos de Rucaco fueron las más bajas medidas desde el año 2014 y similares a las de Ciruelos, sin embargo, durante el año 2023, estas volvieron a aumentar (Fig. 3.5.22). 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 de Ciruelos y el río Pichoy (<40 µg/g). No obstante esto, los sedimentos

de esta última estación presentaron un alza importante (*circa* 100 µg/g) en las concentraciones de AOX durante abril 2022, pero estas disminuyeron durante la campaña 2023 (Fig. 3.5.22).

Durante todo el período de estudio (2014-2023), no se han registrado EOX en los sedimentos subacuáticos del HRC (Tabla 13 del ANEXO 2 de este Capítulo). El valor de detección utilizado en los análisis es 0,30 µg/g.

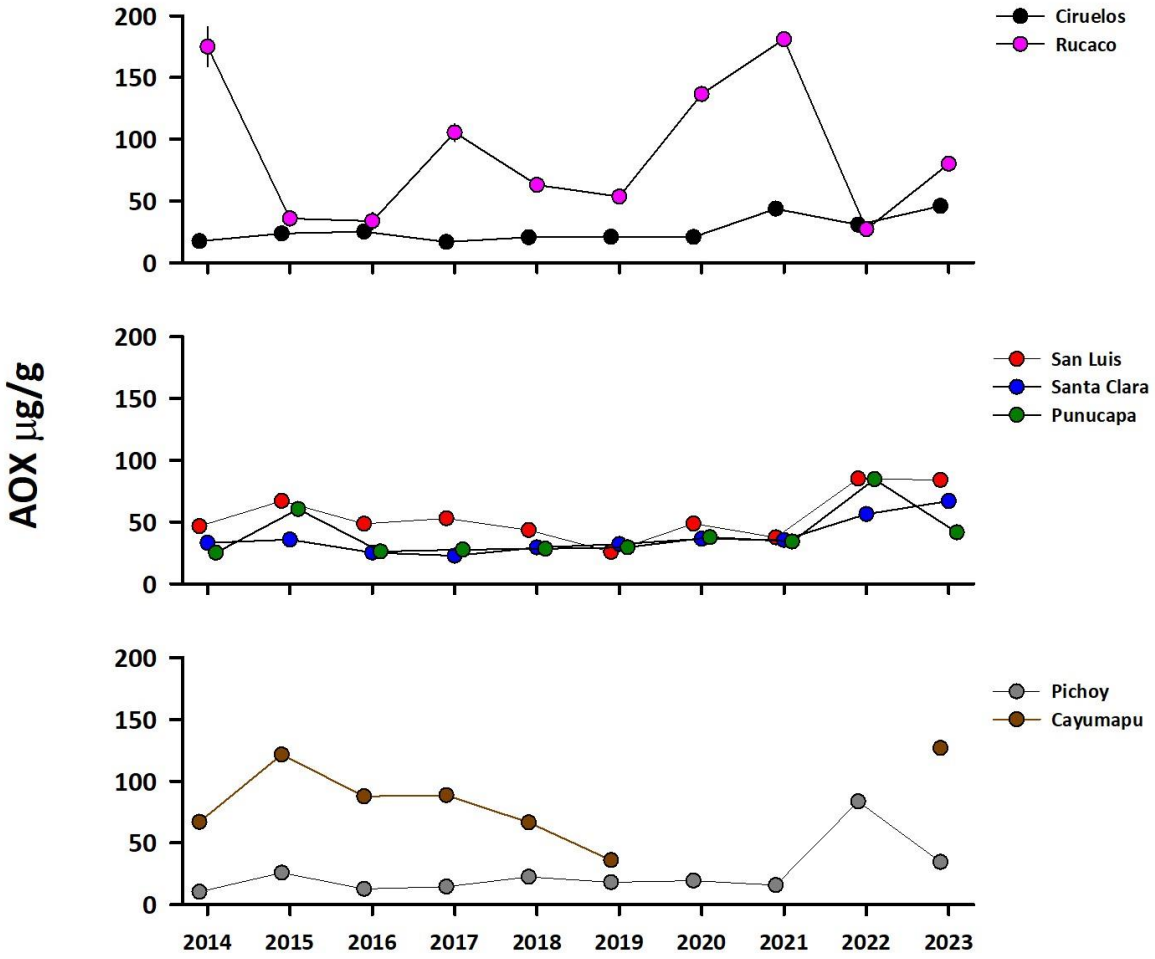


Figura 3.5.22. Comparación de la variabilidad interanual de las concentraciones de AOX en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

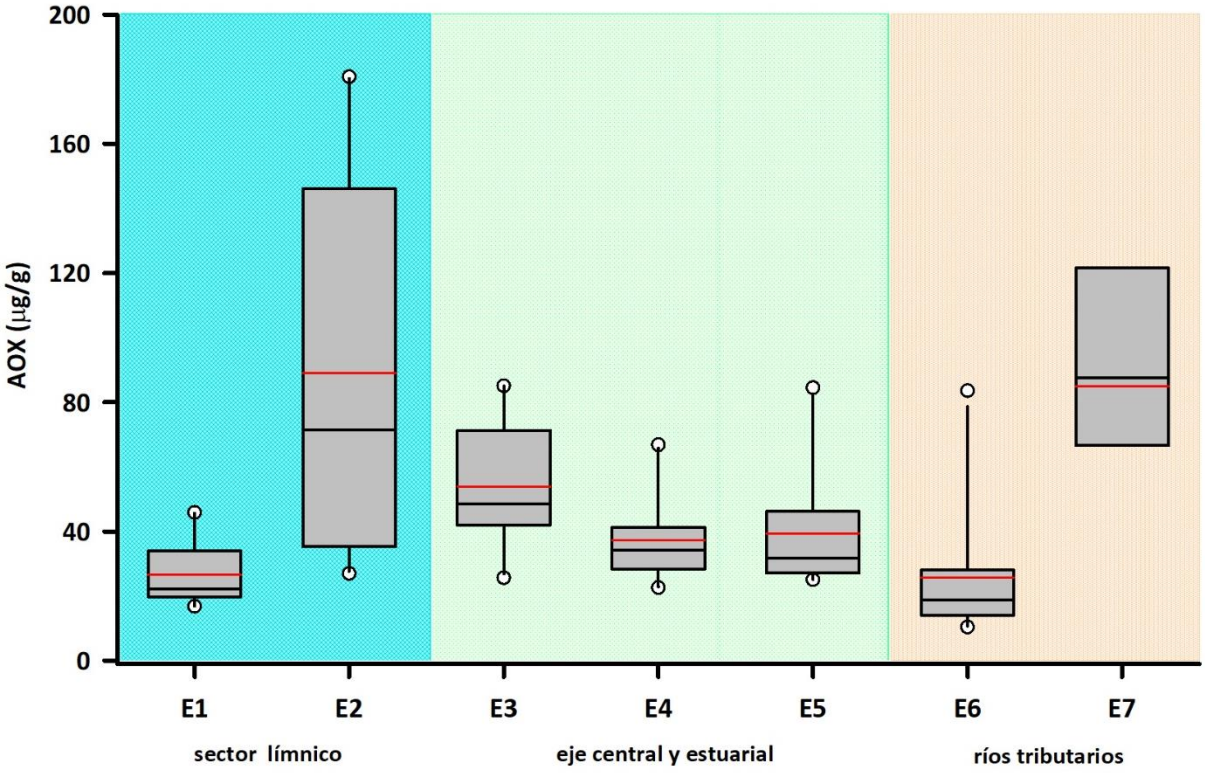


Figura 3.5.23. Comparación de la variabilidad espacial de las concentraciones de AOX en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico univariado

Las concentraciones de Ácidos grasos de los sedimentos del área de estudio presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) en cuanto a variabilidad temporal y espacial se refiere (Tabla 3.5.4), estas fueron más altas durante el año 2014 y en el río tributario Cayumapu. Por su parte, las concentraciones de AOX solo presentaron variabilidad espacial, siendo significativamente más altas ($p>0,05$) en Rucaco y Cayumapu que en el resto de las estaciones del área de estudio (Tabla 3.5.4).

Tabla 3.5.4. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias interanuales (Años) y espaciales (Estaciones) en las concentraciones de Á cidos grasos y AOX de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a años (2014-2023) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Á. grasos (*)	Año	9	26,420	2,936	17,257	**<0,001**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	6	7,150	1,192	7,005	**<0,001**	Ca>Ci=Ru=SL=SC=Pu=Pi
	Error	43	7,314	0,170			
	Total	58	42,826	0,738			
AOX (*)(**)	Año	9	0,790	0,088	2,595	0,183	
	Estación	6	2,733	0,456	13,466	**<0,001**	Ca=Ru>Ci=SL=SC=Pu=PI
	Error	51	1,725	0,034			
	Total	66	5,122	0,078			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

3.5.4. DIOXINAS Y FURANOS (EN EQTS) Y EQUIVALENTES TÓXICOS TOTALES

Las Figuras 3.5.24 a 3.5.29 y Tablas 14 a 16 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal (2014 - 2023) en las concentraciones de Dioxinas y Furanos (ambos expresados en unidades de Equivalentes tóxicos) y Equivalentes tóxicos totales (suma de Dioxinas y Furanos), presentes en los sedimentos subacuáticos del área de estudio. Los análisis estadísticos están basados en datos provenientes de estaciones, que han mostrado continuidad de muestreo desde el año 2014 al 2023.

En términos generales, las concentraciones más altas de Dioxinas fueron registradas en sedimentos de las estaciones Rucaco, San Luis y Cayumapu (Fig. 3.5.24 a 3.5.29). No obstante, lo anterior; durante el período 2015 - 2017, las concentraciones de Dioxinas fueron similares en los sedimentos de Ciruelos y Rucaco, situación también observada durante los años 2022 y 2023, cuando las concentraciones de estos compuestos fueron unas de las más bajas hasta ahora estimadas (Fig. 3.5.24).

Durante el período 2014 - 2017, las concentraciones más altas de Dioxinas y Furanos en Equivalentes Tóxicos se detectaron en los sedimentos de la estación 3 (San Luis); posteriormente al año 2017, las concentraciones de tales variables disminuyeron notoriamente en los sedimentos de esta estación, la que dejó de ser muestreada a partir del año 2020 (Fig. 3.5.24 a 3.5.29).

Durante el año 2018, las concentraciones más altas de Dioxinas y Equivalentes tóxicos ocurrieron en los sedimentos de Rucaco, Punucapa y Cayumapu, a la vez que las concentraciones de Furanos fueron más altas en Ciruelos, Rucaco y Punucapa (Fig. 3.5.24 a 3.5.29).

Durante el período 2019 - 2021, Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos tuvieron concentraciones más altas en los sedimentos de Rucaco, a la vez que durante el año 2023 las concentraciones más altas de Dioxinas y Furanos y Equivalentes Tóxicos, ocurrieron en los sedimentos de Cayumapu (Fig. 3.5.24 a 3.5.29).

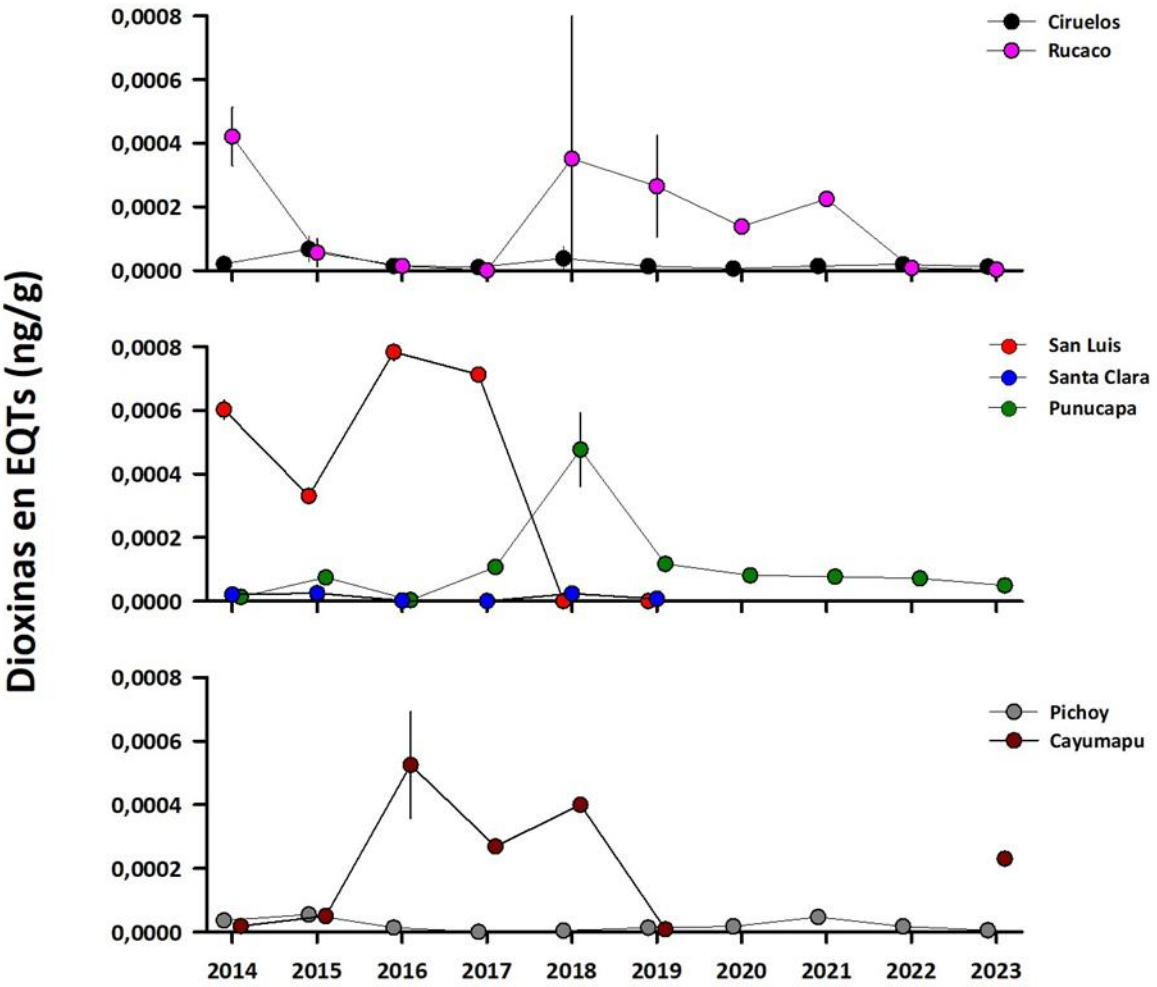


Figura 3.5.24. Comparación de la variabilidad inter-anual de las concentraciones de Dioxinas en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC. Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 a 2023, no se obtuvieron réplicas y dejó de muestrearse en los sedimentos de San Luis y Santa Clara.

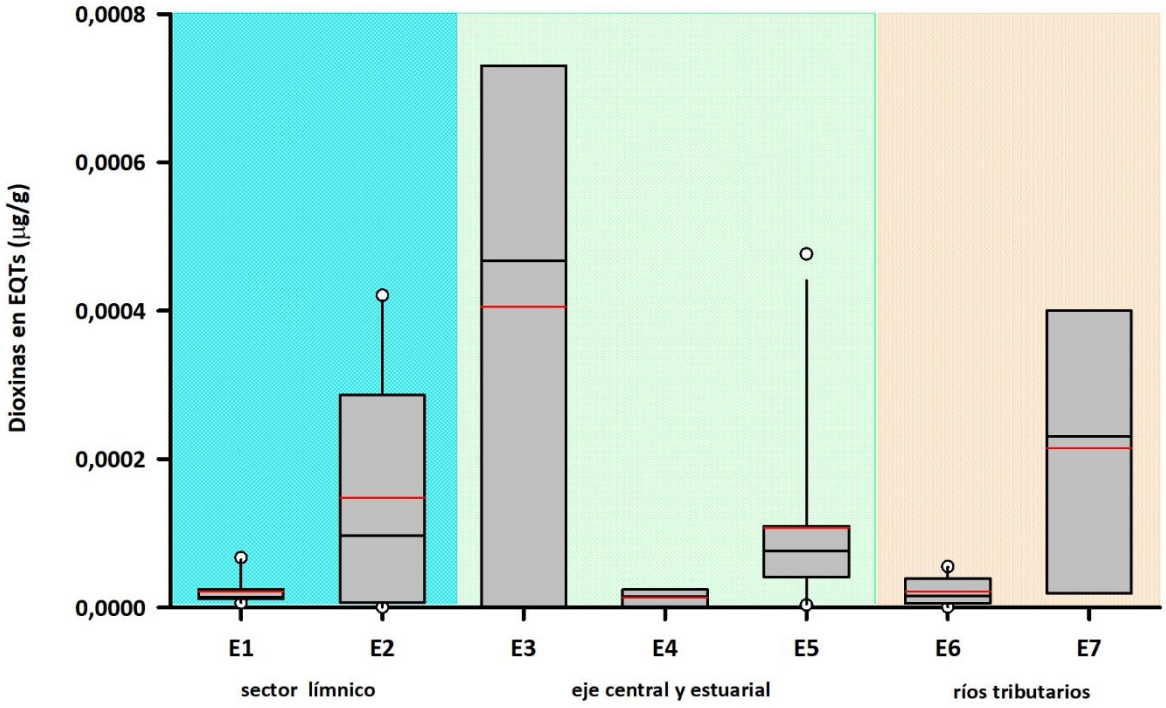


Figura 3.5.25. Comparación de la variabilidad espacial de las concentraciones de Dioxinas en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

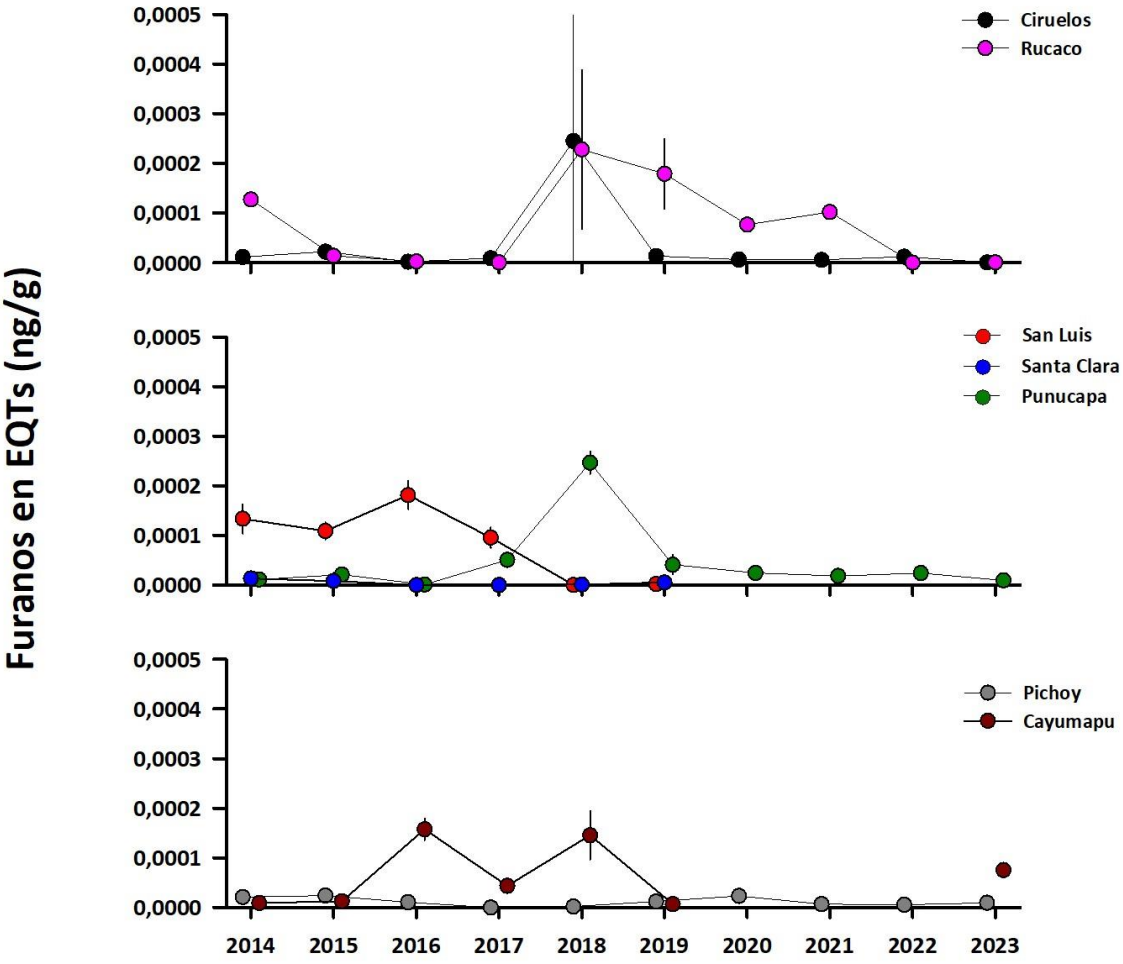


Figura 3.5.26. Comparación de la variabilidad interanual de las concentraciones de Furanos en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y río tributario del HRC. Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 a 2023, no se obtuvieron réplicas y dejó de muestrearse en los sedimentos de San Luis y Santa Clara.

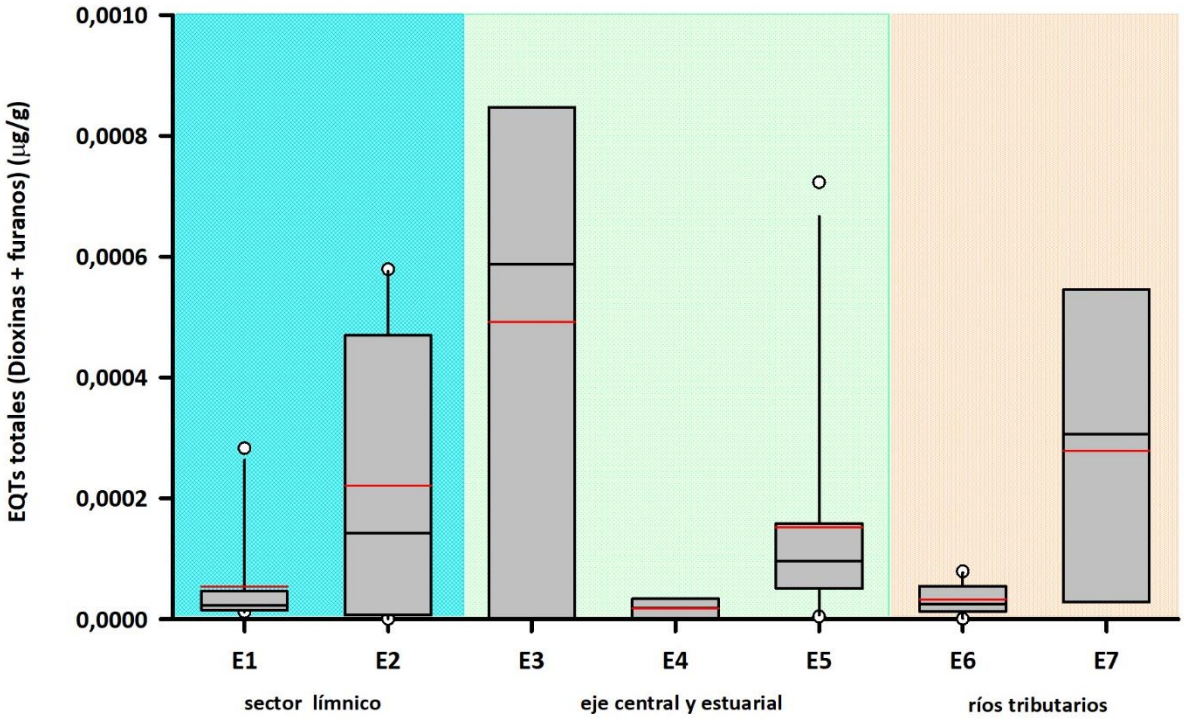


Figura 3.5.27. Variabilidad espacial de las concentraciones de Furanos en EQTs registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

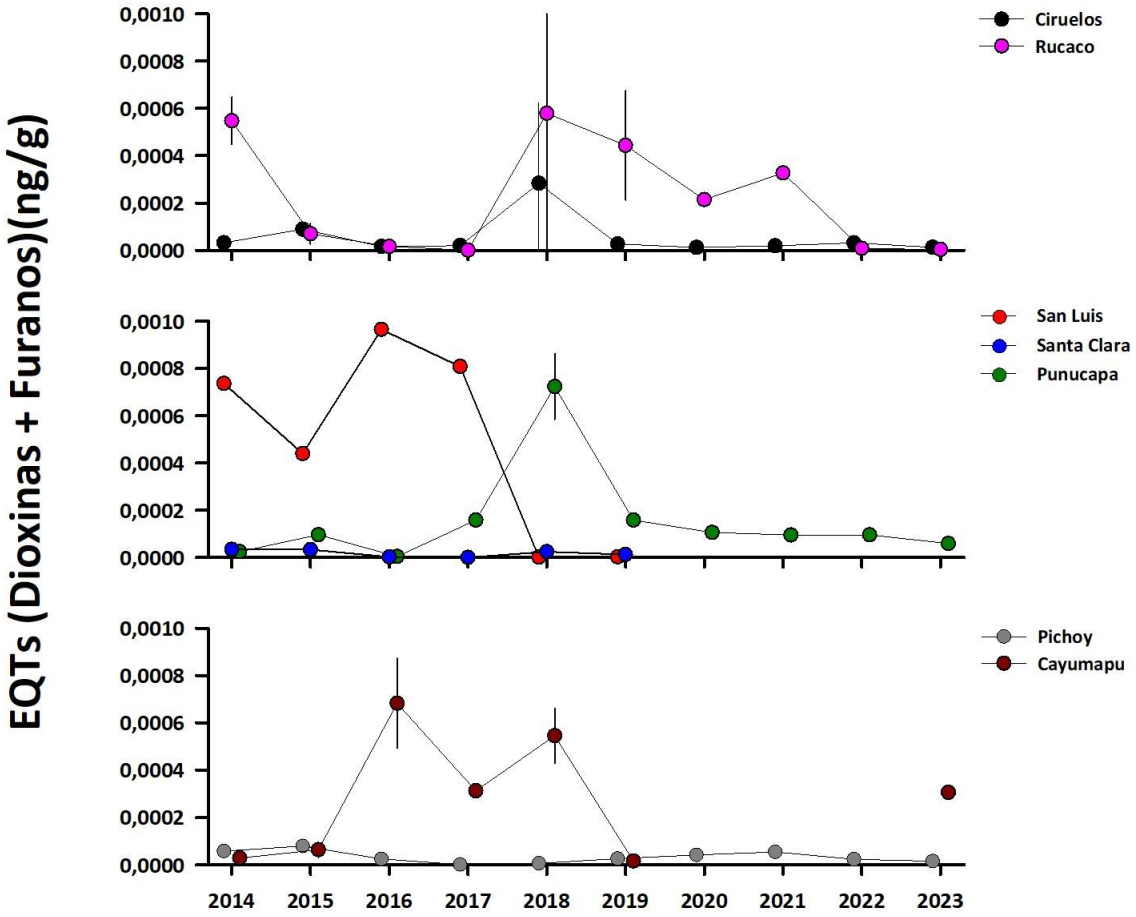


Figura 3.5.28. Variabilidad inter-anual de las concentraciones de Equivalentes tóxicos (Dioxinas + Furanos) registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y río tributario del HRC. Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante los años 2020 a 2023, no se obtuvieron réplicas y dejó de muestrearse en los sedimentos de San Luis y Santa Clara.

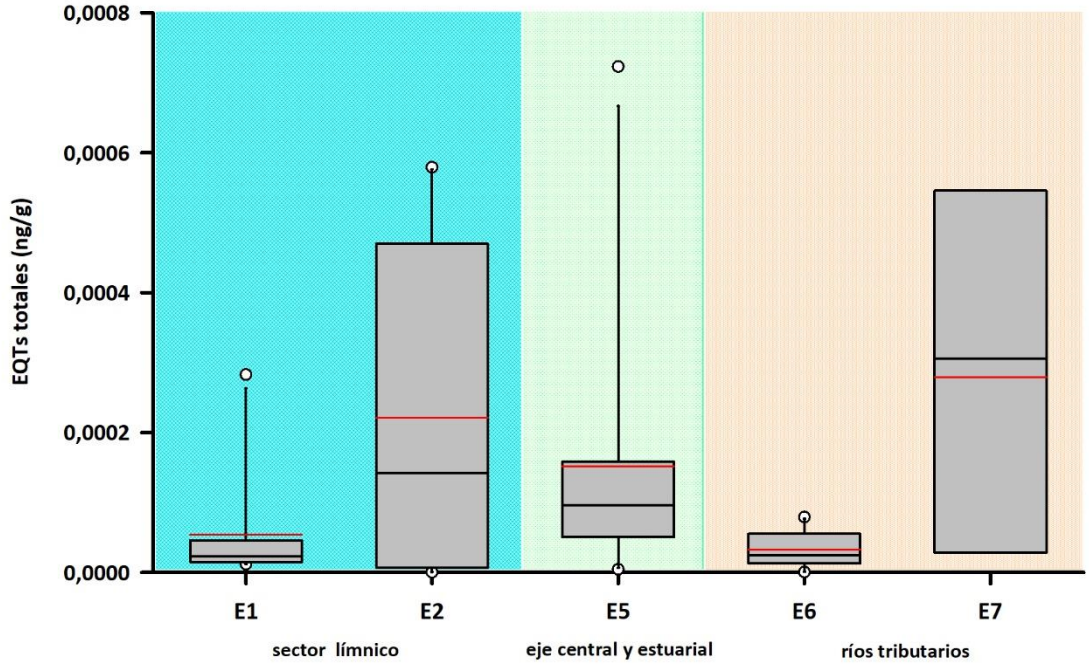


Figura 3.5.29. Variabilidad espacial de las concentraciones de Equivalentes tóxicos totales registradas en los sedimentos subacuáticos de los sectores límnico, eje central y ríos tributarios del HRC.

Análisis estadístico univariado

Si bien, en las figuras anteriores se presentan las concentraciones de Dioxinas y Furanos en EQTs y EQTs totales de las estaciones San Luis y Rucaco, estas no se incluyeron en los análisis estadísticos, ya que estas estaciones fueron muestreadas solo hasta el año 2019, posterior a ello no se obtuvieron datos.

Las concentraciones de Dioxinas en EQTs de los sedimentos del área de estudio, presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) en cuanto a variabilidad espacial se refiere (Tabla 3.5.5), estas fueron más altas en el río Cayumapu que en Ciruelos y Pichoy. Por su parte, las concentraciones Furanos y EQTs totales, no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los factores analizados (Tabla 3.5.5).

Tabla 3.5.5. Resumen de ANDEVA factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias interanuales (Años) y espaciales (Estaciones) en las concentraciones de Dioxinas y Furanos expresados en equivalentes tóxicos y EQTs totales de los sedimentos subacuáticos del HRC. La fuente de variación corresponde a años (2014-2023) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; Pu=Punucapa; Pi=Pichoy y Ca=Cayumapu). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Dioxinas en EQTs (*)(**)	Año	9	4,208	0,468	1,005	0,456	
	Estación	4	5,209	1,302	2,800	**0,042**	Ca>Ci=Pi; Ca=Ru=Pu
	Error	33	15,350	0,465			
	Total	46	24,548	0,534			
Furanos en EQTs (*)(**)	Año	9	11,337	1,260	0,726	0,682	
	Estación	4	3,409	0,852	0,491	0,742	
	Error	33	57,255	1,735			
	Total	46	71,672	1,558			
EQTs totales	Año	9	5,424	0,603	1,229	0,311	
	Estación	4	4,102	1,025	2,092	0,104	
	Error	33	16,177	0,490			
	Total	46	25,542	0,555			

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Presencia & ausencia de congéneres de Dioxinas y Furanos

La Tabla 3.5.6 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu, durante el período 2014 - 2023 (diez muestreos anuales). Ya que tales congéneres se presentan en orden descendiente de 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 nueve campañas de muestreo. A su vez, la Figura 3.5.30 muestra las concentraciones de la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD y de los Furanos 2.3.7.8 TCDF y 1.2.3.7.8 PeCDF, en los sedimentos.

Durante el período 2014 - 2023, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en los sedimentos subacuáticos de las cinco estaciones de monitoreo (Fig. 3.5.30). A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD fue detectada en los sedimentos de Rucaco (tres veces), Punucapa (una vez), Pichoy (una vez) y Cayumapu (tres veces) (Tabla 3.5.6. y Fig. 3.5.30); esta Dioxina no fue detectada en los sedimentos del área de estudio durante el año 2023 (Fig. 3.5.30).

Durante el mismo período anteriormente señalado, el Furano 2.3.7.8 (TCDF) se detectó en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos (una vez), Rucaco (cinco veces), Pichoy (una vez) y Cayumapu (tres veces) (Tabla 3.5.6 y Fig. 3.5.30). A su vez, el Furano 1.2.3.7.8 (PeCDF), fue detectado en Ciruelos (dos veces), Rucaco (cinco veces), Punucapa (dos veces), Pichoy (una vez) y Cayumapu (tres veces) (Tabla 3.5.3 y Fig. 3.5.16). Solo el Furano 1.2.3.7.8-PeCDF fue detectado durante la campaña de abril del año 2023, en los sedimentos de la estación Cayumapu (Fig. 3.5.30).

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 3.5.6).

Tabla 3.5.6. Número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en relación al total de durante el período 2014-2023.

compuestos	Ciruelos	Rucaco	Punucapa	Pichoy	Cayumapu
Dioxinas					
2.3.7.8-TCDD	0	0	0	0	0
1.2.3.7.8-PeCDD	0	3	1	1	3
1.2.3.4.7.8-HxCDD	6	6	6	4	4
1.2.3.6.7.8-HxCDD	5	6	8	3	6
1.2.3.7.8.9-HxCDD	6	6	8	5	6
1.2.3.4.6.7.8-HpCDD	9	9	10	8	6
OCDD	10	10	10	10	7
Furanos					
2.3.7.8-TCDF	1	5	0	1	3
1.2.3.7.8-PeCDF	2	4	2	1	3
2.3.4.7.8-PeCDF	1	3	1	0	2
1.2.3.4.7.8-HxCDF	1	4	1	1	4
1.2.3.6.7.8-HxCDF	2	3	2	1	4
1.2.3.7.8.9-HxCDF	4	6	7	5	4
2.3.4.6.7.8-HxCDF	7	4	7	6	5
1.2.3.4.6.7.8-HpCDF	10	8	10	8	7
1.2.3.4.7.8.9-HpCDF	4	5	4	4	5
OCDF	8	8	4	5	6

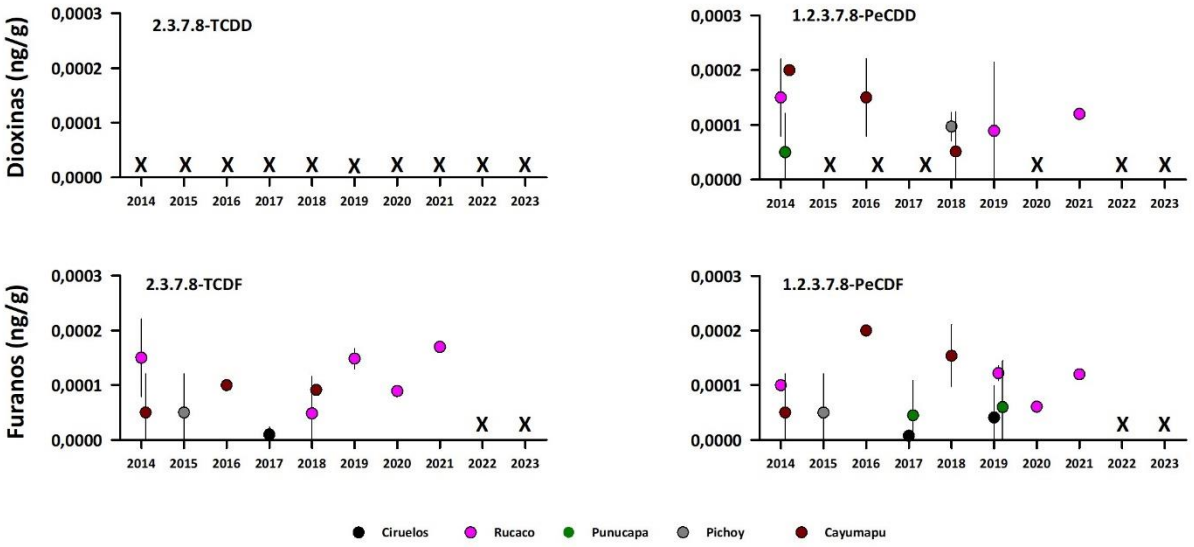


Figura 3.5.30. Concentraciones de Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (gráfico superior) y Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (gráfico inferior) en los sedimentos subacuáticos del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar, con excepción de los años 2020 al 2023 (n=1). X = sin detección.

3.5.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Análisis estadísticos multivariados

El resultado del Análisis de Componentes Principales (ACP), realizado tanto para las comparaciones inter anuales (2014 al 2023) como para las espaciales (estaciones 1 a 6), muestra que los dos primeros componentes principales explican el 55 % de la varianza total existente en la base de datos analizada. Las Figuras 3.5.31 y 3.5.32 muestran los resultados agrupados por años y estaciones de muestreo, respectivamente.

Comparación entre años (2014 al 2023)

El resultado del análisis por años (Fig. 3.5.31) muestran que no existe diferenciación inter anual estadísticamente significativa (PERMANOVA R^2=0,23; p=0,203),

con elipses anuales muy mezcladas, lo que demuestra una alta estabilidad temporal para esta matriz ambiental durante el período 2014-2023.

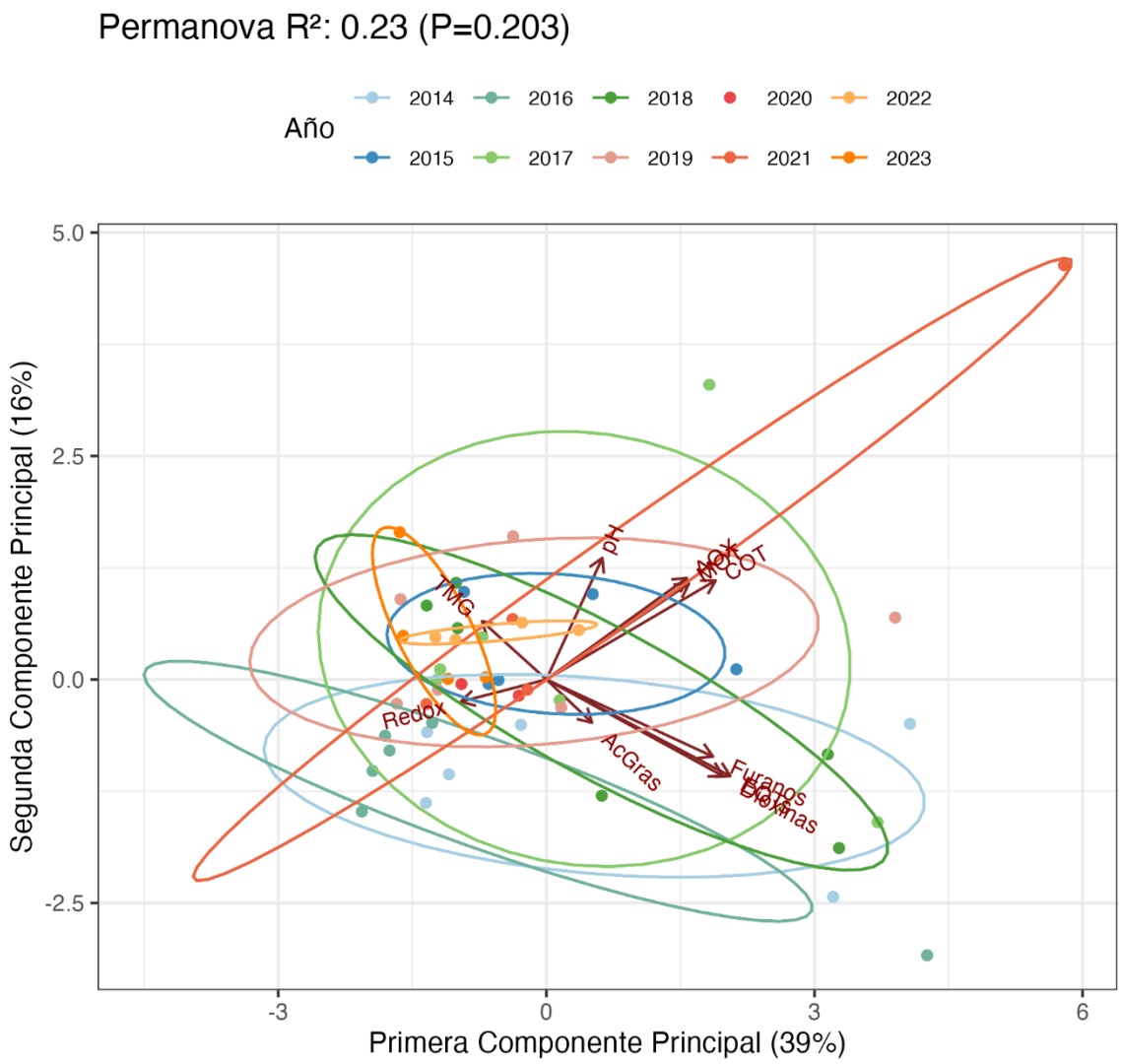


Figura 3.5.31. Biplot resultado del ACP para el total de parámetros analizados en los sedimentos subacuáticos: puntajes agrupados por años de muestreo (2014 a 2023). Los porcentajes de varianza explicada por cada componente se indican en los ejes X e Y.

Los resultados de un análisis de tendencias de Mann y Kendall, revelaron que solo las concentraciones de Dioxinas y Equivalentes Tóxicos mostraron tendencias temporales estadísticamente significativas (al descenso) para el periodo analizado (Tau<1 y p<0,05; Tabla 3.5.7). Ninguno de los parámetros analizados mostró tendencias ascendentes estadísticamente significativas entre 2014 y 2023.

Tabla 3.5.7. Resultado de la prueba de Mann y Kendall para el análisis de tendencias en parámetros medidos durante el período 2024 - 2023 (variabilidad inter anual) en sedimentos. No se detectaron tendencias ascendentes estadísticamente significativas. Los valores en negrilla tienen significancia estadística (p<0,05) pero tendencia descendente (Tau<0).

Parámetro	Tau	valor-p
pH	0,0000	1,0000
Potencial Redox	-0,2000	0,4743
Tamaño medio del grano de arena	0,2889	0,2831
Materia orgánica total	0,2000	0,4743
Carbono orgánico total	0,1798	0,5296
Ácidos grasos	-0,4222	0,1074
AOX	0,3778	0,1524
Dioxinas	**-0,6889**	**0,0073**
Furanos	-0,4667	0,0736
Equivalentes Tóxicos	**-0,6444**	**0,0123**

Comparación espacial (estaciones 1 a 6)

En contraste a los resultados del ACP inter-anual, los resultados del análisis por estaciones de muestreo, revelan una diferenciación significativa (p<0,05) entre sus respectivas elipses (PERMANOVA R^2=0,31; p<0,005), con una segregación clara de las estaciones 2 (Rucaco) y 3 (San Luis) (Fig. 3.5.32). Esto debido a: i) concentraciones más altas de AOX, materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (TOC) y pH más alcalinos (pH) en los sedimentos de Rucaco (estación 2); y ii) concentraciones más altas de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos (EQTs) en los sedimentos de la estación San Luis (estación 3).

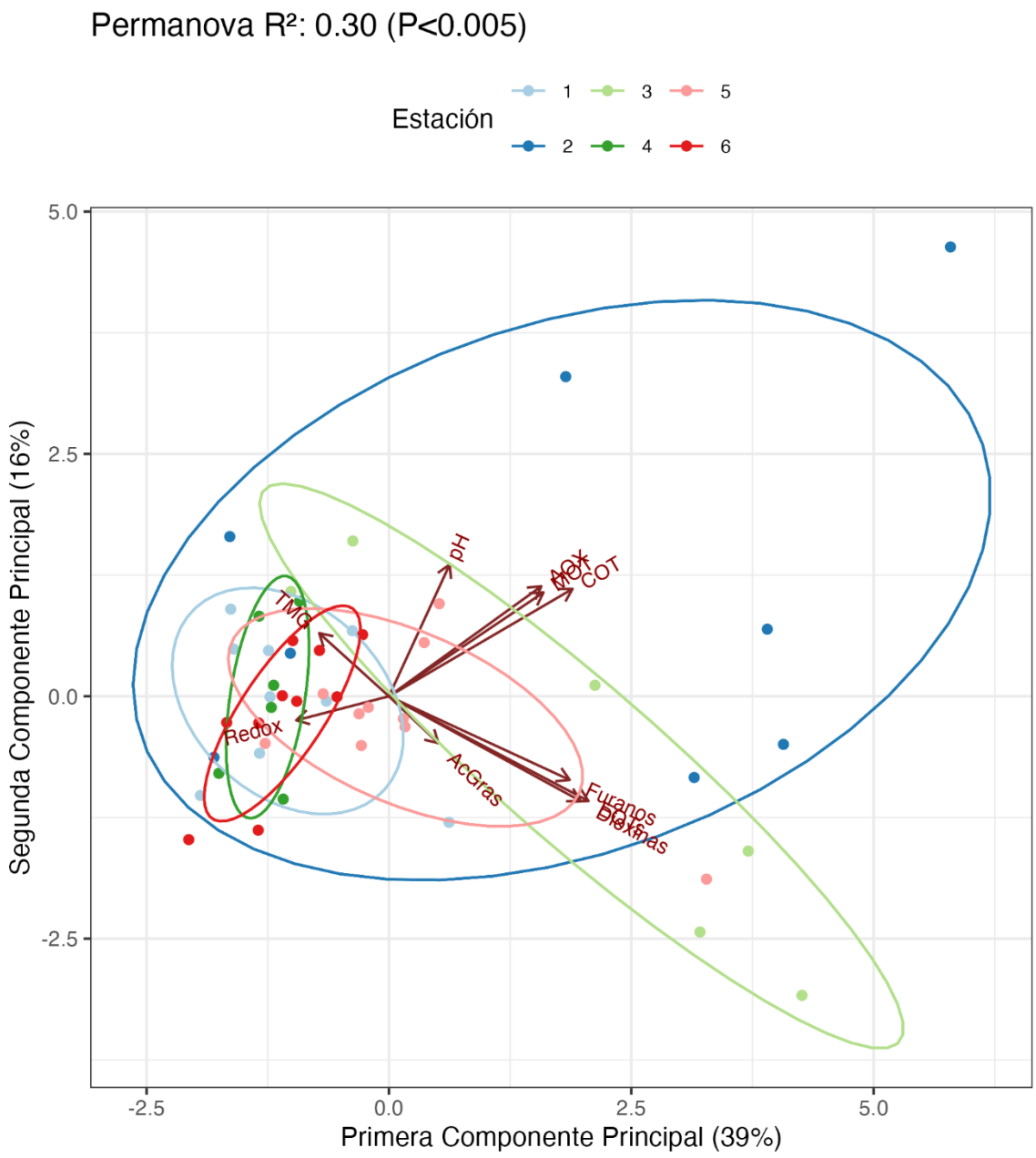


Figura 3.5.32. Biplot resultante del ACP para el total de parámetros analizados en los sedimentos subacuáticos: puntajes agrupados por estaciones de muestreo (1 a 6). Los porcentajes de varianza explicada por cada componente se indican en los ejes X e Y.

CONCLUSIONES

• La arena (63-2000 micrones) fue la fracción textural de mayor representación en los sedimentos subacuáticos del área de estudio durante el período 2014-2023. No obstante, durante la campaña realizada en abril 2022, esta fracción textural disminuyó, en casi todas las estaciones, excepto en Rucaco, aumentando proporcionalmente la fracción fango, particularmente en los sedimentos de San Luis y Santa Clara. Caso contrario ocurrió durante la campaña de abril 2023, donde la fracción arena aumento en todas las estaciones, excepto en Rucaco donde esta disminuyo significativamente.

• En términos generales, el pH y el Redox no presentaron tendencias espacio-temporales, el primero fue más bajo en Cayumapu, mientras que el Redox presento valores más negativos en San Luis y Cayumapu.

• Los Ácidos grasos presentaron tendencias interanuales, disminuyendo sus concentraciones desde el inicio de este Programa de Monitoreo, a la fecha.

• Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron Ácidos Resínicos en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2023.

• Hasta el año 2021, las concentraciones de AOX fueron más altas en los sedimentos de Rucaco; durante el año 2022, la concentración de este compuesto disminuyó en este sitio, siendo similar a la medida en Ciruelos e inferior a las estimadas para San Luis, Santa Clara, Punucapa y Pichoy (el sitio con la mayor concentración de AOX durante el año 2022). Durante el año 2023 este compuesto aumento sus concentraciones en Rucaco, siendo similares a las estaciones que se encuentran en el eje central del río Cruces y el tributario Pichoy, por su parte, en el río Cayumapu se registraron las mayores concentraciones. Es necesario poner atención al hecho de que las concentraciones más altas de AOX, han ocurrido en los sedimentos subacuáticos ubicados aguas abajo de las instalaciones de Arauco (Rucaco) y en los ríos tributarios (Pichoy y Cayumapu).

• Dentro del periodo de monitoreo, no se detectaron EOX en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2023.

• En términos generales, los sedimentos de Rucaco y Cayumapu, han sido los que han mostrado las concentraciones más altas de Dioxinas y Furanos (expresadas en EQTs) y Equivalentes Tóxicos totales. En comparación con años anteriores, las concentraciones de estos compuestos durante el año 2023 fueron más bajas, con excepción de los valores calculados para los sedimentos de Cayumapu.

• Durante el año 2023, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en los sedimentos subacuáticos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu, tendencia que se ha repetido desde el año 2014. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD no fue detectada en los sedimentos del área de estudio durante el año 2023, pero sí durante los años 2014 (en Rucaco, Punucapa y Pichoy), 2016 (en Cayumapu), 2018 (en Pichoy y Cayumapu), 2019 y 2021 (en Rucaco). Durante el período 2014-2021, los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en los sedimentos de Ciruelos, Rucaco, Punucapa, Pichoy y Cayumapu, a la vez que, durante los años 2022 y 2023, no fueron detectados en el área de estudio.

• 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 diferenciación espacial significativa, con ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre años: espacialmente los sedimentos de Rucaco y Cayumapu (estaciones 2 y 7) mostraron mayores concentraciones de AOX, materia orgánica y carbono orgánico total y ácidos grasos, mientras que los de San Luis (estación 3) mostraron 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 (período 2014 - 2023), 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-2014
2 (sector Rucaco)	07-abr-2014
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-2014
4 (sector Santa Clara)	09-abr-2014
5 (sector Punucapa)	09-abr-2014
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-2014
7 (río Cayumapu)	10-abr-2014

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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	07-abr-2015
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	04-abr-2016
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-2017
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	16-abr-2018
7 (río Cayumapu)	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
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	15-abr-2019
7 (río Cayumapu)	15-abr-2019

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

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

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

Tabla 10. Estaciones y fechas de muestreos de calidad del sedimento durante abril del año 2023.

estaciones	**período de menor caudal**
Porción superior del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	20 -abril- 2023
2 (sector Rucaco)	20 -abril- 2023
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	19 -abril- 2023
4 (sector Santa Clara)	19 -abril- 2023
5 (sector Punucapa)	18 -abril- 2023
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	18 -abril- 2023
7 (río Cayumapu)	18 -abril- 2023

ANEXO 2

Tabla 1. Comparación interanual 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,7 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
7 (río Cayumapu)	4,0 (5,7)	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)
7 (río Cayumapu)	0,7 (1,5)	0,1 (0,1)	0,3 (0,3)

	grava (%)		
estaciones	**2020**	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	20,2 (36,9)	59,8 (6,7)	51,4 (8,8)
2 (sector Rucaco)	73,8 (10,4)	4,5 (4,8)	0,0 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	70,5 (19,7)	15,5 (29,8)	0,0 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	1,2 (2,1)	0,0 (0,0)
7 (río Cayumapu)			

	grava (%)
estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	55,1 (5,6)
2 (sector Rucaco)	91,2 (6,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	0,0 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)
7 (río Cayumapu)	0,0 (0,0)

Tabla 2. Comparación interanual 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	96,5 (1,1)	93,2 (2,4)	97,2 (1,9)
7 (río Cayumapu)	17,6 (4,8)	18,4 (4,6)	19,5 (22,7)

	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	16,1 (7,4)	94,8 (4,0)	93,2 (2,7)
7 (río Cayumapu)	2,3 (1,5)	11,0 (12,3)	4,2 (2,5)

Estaciones	arena (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	74,6 (35,9)	27,0 (6,1)	47,3 (8,6)
2 (sector Rucaco)	25,5 (10,4)	32,3 (13,5)	95,7 (1,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	15,2 (11,0)	55,8 (14,7)	33,2 (4,3)
4 (sector Santa Clara)	94,6 (3,1)	97,1 (0,8)	30,5 (12,9)
5 (sector Punucapa)	42,3 (13,6)	19,0 (10,9)	16,9 (11,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	93,4 (4,1)	88,1 (5,3)	58,7 (27,9)
7 (río Cayumapu)			

Estaciones	arena (%) 2023
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	40,1 (3,4)
2 (sector Rucaco)	8,4 (5,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	23,2 (7,2)
4 (sector Santa Clara)	98,6 (1,1)
5 (sector Punucapa)	74,6 (11,8)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	91,8 (2,0)
7 (río Cayumapu)	3,1 (2,0)

Tabla 3. Comparación interanual 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,2)	6,1 (2,1)	0,5 (0,0)
7 (río Cayumapu)	42,1 (6,0)	57,1 (24,1)	26,0 (7,8)

	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	75,6 (5,5)	1,0 (1,2)	1,8 (2,2)
7 (río Cayumapu)	76,3 (5,9)	62,1 (21,3)	86,1 (6,1)

Estaciones	fango (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,8 (0,9)	5,6 (1,4)	0,4 (0,4)
2 (sector Rucaco)	0,1 (0,2)	30,5 (12,4)	2,4 (1,5)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	11,0 (7,3)	17,0 (14,3)	51,1 (1,2)
4 (sector Santa Clara)	1,1 (0,8)	0,1 (0,0)	57,1 (16,0)
5 (sector Punucapa)	47,5 (16,5)	75,2 (11,1)	76,6 (10,7)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,5 (0,4)	2,4 (1,7)	28,4 (23,7)
7 (río Cayumapu)			

Estaciones	fango (%) 2023
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,5 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,1 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	63,1 (6,3)
4 (sector Santa Clara)	0,3 (0,4)
5 (sector Punucapa)	16,9 (10,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	2,4 (0,9)
7 (río Cayumapu)	85,2 (8,0)

Tabla 4. Comparación interanual 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,0 (0,8)	0,7 (0,3)	2,3 (1,9)
7 (río Cayumapu)	36,2 (5,2)	24,5 (28,4)	54,6 (21,3)

	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	8,3 (2,4)	4,3 (3,9)	4,9 (2,0)
7 (río Cayumapu)	20,7 (5,3)	26,9 (14,7)	9,4 (3,7)

Estaciones	agregados biogénicos (%) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	4,3 (3,4)	7,6 (5,0)	0,9 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,6 (0,2)	32,7 (7,9)	1,9 (0,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,3 (1,4)	11,6 (6,5)	15,7 (3,3)
4 (sector Santa Clara)	4,3 (2,4)	2,7 (0,8)	12,5 (3,7)
5 (sector Punucapa)	10,2 (3,9)	5,7 (0,4)	6,6 (1,8)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	6,1 (4,3)	8,4 (4,2)	12,9 (4,4)
7 (río Cayumapu)			

Estaciones	agregados biogénicos (%) 2023
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	4,3 (4,8)
2 (sector Rucaco)	0,3 (0,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	13,7 (2,6)
4 (sector Santa Clara)	1,1 (0,7)
5 (sector Punucapa)	8,5 (4,3)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	5,8 (2,4)
7 (río Cayumapu)	11,8 (6,3)

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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	397,0 (7,0)	318,6 (7,7)	371,8 (3,0)
7 (río Cayumapu)	165,0 (35,4)	140,4 (29,6)	123,3 (0,6)

	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	191,2 (4,5)	340,5 (10,0)	346,6 (11,6)
7 (río Cayumapu)	SD	140,8 (1,2)	115,1 (7,8)

Estaciones	tamaño de la partícula de arena (µm)		
	2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	408,9 (101,4)	562,6 (43,4)	621,0 (76,4)
2 (sector Rucaco)	790,9 (39,7)	142,9 (16,2)	336,2 (56,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	392,8 (76,2)	304,2 (251,2)	177,0 (2,9)
4 (sector Santa Clara)	302,8 (11,5)	546,6 (27,5)	196,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	196,1 (13,7)	175,8 (21,1)	197,3 (21,1)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	360,2 (4,2)	323,4 (25,5)	292,9 (9,9)
7 (río Cayumapu)			

Estaciones	tamaño de la partícula de arena (µm)
	2023
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	574,3 (47,0)
2 (sector Rucaco)	1110,3 (150,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	232,2 (38,1)
4 (sector Santa Clara)	606,1 (33,1)
5 (sector Punucapa)	242,8 (9,6)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	360,3 (33,4)
7 (río Cayumapu)	114,2 (16,9)

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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	3,1 (0,0)	2,8 (0,8)	1,6 (0,1)
7 (río Cayumapu)	21,1 (2,7)	33,4 (19,7)	18,4 (0,4)

	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	12,3 (1,0)	2,0 (0,5)	3,1 (0,7)
7 (río Cayumapu)	26,6 (5,3)	26,2 (1,8)	15,5 (2,2)

	materia orgánica total (%)		
estaciones	**2020**	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	3,8 (1,4)	6,1 (1,1)	1,1 (0,2)
2 (sector Rucaco)	0,9 (0,3)	46,2 (9,6)	1,7 (0,1)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,9 (2,0)	15,2 (5,9)	18,1 (1,4)
4 (sector Santa Clara)	2,3 (0,3)	1,6 (0,1)	12,6 (3,7)
5 (sector Punucapa)	8,6 (0,6)	11,3 (6,6)	8,9 (1,4)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	6,9 (3,7)	12,9 (7,9)	5,2 (3,7)
7 (río Cayumapu)			

	materia orgánica total (%)
estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,4)
2 (sector Rucaco)	0,5 (0,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	29,0 (4,2)
4 (sector Santa Clara)	1,5 (0,7)
5 (sector Punucapa)	2,8 (0,7)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	2,3 (0,3)
7 (río Cayumapu)	18,9 (0,4)

Tabla 7. Comparación interanual 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,6 (0,1)	1,9 (0,1)	0,2 (0,0)
7 (río Cayumapu)	4,4 (0,5)	5,8 (0,1)	6,1 (0,4)

	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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,1 (0,0)	0,5 (0,0)	0,3 (0,0)
7 (río Cayumapu)	8,5 (0,3)	5,5 (0,1)	5,8 (0,2)

	carbono orgánico total (%)		
Estaciones	**2020**	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	1,5	2,3	0,6
2 (sector Rucaco)	8,8	13,2	0,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	2,5	2,4	7,3
4 (sector Santa Clara)	0,2	0,1	1,8
5 (sector Punucapa)	1,2	1,2	1,3
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,2	0,2	0,7
7 (río Cayumapu)			

	carbono orgánico total (%)
Estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,5
2 (sector Rucaco)	1,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	7,3
4 (sector Santa Clara)	0,2
5 (sector Punucapa)	1,0
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,5
7 (río Cayumapu)	6,6

Tabla 8. Comparación interanual 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**	**2022**
	abril	**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	7,2
2 (sector Rucaco)	6,6	SD	6,0	7,6	7,5	6,9	SD	7,8	7,4
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	6,9
4 (sector Santa Clara)	6,2	7,7	6,3	7,1	7,8	6,5	SD	7,5	7,0
5 (sector Punucapa)	6,7	7,4	6,3	7,1	7,7	6,8	SD	6,8	6,9
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)									
6 (río Pichoy)	6,1	7,0	5,6	7,2	7,6	7,0	SD	6,2	6,8
7 (río Cayumapu)	6,2	6,6	6,1	6,5	6,6	6,7			

Tabla 9. Comparación interanual de los valores promedio potencial óxido reducción (POR) 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**	**2022**
	abril	**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	-35,8
2 (sector Rucaco)	-17,1	SD	177,9	78,9	43,5	-213,5	SD	-32,8	-95,5
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	-88,5
4 (sector Santa Clara)	52,8	-0,6	207,5	8,2	97,9	-153,8	SD	278,8	-82,7
5 (sector Punucapa)	-104,4	-72,8	34,6	-4,8	38,9	-42,1	SD	-8,1	-97,1
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)									
6 (río Pichoy)	123	-67,5	187,3	-22,3	-104,7	250,2	SD	109,1	-139,8
7 (río Cayumapu)	-92,8	-158	-55,3	-8,1	105,5	-122,2			

	POR (mV)
estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	200,7
2 (sector Rucaco)	228,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	103,3
4 (sector Santa Clara)	-114,2
5 (sector Punucapa)	-24,7
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	-54,6
7 (río Cayumapu)	-119,8

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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	216,5 (28,1)	6,8 (2,1)	0,8 (0,4)
7 (río Cayumapu)	346,5 (9,8)	64,5 (0,4)	26,0 (3,3)

estaciones	Ácidos grasos (µg/g) 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,6)	3,4 (0,9)	1,0 (0,2)
7 (río Cayumapu)	22,3 (0,7)	16,3 (0,6)	15,5 (1,2)

estaciones	Ácidos grasos (µg/g) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,7	1,0	1,0
2 (sector Rucaco)	11,5	16,5	<1,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,7	0,3	1,2
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,4	0,2	1,8
7 (río Cayumapu)			

	Ácidos grasos (µg/g)
estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,7
2 (sector Rucaco)	1,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,6
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	1,2
7 (río Cayumapu)	8,2

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**	**2022**	**2023**
	abril	**abril**	**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)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)										
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	10,4 (0,9)	25,9 (3,2)	12,8 (4,1)
7 (río Cayumapu)	67,0 (5,9)	121,5 (0,1)	87,7 (4,6)

estaciones	AOX (µg/g) 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)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	14,6 (0,6)	22,5 (3,3)	18,1 (1,6)
7 (río Cayumapu)	88,6 (1,1)	66,6 (5,6)	36,0 (3,9)

estaciones	AOX (µg/g) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	20,8	43,6	30,7
2 (sector Rucaco)	136,5	180,8	27,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	48,6	37,5	85,1
4 (sector Santa Clara)	36,3	35,4	56,4
5 (sector Punucapa)	37,6	34,0	84,5
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	19,5	15,8	83,6
7 (río Cayumapu)			

	AOX (µg/g)
estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	45,9
2 (sector Rucaco)	80,1
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	83,9
4 (sector Santa Clara)	66,8
5 (sector Punucapa)	41,5
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	34,6
7 (río Cayumapu)	126,9

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**	**2022**	**2023**
	abril	**abril**	**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)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río cruces (área estuarial)										
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*	*				*

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

	Dioxinas en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000020 (0,000006)	0,000067 (0,000042)	0,000014 (0,000001)
2 (sector Rucaco)	0,000421 (0,000092)	0,000056 (0,000044)	0,000014 (0,000007)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000014 (0,000000)	0,000075 (0,000015)	0,000003 (0,000002)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000036 (0,000013)	0,000055 (0,000008)	0,000014 (0,000001)
7 (río Cayumapu)	0,000019 (0,000001)	0,000050 (0,000020)	0,000525 (0,000168)

	Dioxinas en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000010 (0,000002)	0,000038 (0,000040)	0,000013 (0,000015)
2 (sector Rucaco)	0,000000 (0,000000)	0,000351 (0,000484)	0,000265 (0,000160)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000108 (0,000022)	0,000477 (0,000115)	0,000117 (0,000008)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000001 (0,000000)	0,000004 (0,000001)	0,000014 (0,000000)
7 (río Cayumapu)	0,000269 (0,000016)	0,000400 (0,000068)	0,000009 (0,000011)

estaciones	Dioxinas en EQTs (ng/g) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000006	0,000014	0,000019
2 (sector Rucaco)	0,000138	0,000225	0,000008
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000081	0,000077	0,000072
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000018	0,000047	0,000018
7 (río Cayumapu)			

estaciones	Dioxinas en EQTs (ng/g) 2023
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,000012
2 (sector Rucaco)	0,000003
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,000050
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,000006
7 (río Cayumapu)	0,000231

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

	Furanos en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000011 (0,000000)	0,000022 (0,000007)	0,000002 (0,000001)
2 (sector Rucaco)	0,000127 (0,000008)	0,000014 (0,000001)	0,000002(0,000000)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000011 (0,000000)	0,000021 (0,000000)	0,000001 (0,000001)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000021 (0,000014)	0,000024 (0,000017)	0,000011 (0,000015)
7 (río Cayumapu)	0,000009 (0,000007)	0,000013 (0,000012)	0,000158 (0,000022)

	Furanos en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000009 (0,000002)	0,000245 (0,000301)	0,000013 (0,000017)
2 (sector Rucaco)	0,000000 (0,000000)	0,000228 (0,000160)	0,000179 (0,000071)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000051 (0,000004)	0,000246 (0,000023)	0,000041 (0,000019)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000000 (0,000000)	0,000002 (0,000000)	0,000012 (0,000001)
7 (río Cayumapu)	0,000044 (0,000013)	0,000146 (0,000049)	0,000007 (0,000008)

	Furanos en EQTs (ng/g)		
estaciones	**2020**	**2021**	**2022**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000006	0,000005	0,000012
2 (sector Rucaco)	0,000076	0,000102	0,000000
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000024	0,000018	0,000024
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000023	0,000007	0,000006
7 (río Cayumapu)			

	Furanos en EQTs (ng/g)
estaciones	**2023**
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,000004
2 (sector Rucaco)	0,000003
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,000009
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,000009
7 (río Cayumapu)	0,000075

Tabla 16. Concentraciones de Equivalentes Tóxicos totales (suma de dioxinas y furanos en equivalentes tóxicos) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	EQTs totales (ng/g)		
estaciones	**2014**	**2015**	**2016**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000032 (0,000006)	0,000089 (0,000035)	0,000016 (0,000001)
2 (sector Rucaco)	0,000548 (0,000100)	0,000070 (0,000043)	0,000016 (0,000007)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000025 (0,000000)	0,000096 (0,000015)	0,000004 (0,000003)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000057 (0,000027)	0,000079 (0,000025)	0,000025 (0,000016)
7 (río Cayumapu)	0,000028 (0,000008)	0,000063 (0,000033)	0,000683 (0,000190)

	EQTs totales (ng/g)		
estaciones	**2017**	**2018**	**2019**
	abril	**abril**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000019 (0,000000)	0,000283 (0,000341)	0,000026 (0,000031)
2 (sector Rucaco)	0,000000 (0,000000)	0,000579 (0,000644)	0,000444 (0,000231)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000158 (0,000025)	0,000723 (0,000138)	0,000158 (0,000028)
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000001 (0,000000)	0,000006 (0,000001)	0,000026 (0,000001)
7 (río Cayumapu)	0,000313 (0,000003)	0,000546 (0,000116)	0,000016 (0,000019)

estaciones	EQTs totales (ng/g) 2020	2021	2022
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,000012	0,000019	0,000031
2 (sector Rucaco)	0,000214	0,000327	0,000008
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
5 (sector Punucapa)	0,000106	0,000095	0,000096
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,000041	0,000054	0,000023
7 (río Cayumapu)			

estaciones	EQTs totales (ng/g) 2023
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)	
1 (sector Ciruelos)	0,000012
2 (sector Rucaco)	0,000003
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,000059
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,000015
7 (río Cayumapu)	0,000306

4. COMPONENTE BIOTICO

4.1. MACRÓFITAS ACUÁTICAS

4.1.1. ESTIMACION DE COBERTURA MEDIANTE SENSORES REMOTOS

ANTECEDENTES

Diversos 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). Estas especies cumplen distintas funciones ecosistémicas, entre las que destaca la importancia del Luchecillo, *Egeria densa* (Planch.) por su rol como alimento para las aves acuáticas herbívoras del humedal como los cisnes de cuello negro y las taguas. Además de su aporte al flujo de energía y materia orgánica de la cadena trófica del HRC, el Luchecillo es un elemento clave del funcionamiento de este humedal, pues sus plantas estabilizan los sedimentos bentónicos en los cauces del humedal. Es así como esta especie cumple un rol importante tanto en el flujo de energía y materia, 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 ha recopilado una serie de indicadores de sensores remotos que permiten modelar la distribución y cobertura de las principales plantas acuáticas de interés en el HRC. De igual manera se han obtenido registros de sensores remotos que permiten contar con 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 macrófitas acuáticas. La disminución en cobertura de esta especie se vio acompañada de 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 esta macrófita acuática en este ecosistema, así como de las otras macrófitas acuáticas dominantes en el humedal. A partir del sexto año del Programa de Monitoreo, se han observado cambios en la distribución espacial de las macrófitas acuáticas dominantes, particularmente para el caso de *Egeria densa* (Luchecillo) que ha mostrado disminuciones de 71% y 26% en la biomasa en pie en las temporadas estivales de 2020-2021 y 2021-2022 respectivamente, con una leve recuperación en la temporada estival de 2022-2023. Esto contrasta con *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce), que mostro una disminución de 95%, seguida de un aumento del 249%. De manera similar *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presento un aumento de 76% en su biomasa en pie, seguido de una disminución de un 15%. Sin embargo, estas dos especies presentaron disminuciones en cobertura que han impedido la estimación de la biomasa en pie en las temporadas estivales 2022-2023 y la presente temporada (2023-2024). Estos cambios revelan un alto grado de variación en distribución, cobertura y biomasa de los principales ítems tróficos de las aves herbívoras del humedal del Río Cruces.

En este contexto, el presente estudio analiza los resultados del noveno año del Programa de Monitoreo del HRC, correspondiente a la temporada estival del periodo 2023-2024. El presente Informe 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 (2016-

2023), con un foco en las plantas que son la base de alimentación de las aves herbívoras del humedal, a saber *Egeria densa*, *Potamogeton pusillus y Potamogeton lucens*, al igual que una especie introducida, *Ludwigia peploides,* debido a sus efectos alelopáticos sobre el Luchecillo, asi como *Schoenoplectus californicus*, la Totora, que también juega un rol importante en la estructura de las riberas del humedal. Adicionalmente, se evaluó y modeló la variación espacial y temporal en la biomasa del Luchecillo, dada su importancia como base trófica de los cisnes de cuello negro y taguas en el humedal. De esta forma, se modela y representa cartográficamente la distribución de estas especies a lo largo del HRC y se evalúa la variación en biomasa del Luchecillo. Ello contribuirá 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 la biomasa o standing stock de Luchecillo 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, Huiro palo, Huiro Verde, Clavito de Agua y Totora en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2015 y el año 2024.
- 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 en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2023 y el año 2024.

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

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

• Descripción de la idoneidad ambiental promedio para el Luchecillo y otras macrófitas 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 y otras macrófitas 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 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 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 Landsat 8, 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 y el periodo estival 2021-2022), 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 cobertura de las otras macrófitas acuáticas, durante la temporada estival 2023-2024 se utilizaron imágenes de sensores remotos y datos empíricos geo referenciados para describir estadísticamente la distribución y cobertura de estas especies. Además, se utilizaron muestras georreferenciadas de biomasa de Luchecillo 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. Para el presente estudio se utilizó una imagen Landsat 8 captada el 21 de enero de 2024.
- 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). Para ello se utilizó la imagen Landsat 8 captada el 21 de enero de 2024, utilizando la banda pancromática de esta escena para re-escalar las bandas de la imagen desde la resolución original de 30 m 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. Para el presente estudio se utilizó una imagen del 28 de marzo de 2024.

En concordancia con el diseño de estudio a largo plazo del humedal, el área de estudio tiene como punto central las coordenadas 40°19'20"S, 72°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 obtuvo una imagen del día 2 de enero de 2023, correspondientes a la celda 233/88 88 del sistema de referencia WRS2. En el caso del satélite Sentinel 2, se obtuvieron dos imágenes del día 28 de marzo de 2024, 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 enero de 2024, 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 28 de marzo de 2024, con una resolución de 10 m.

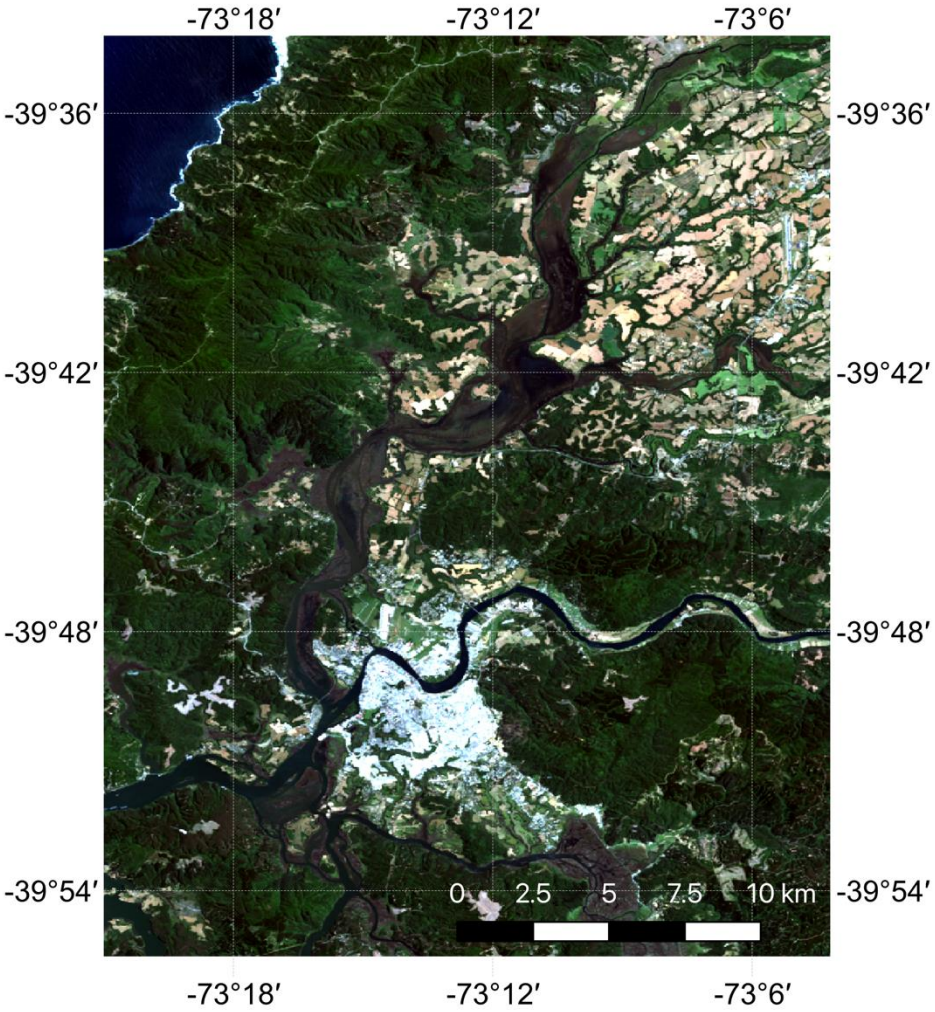


Figura 4.1.1. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 21 de enero de 2024. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 30 metros por pixel.

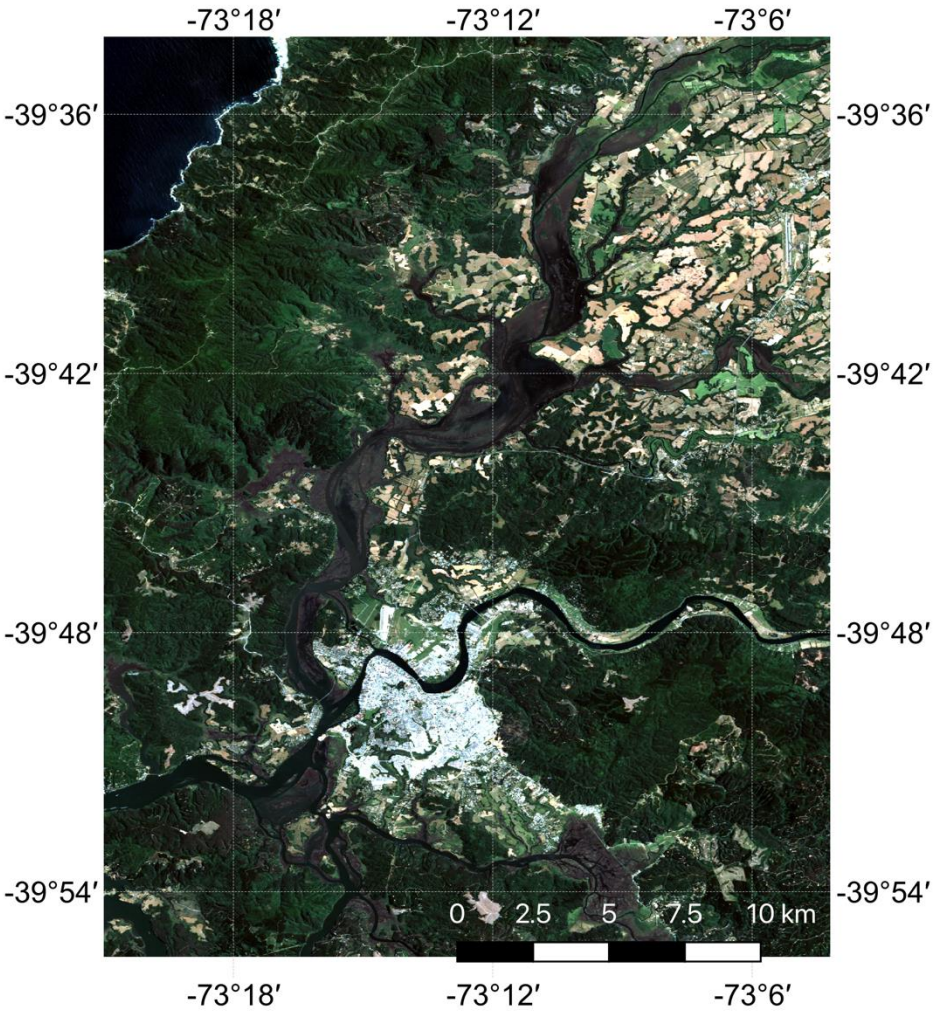


Figura 4.1.2. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 21 de enero de 2024. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 15 metros por pixel.

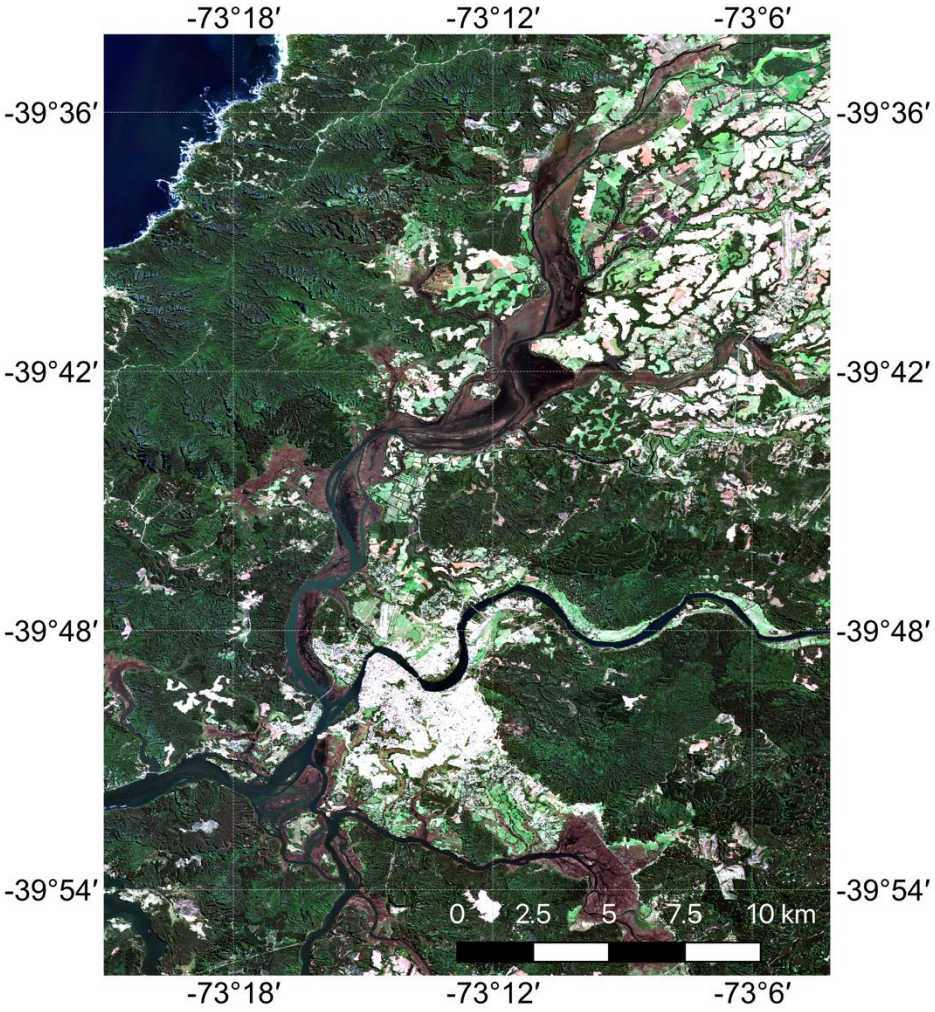


Figura 4.1.3. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Sentinel 2). La imagen corresponde al día 28 de marzo de 2024. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 10 metros 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)

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 bondad de ajuste muy buena o excelente.

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

Por otra parte, para el modelamiento de biomasa de Luchecillo, 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). Al igual que en los tres periodos anteriores (2019-2020, 2020-2021 y 2021-2022), en esta campaña de terreno no se observaron parches monoespecíficos de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua), manteniéndose la tendencia observada a su disminución en el humedal. Dadas las restricciones de tiempo que ha impuesto el escenario sanitario actual producto de la incidencia de gripe aviar, las que suman 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*. En el caso de *S. californicus*, los puntos de modelamiento se generaron a partir de la inspección de registros de presencia obtenidos en campañas de muestreo anteriores. Estos se validaron contra imágenes de alta resolución en la plataforma Google Earth Pro, contrastando además con las imágenes espectrales de 10 y 15m para validar la ausencia de zonas correspondientes al espejo de agua o vegetación y sectores con vegetación terrestre, suelo descubierto o estructuras de origen antrópico. Adicionalmente a los puntos de presencia obtenidos para las distintas

especies de macrófitas acuáticas, se georreferenciaron en terreno un conjunto de puntos de control, correspondiente a zonas del humedal desprovistas de macrófitas acuáticas, correspondientes a cauces de agua libre de vegetación. Estos puntos georreferenciados en terreno se complementaron usando las imágenes espectrales antes mencionadas, contrastando con las imágenes de alta resolución disponibles en la plataforma Google Earth Pro. En conjunto con la estimación de la cobertura de Luchecillo, también se obtuvieron estimaciones de biomasa en pie por unidad de superficie, a lo largo del área de estudio, identificando para cada muestra la identidad de la especie colectada en la muestra, la biomasa fresca (medida en gramos) y las coordenadas del punto central del parche correspondiente a la colecta de biomasa. Dada la baja frecuencia de parches de Huiro verde y Huiro de agua, no fue posible obtener información de biomasa para estas especies. De igual manera, dada la distribución acotada de *L. peploides*, se tomó la decisión de no realizar el modelamiento de biomasa para esta especie, dado que no se contaba con un tamaño de muestra adecuado. La información recolectada fue consolidada inicialmente en planillas de cálculo Excel (Microsoft Office ©), para luego consolidar las georreferenciaciones 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.

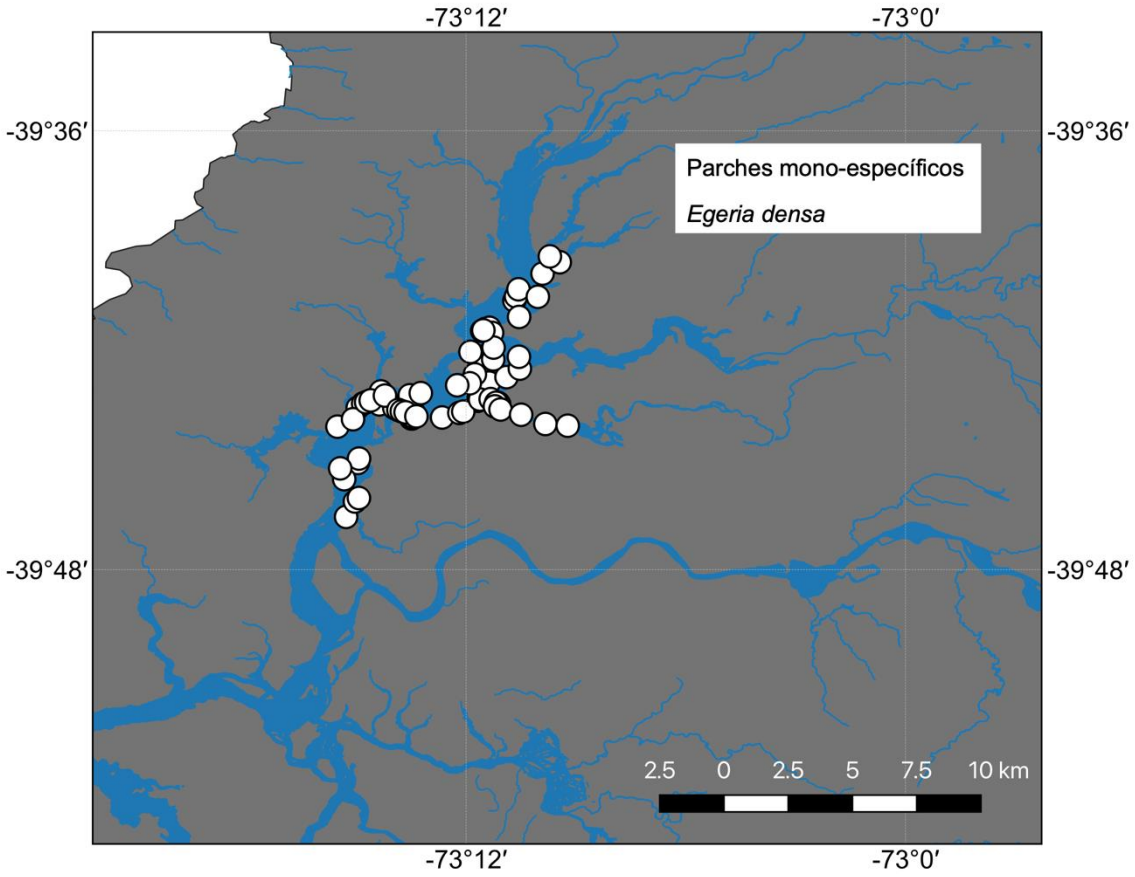


Figura 4.1.4. Puntos de muestro para la distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Luchecillo (círculos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales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

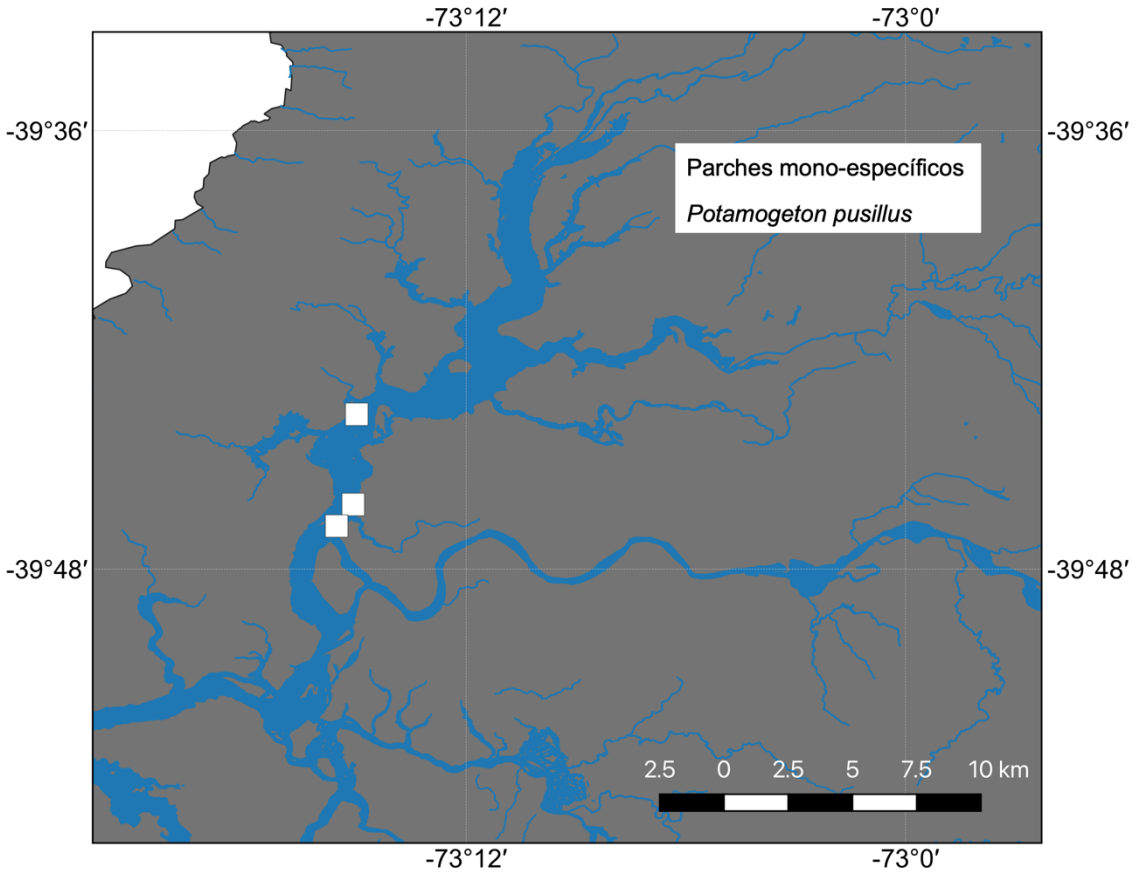


Figura 4.1.5. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro de agua dulce (cuadrados blancos). La imagen de fondo corresponde a la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

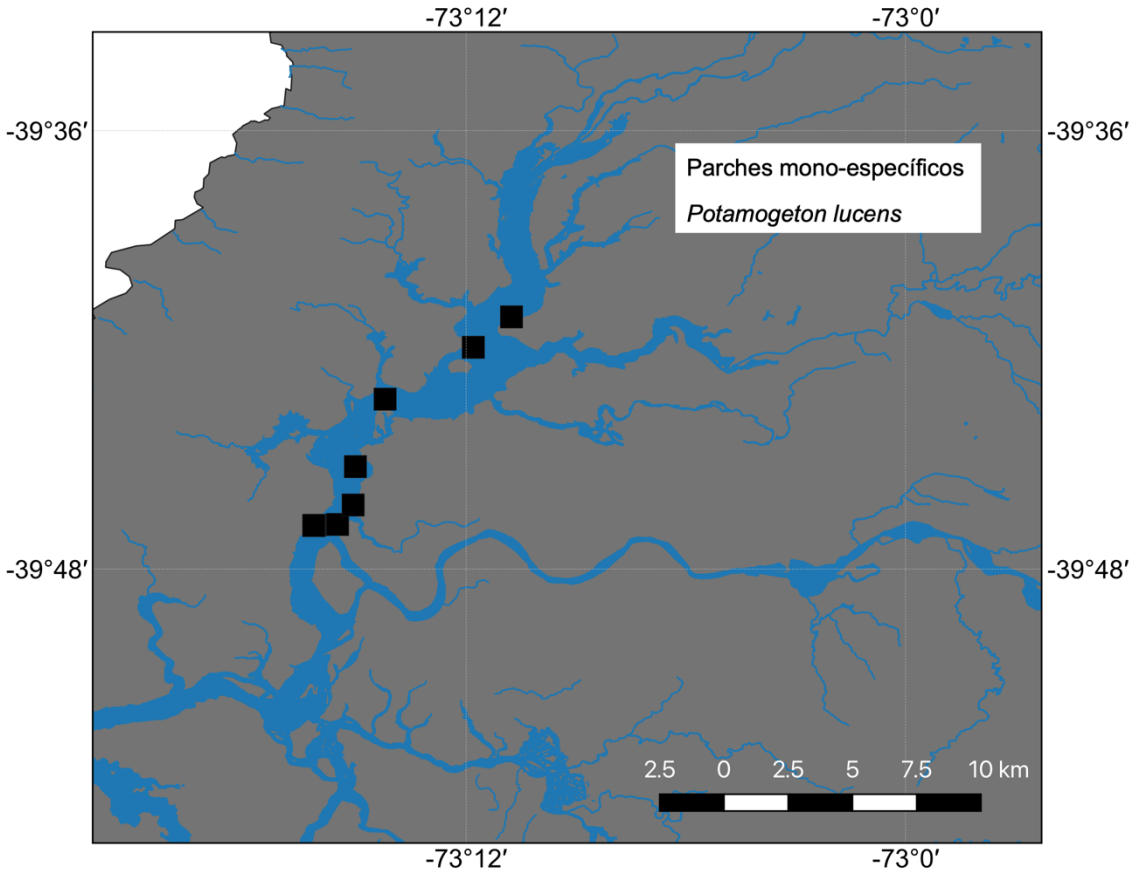


Figura 4.1.6. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro verde (cuadrados negros). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los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

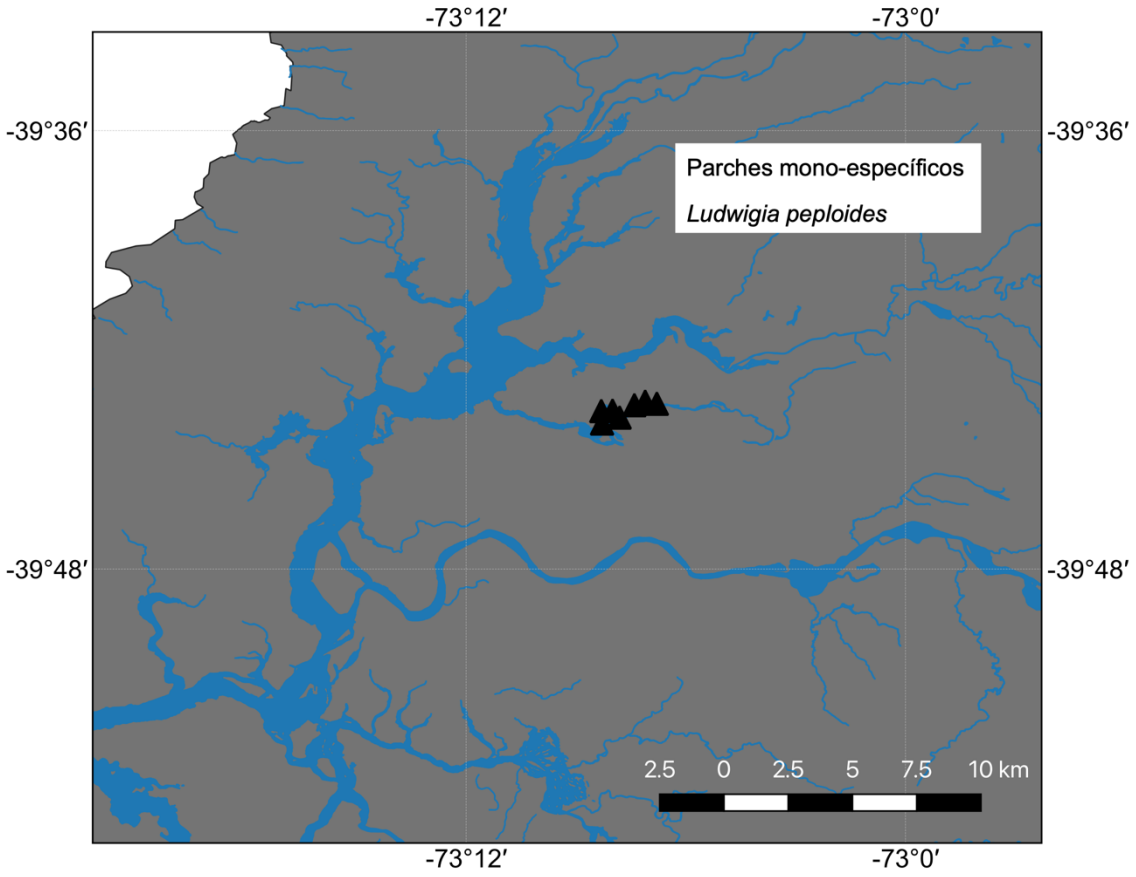


Figura 4.1.7. Puntos de muestro para la distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) mediante georreferenciación de parches monoespecíficos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Clavito de agua (triángulos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución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

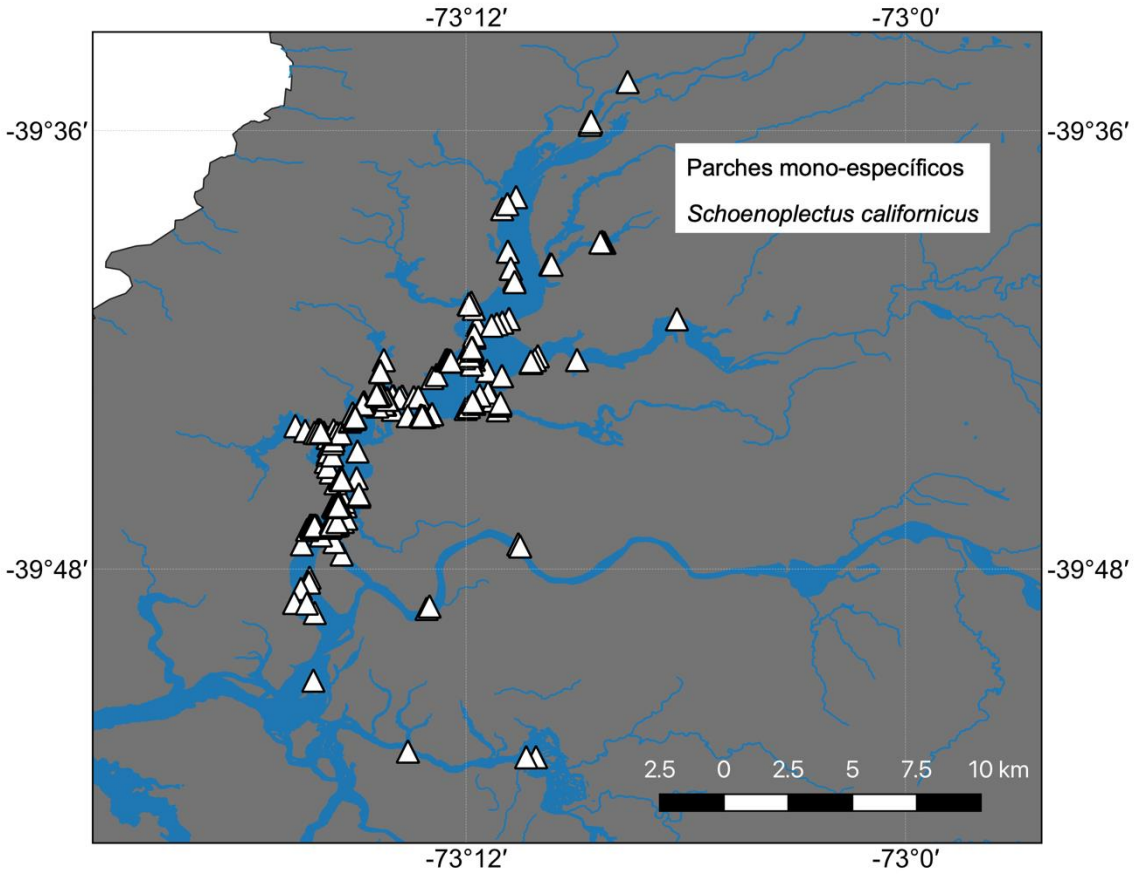


Figura 4.1.8. Puntos de muestreo utilizados para caracterizar la distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). Se ilustran mediante triángulos negros los registros históricos de los últimos 8 años, correspondientes a parches monoespecíficos. Estos se validaron contra la información disponible en imágenes de alta resolución de Google Earth Pro, e imágenes espectrales de 10 y 15 m de resolución (Landsat 8 Pancromática y Sentinel 2 respectivamente). 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, pxor 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 (Area under the curve, AUC por sus siglas en inglés), que correspondiente al área bajo la curva ROC. 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 2023-2024 se comparó con las superficies de periodos anteriores, visualizando la serie de tiempo de las proyecciones cartográficas sucesivas en estos 10 intervalos 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 de referencia, 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, se construyeron modelos de distribución. La Figura 3.1.9 resalta las principales etapas de la estrategia de análisis empleada para generar estimaciones de biomasa en pie (g m^{-2}) de Luchecillo. 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).

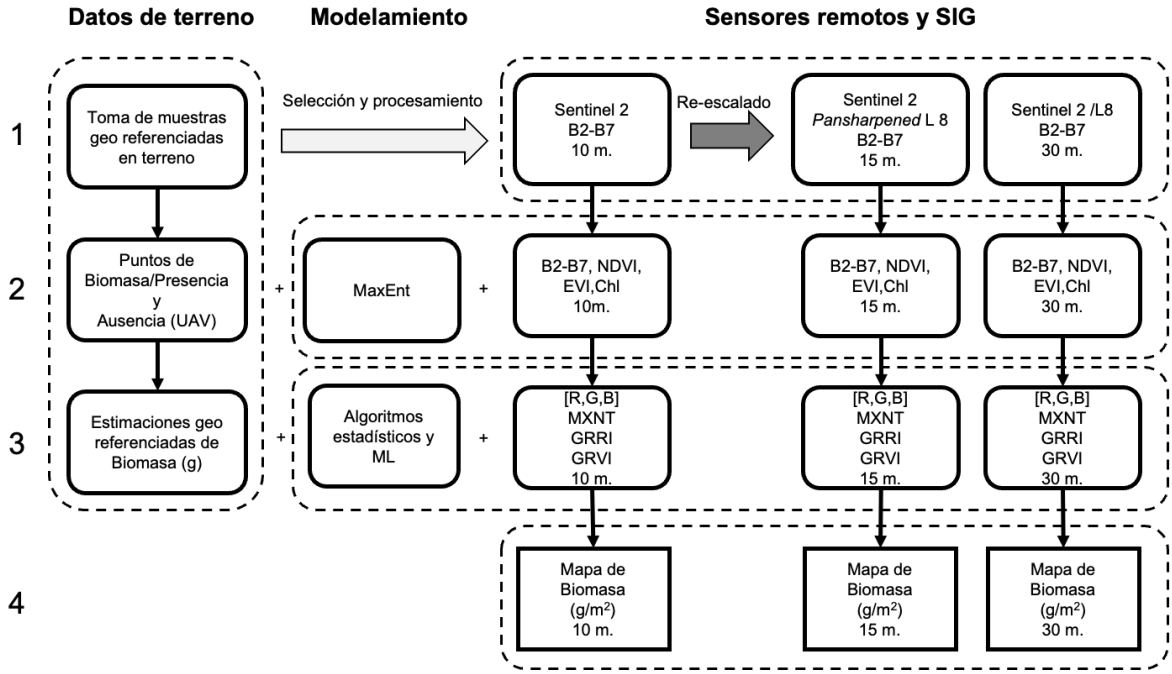


Figura 4.1.9. Esquema metodológico para el análisis y modelamiento de datos de biomasa de *Egeria densa* (Luchecillo). Se ilustran las cuatro etapas de análisis.

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 NDVI, 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 y regresión 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 3 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, 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). Tras la selección de los modelos con mejor ajuste, se estimó la biomasa en pie (g m^{-2} o toneladas métricas de peso seco) utilizando los valores medios estimados de biomasa por metro cuadrado y la distribución de presencia predicha para el Luchecillo, utilizando el modelo de distribución ajustado en la etapa de modelamiento de biomasa. Para ello, se utilizó el umbral de máxima sensibilidad y especificidad en el subconjunto de validación (MSS). Los resultados obtenidos se compararon con las estimaciones de biomasa fresca (g m^{-2}) y biomasa en pie (toneladas métricas de peso seco) obtenidas en informes anteriores. En particular, para el Luchecillo, se compararon los resultados del presente estudio con los datos obtenidos mediante modelamiento de biomasa en base a imágenes de sensores remotos para las temporadas de verano de 2019, 2020, 2021, 2022, 2023 y 2024 (presente estudio). La estimación de biomasa en pie del verano del 2019 se basó en modelos de biomasa estimados a partir de imágenes captadas mediante UAV y modelos de distribución en base a imágenes satelitales, mientras que todas las demás estimaciones de biomasa en pie de Luchecillo se basan en modelos de biomasa y modelos de distribución ajustados a partir de imágenes satelitales

RESULTADOS

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)	69
Potamogeton pusillus (Huiro de agua dulce)	3
Potamogeton lucens (Huiro verde)	8
Ludwigia peploides (Clavito de agua)	6
Schoenoplectus californicus (Totora)	309

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. Por otra parte, *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presenta una incidencia de parches dominantes de gran tamaño levemente mayor, y con una mayor distribución espacial. A estos resultados se suma a la ausencia de parches monodominantes de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua) por cuarto 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 MSS, 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, con excepción del Huiro de agua dulce, donde se usaron 3 validaciones cruzadas.

	calibración		**validación**		
especies	**N**	**AUC**	**N**	**AUC**	**MSS**
parches mono específicos					
Egeria densa (Luchecillo)	55	0.950	14	0.937	0.330
Potamogeton pusillus (Huiro de agua dulce)	2	0.978	1	0.970	0.678
Potamogeton lucens (Huiro verde)	6	0.938	2	0.914	0.663
Ludwigia peploides (Clavito de agua)	5	0.999	2	0.999	0.716
Schoenoplectus californicus (Totora)	247	0.943	62	0.938	0.286

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, observando el valor más bajo en el caso del Huiro verde (AUC = 0.914) y el más alto el Clavito de Agua (AUC = 0.999). Para resumir las curvas ajustadas en cada una de las iteraciones de la validación cruzada, la información se utilizó 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.

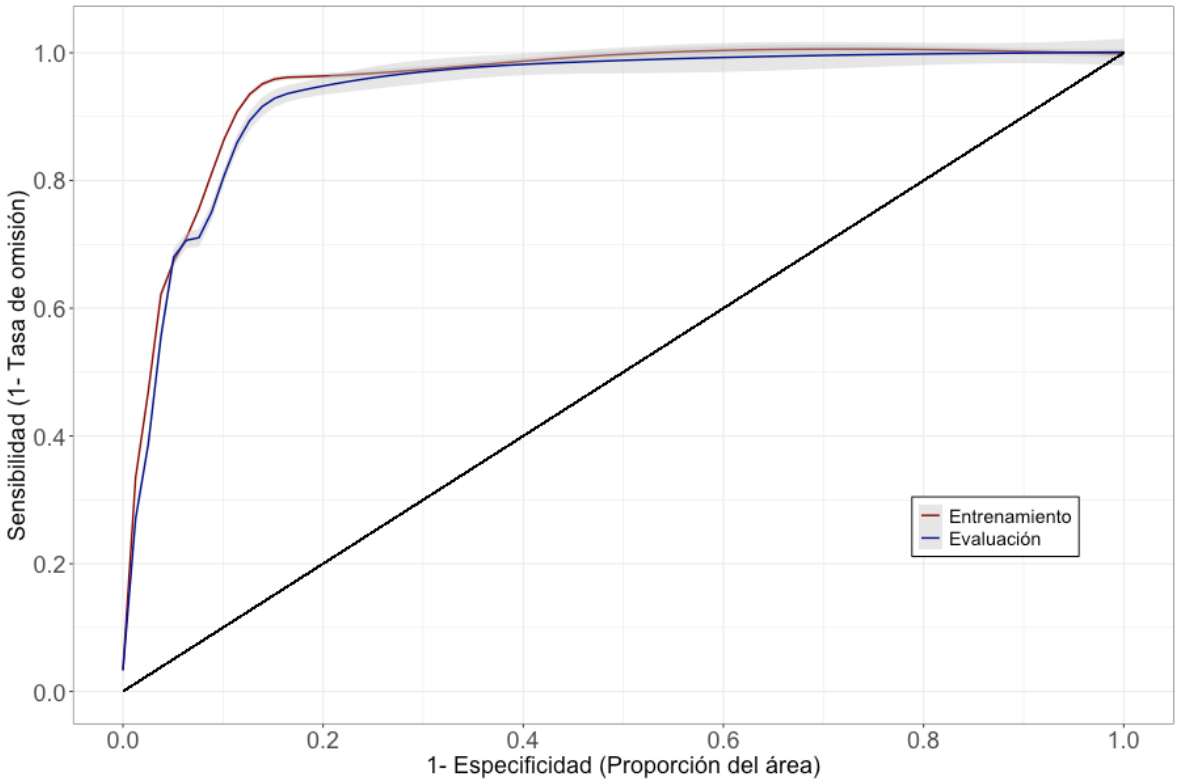


Figura 4.1.10. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva 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 2021).

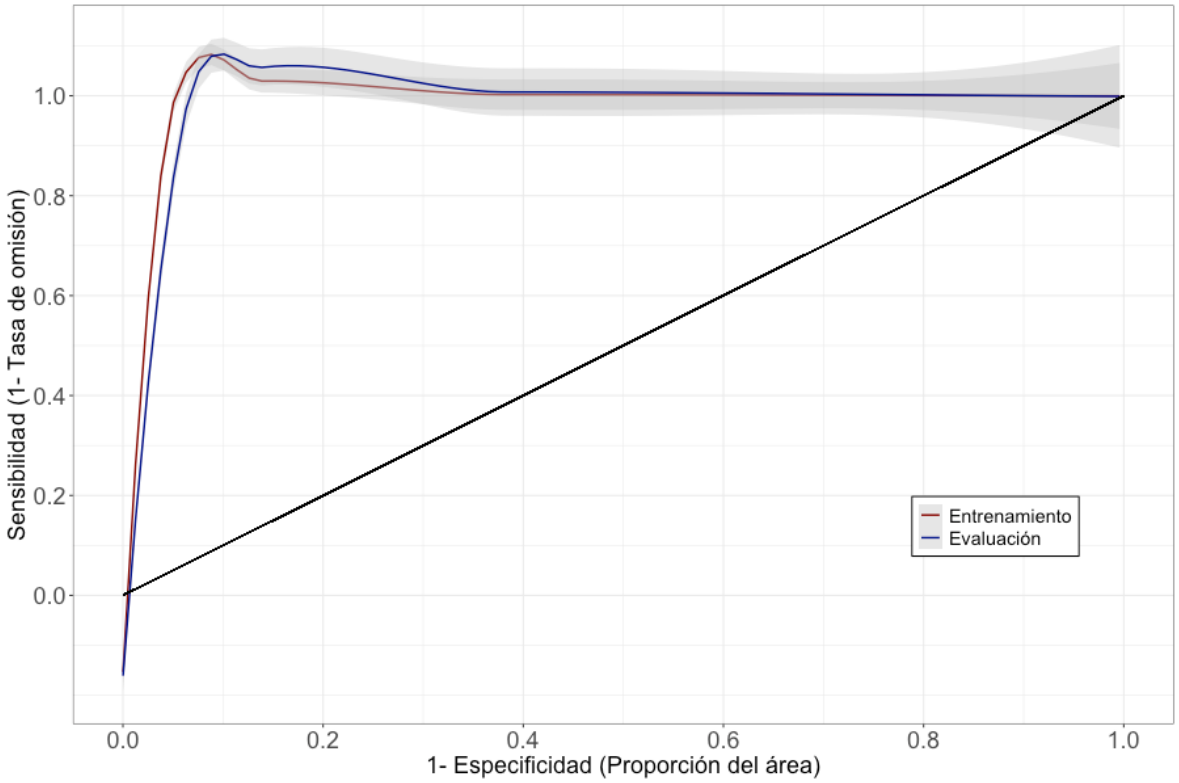


Figura 4.1.11 Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, 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 2021).

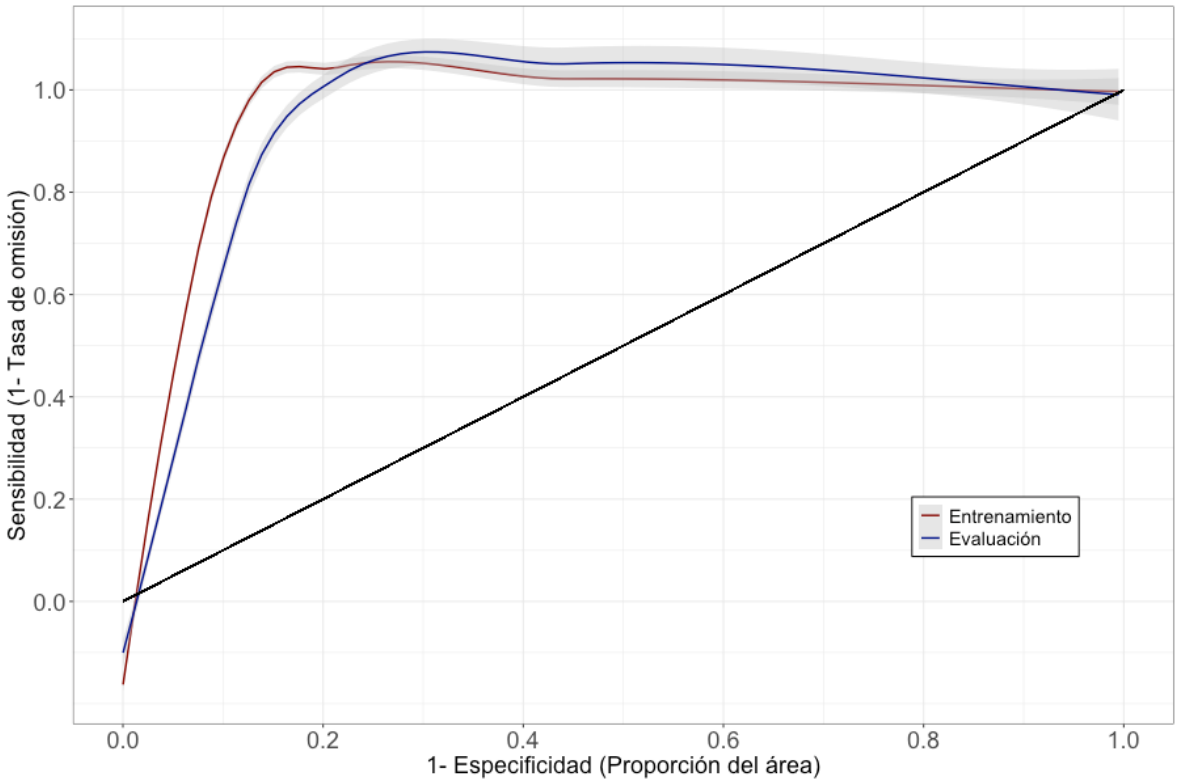


Figura 4.1.12. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la 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 2021).

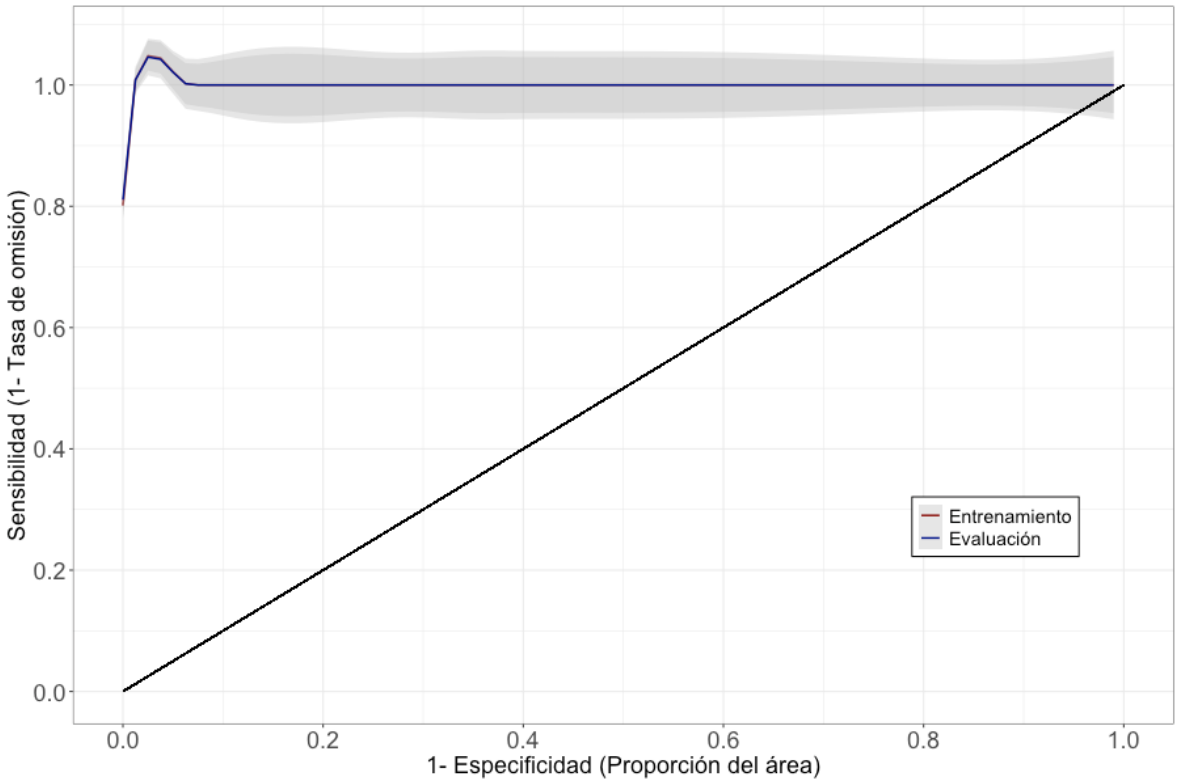


Figura 4.1.13. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, 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 2021).

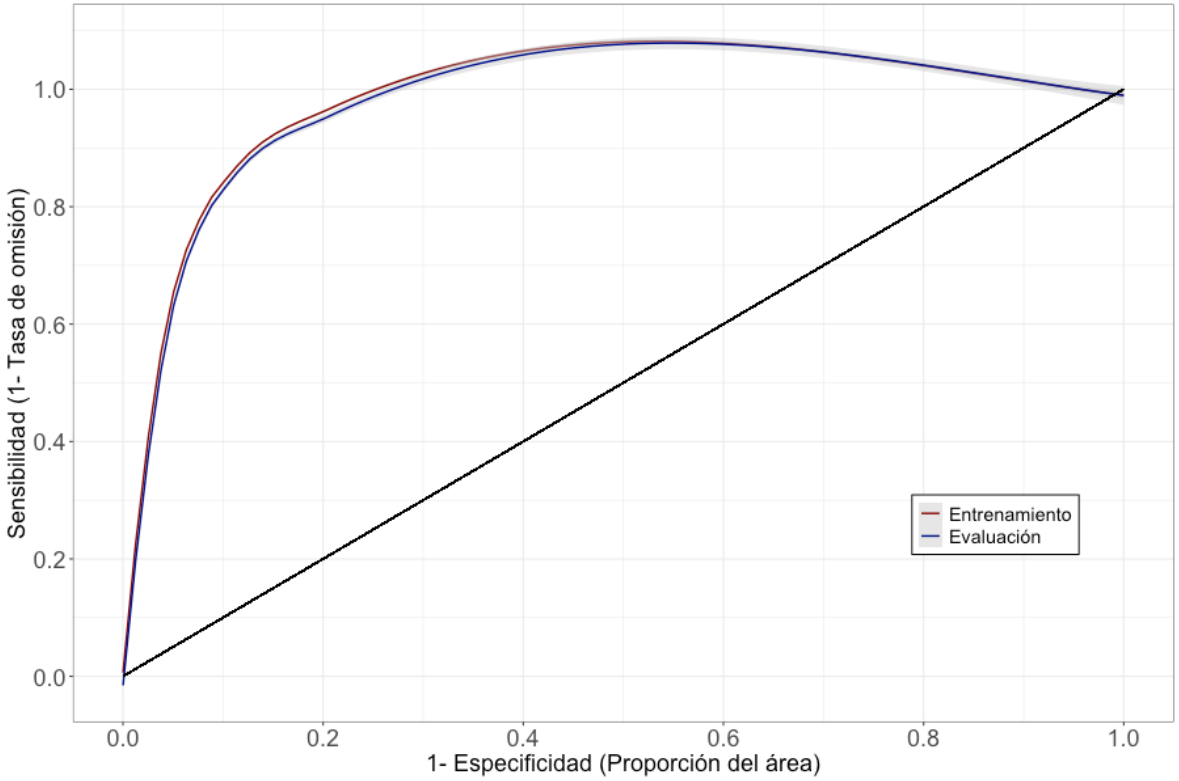


Figura 4.1.14. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, 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 2021).

Los resultados obtenidos corroboran lo observado en el Programa de Diagnóstico y durante el Programa de Monitoreo, indicando que la información contenida en las imágenes satelitales permite una buena aproximación al modelamiento de la distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas. En esta fecha de estudio se observa que el AUC observado es mayor a 0.9 en todos los casos. Dado el buen ajuste, se procedió a generar las proyecciones de los mapas de distribución ajustados para todas las especies estudiadas, que se presentan en las Figuras 4.1.15 a 4.1.19. En general, para todas estas especies se aprecia una distribución heterogénea, donde en general aquellos parches o sectores de mayor idoneidad ambiental se encuentran asociados a sectores ribereños o someros. Así, las distribuciones espaciales estimadas se caracterizaron por presentar una distribución extensa y parchosa o heterogénea de las áreas idóneas para las diferentes

especies a lo largo del humedal. En particular, *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, mientras que *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) se encuentra restringido a uno de los tributarios 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. Esta distribución muestra 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),

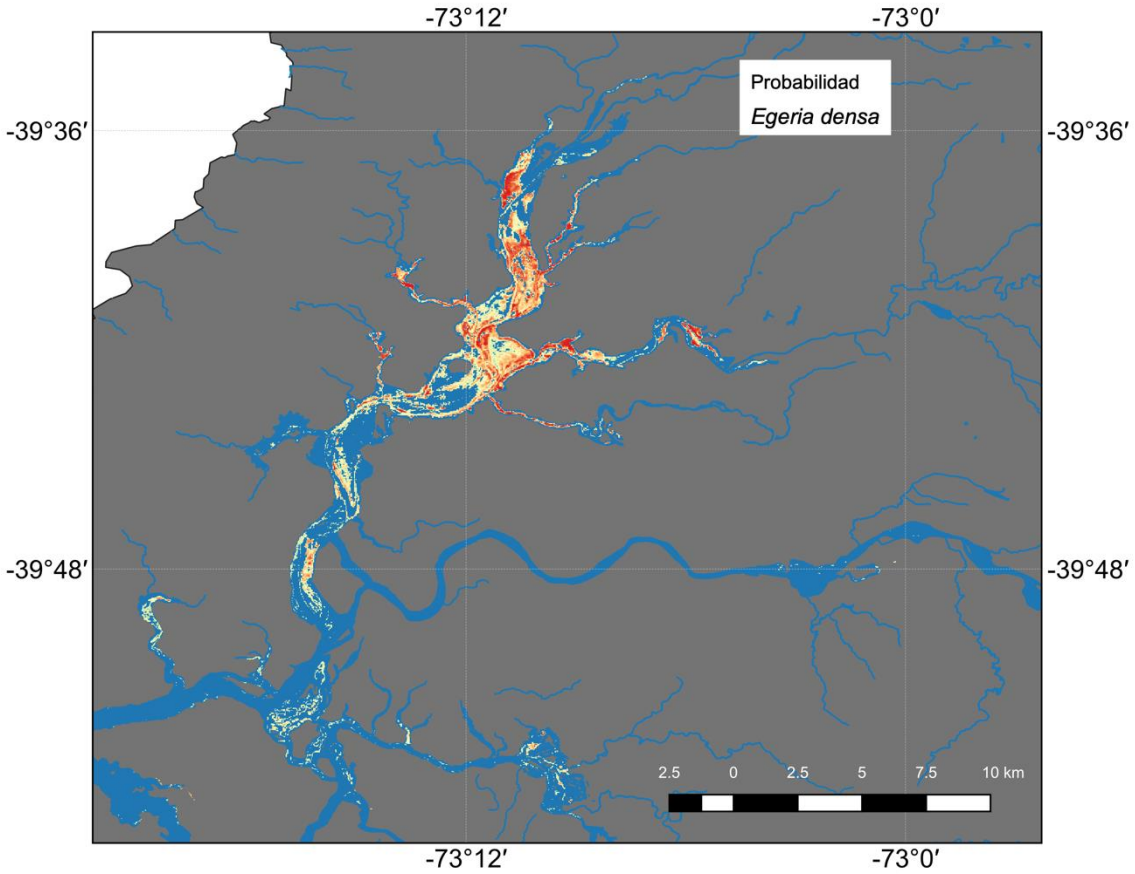


Figura 4.1.15. Distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) (período estival 2023-2024). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan 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 Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

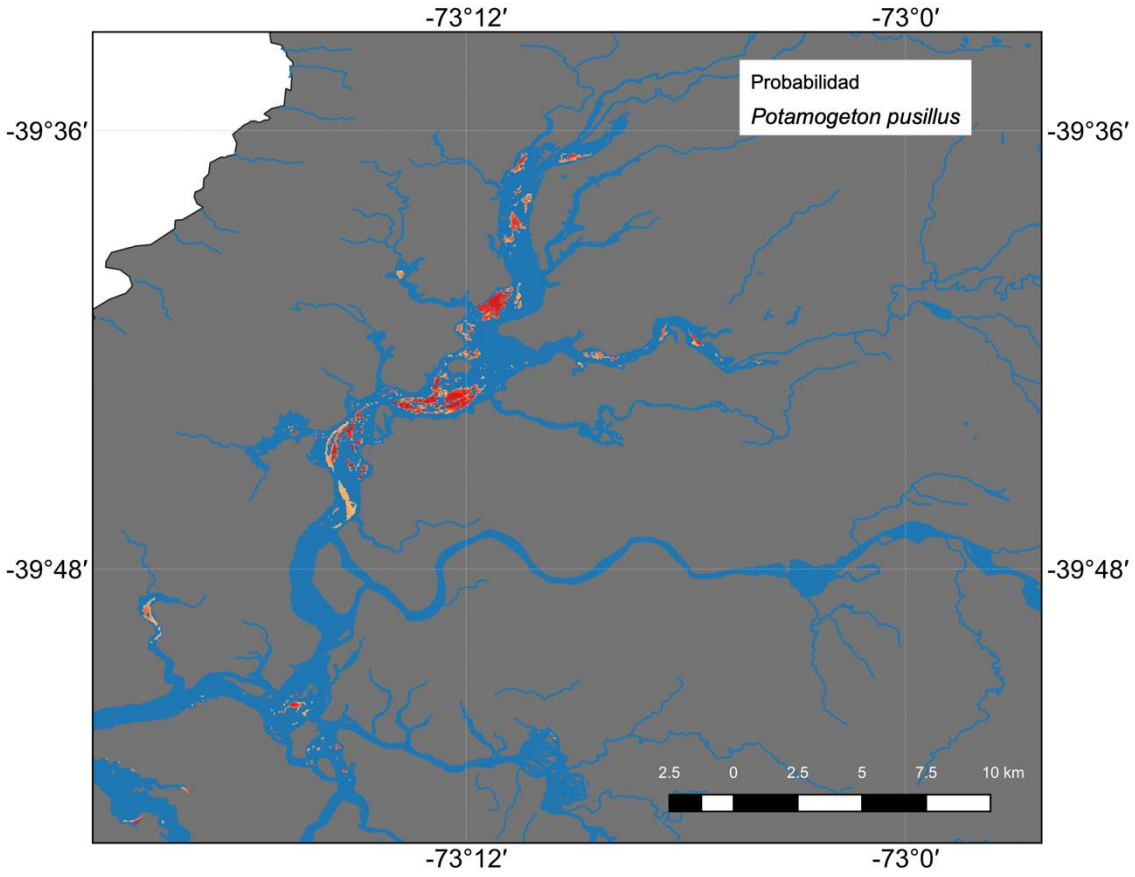


Figura 4.1.16. Distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) (período estival 2023-2024). La Figura ilustra la presencia del Huiro de agua dulce, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan 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 Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

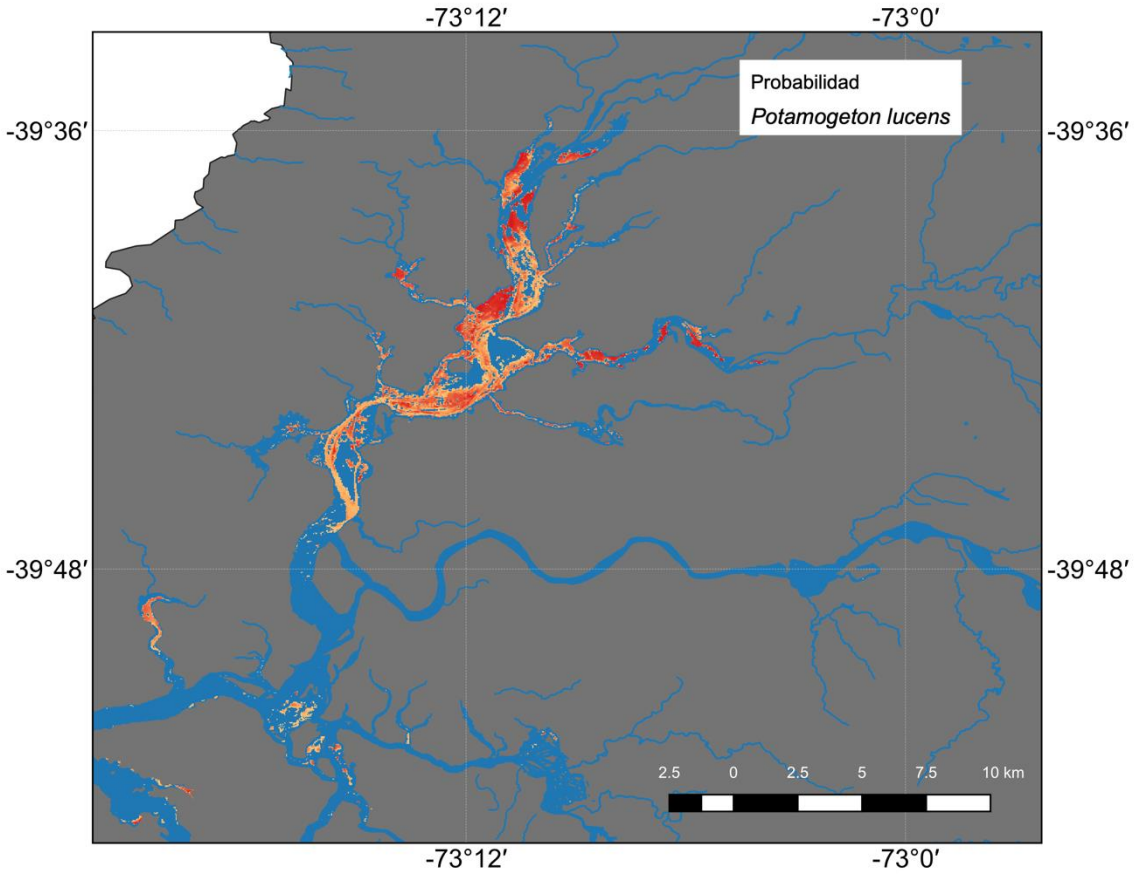


Figura 4.1.17. Distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) (período estival 2023-2024). La Figura ilustra la presencia del Huiro verde, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan 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 Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

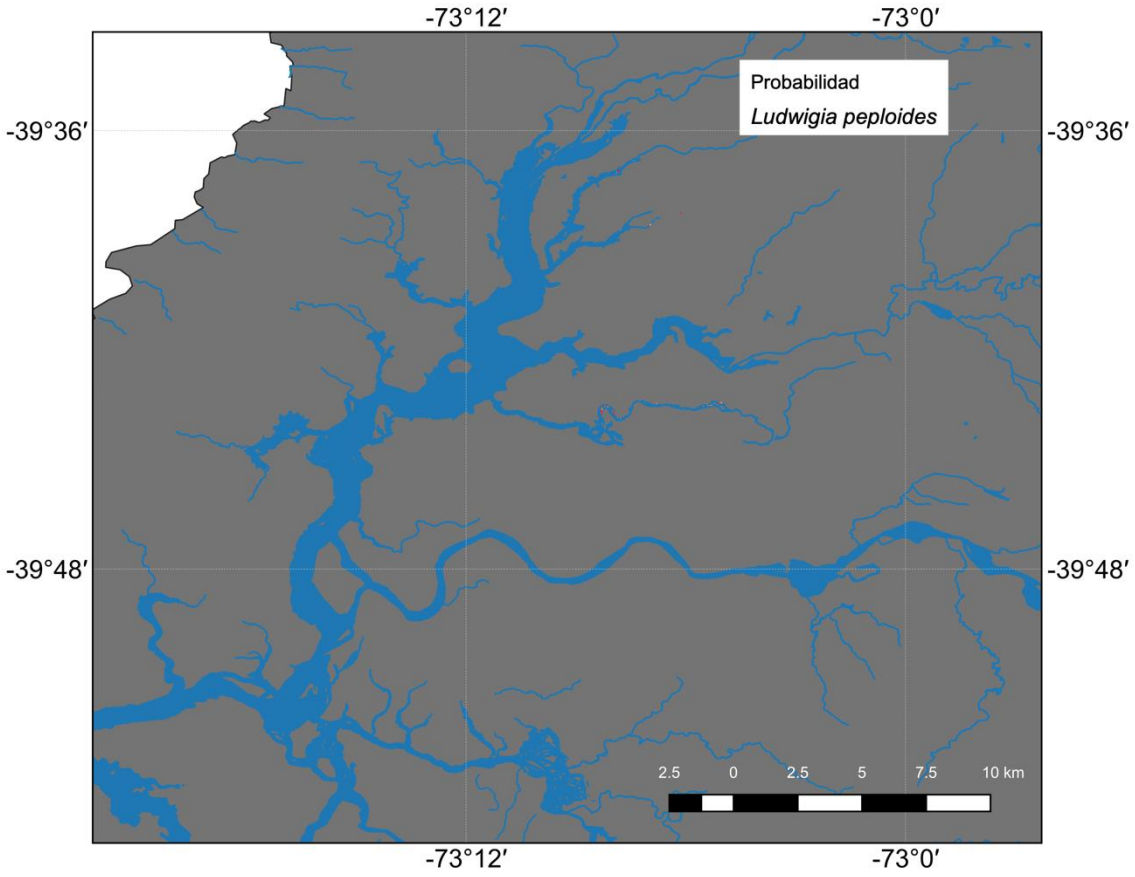


Figura 4.1.18. Distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) (período estival 2023-2024). La Figura ilustra la presencia del Clavito de agua, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan 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 Landsat 8 en su resolución nativa de 30 m.

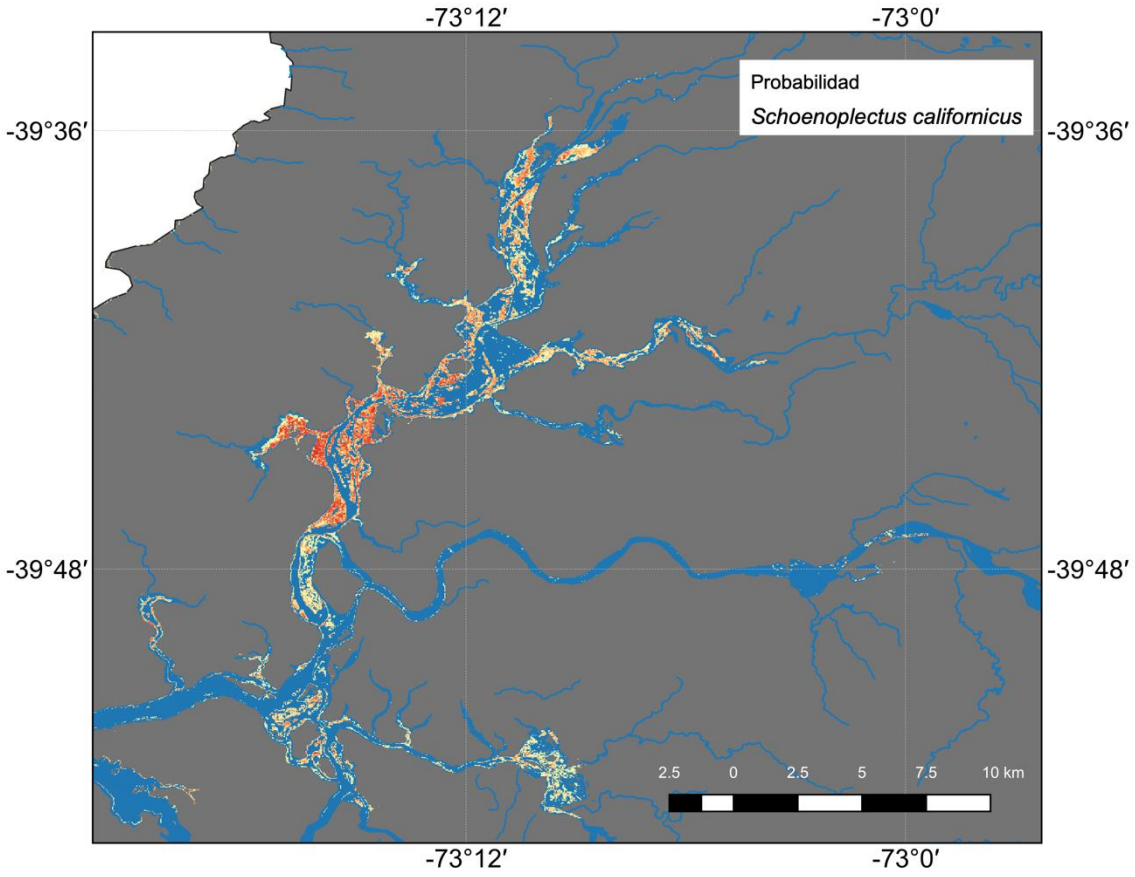


Figura 4.1.19. Distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) (período estival 2023-2024). La Figura ilustra la presencia de la Totora, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan 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 Landsat 8 en su resolución nativa de 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 nueve primeros años del Programa de Monitoreo (2015 – 2024). 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. Cabe destacar que, a escala interanual, se evidencia 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 al 2023, 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. Para el Clavito de Agua (*Ludwigia peploides*), la distribución observada se restringe al río Cayumapu, corroborando el patrón observado en 2020, 2022 y 2023.

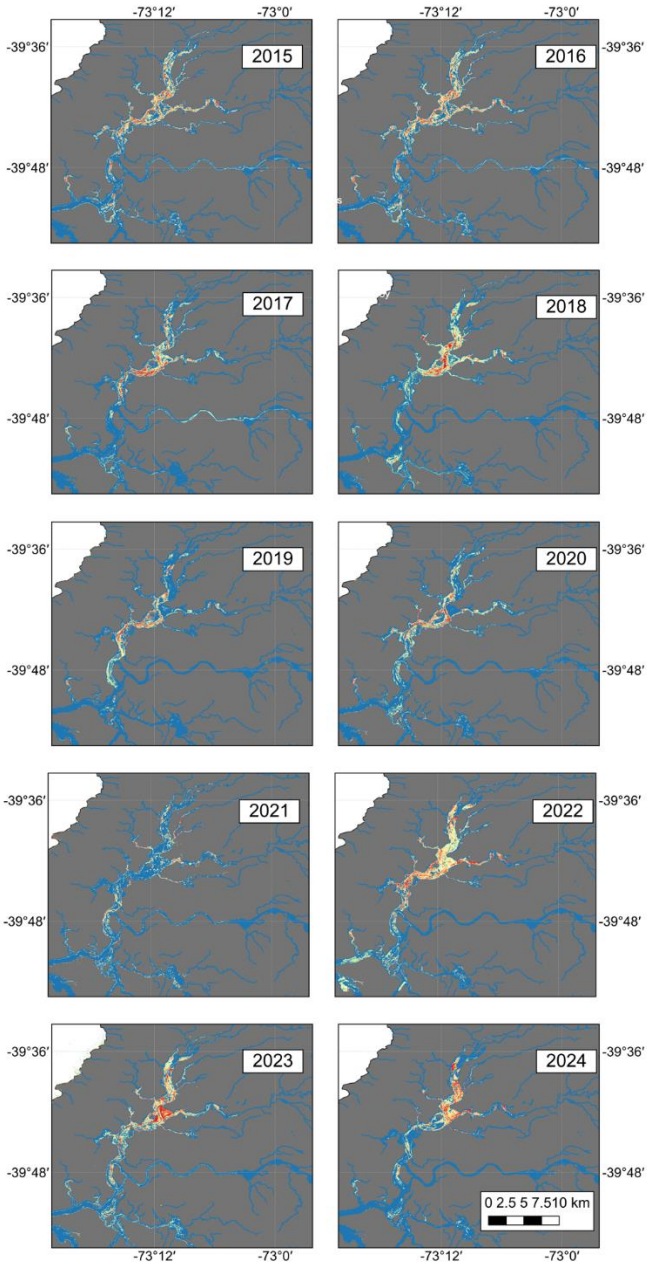


Figura 4.1.20. Serie de tiempo de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). Los mapas ilustran la presencia del Luchecillo, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de la Figura 4.1.15. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

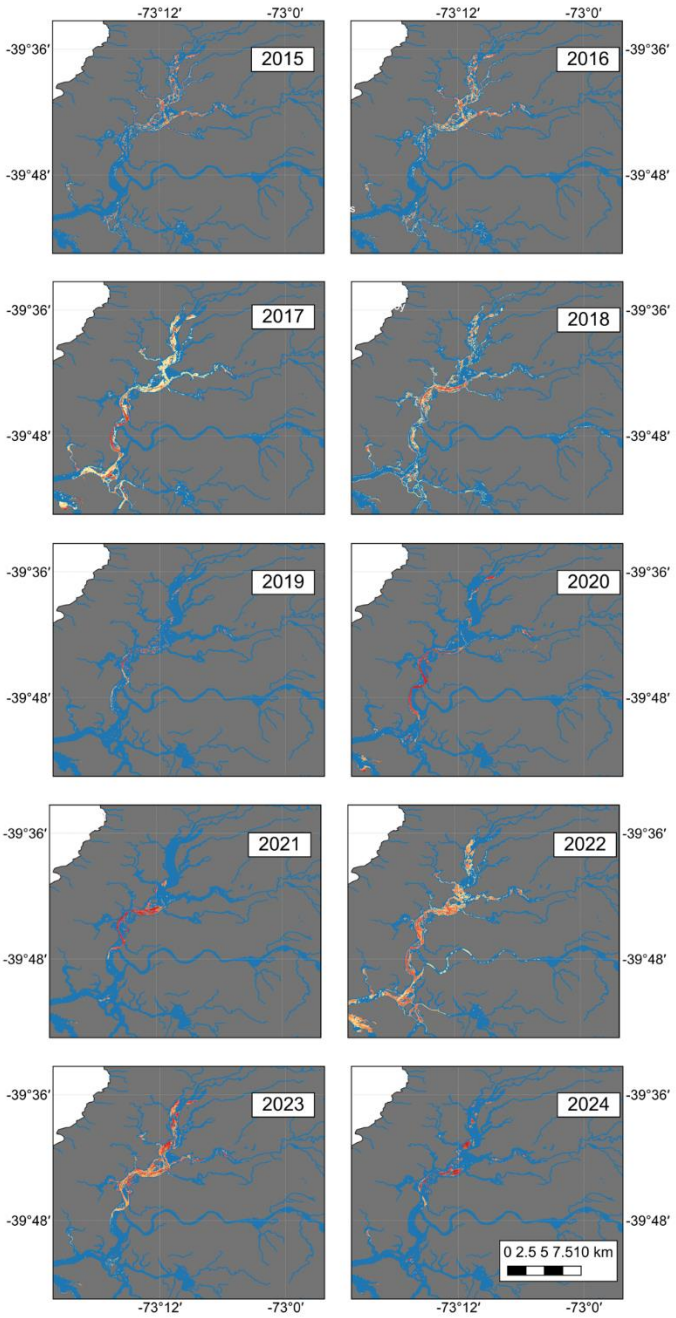


Figura 4.1.21. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce). Los mapas ilustran la presencia del Huiro de agua dulce, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de la Figura 4.1.16. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

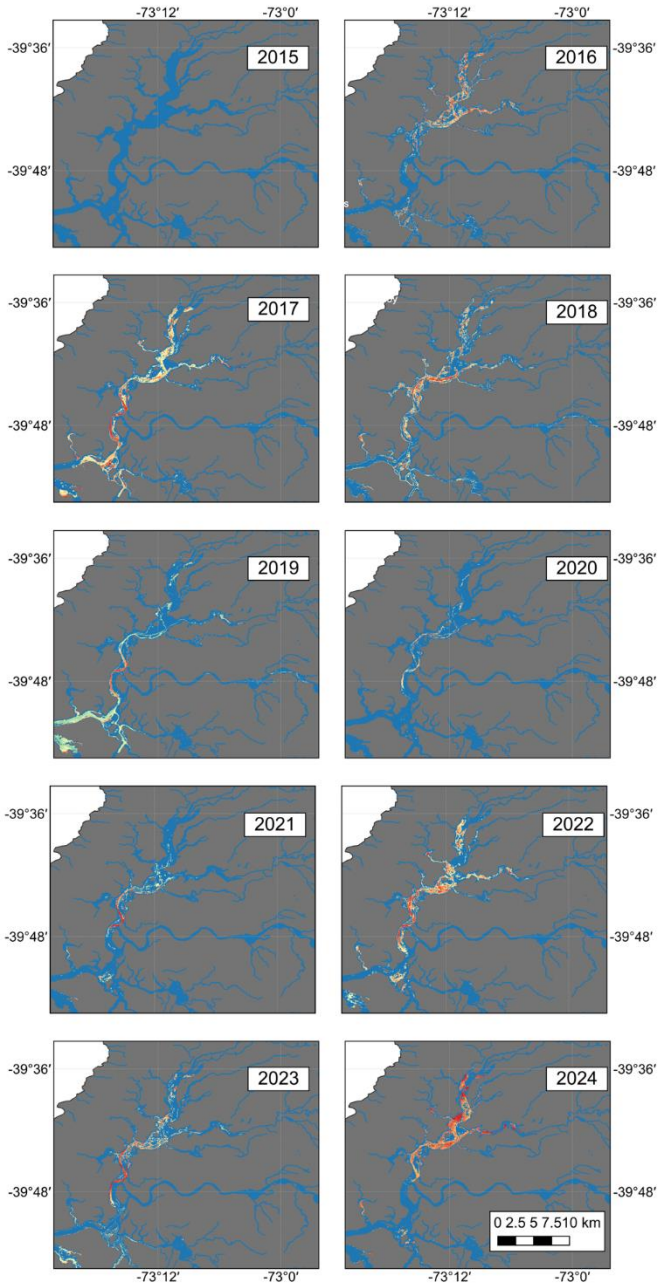


Figura 4.1.22. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). Los mapas ilustran la presencia del Huiro verde, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de la Figura 4.1.17. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

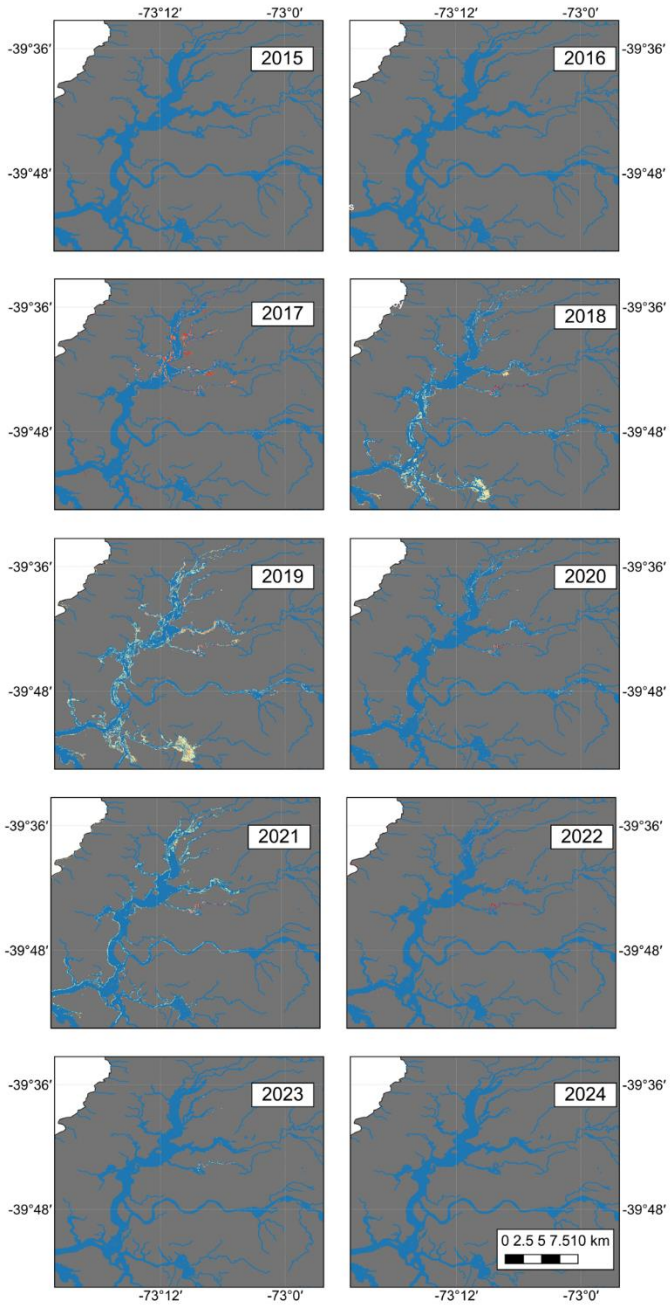


Figura 4.1.23. Serie de tiempo de distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua). Los mapas ilustran la presencia del Clavito de agua, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan mayor idoneidad de hábitat. Las etiquetas indican el último año de la temporada estival correspondiente (*i.e.,* 2015 corresponde a la temporada primavera-verano 2014-2015). En cada una de las Figuras se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas, usando la escala de colores de la Figura 4.1.17. Modelo generado en base a presencias georreferenciadas de parches monoespecíficos e imágenes satelitales procesadas en los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

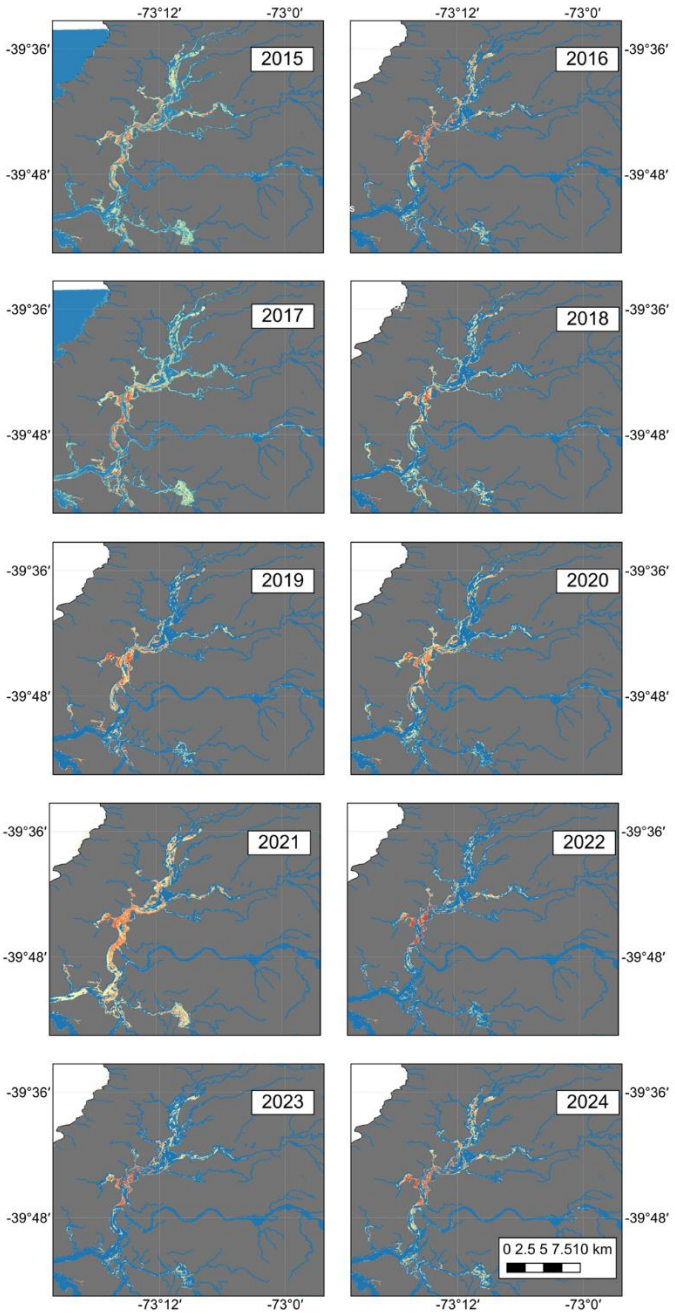


Figura 4.1.24. Serie de tiempo de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). Las Figuras a - g ilustran la presencia de la Totora, donde la idoneidad de hábitat se representa mediante la escala de color, que varía entre pixeles de color azul claro (idoneidad igual a cero) a pixeles de color rojo (idoneidad igual a uno). De esta forma los colores más cálidos representan 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 DE LUCHECILLO 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 3 modelos entrenados, obteniendo en general valores buenos o muy buenos. La Tabla 4.1.5 resume las estadísticas de bondad de ajuste para los modelos de distribución para el Luchecillo a distintas resoluciones espaciales, donde se aprecia un buen ajuste en los modelos de distribución de Luchecillo, con valores entre 0.937 y 0.978. Los resultados obtenidos para el Luchecillo 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 esta especie.

Tabla 4.1.5. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos MaxEnt para el Luchecillo, macrófita acuática dominante. Se ilustra para las 3 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)	L8 30 m	55	0.950	14	0.937	0.023
	L8 15 m	56	0.985	14	0.978	0.012
	S2	56	0.980	14	0.978	0.005

Los mejores ajustes se observaron para las coberturas obtenidas a partir de las imágenes Landsat 8 pancromático y Sentinel 2, con las más altas resoluciones (AUC de validación de 0.978 en ambos casos).

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 la Tabla 4.1.6. 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 los modelos ajustados mediante las capas SIG de los dos satélites (L8, L8 y S2 respectivamente). En la Figura 4.1.25 se ilustran los resultados observados al proyectar la biomasa de Luchecillo en base a los mejores modelos ajustados.

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	
L8	30	Aritmética	LM	Full	0.088	571.41	
L8	30	Aritmética	GLM	Full	0.095	571.41	
L8	30	Aritmética	GAM	B2+MXNT	0.28	505.17	
L8	**30**	**Aritmética**	**RF**	**Full**	**0.907**	**229.98**	*
L8	30	Logarítmica	LM	Full	0.118	1.34	
L8	30	Logarítmica	GLM	Full	0.125	1.34	
L8	30	Logarítmica	GAM	B3+MXNT	0.269	1.22	
L8	**30**	**Logarítmica**	**RF**	**Full**	**0.911**	**0.53**	*
L8	30	Aritmética	LM	Full	0.088	571.41	
L8	15	Aritmética	GLM	Full	0.095	571.41	
L8	15	Aritmética	GAM	B2+MXNT	0.28	505.17	
L8	**15**	**Aritmética**	**RF**	**Full**	**0.903**	**225.09**	*
L8	15	Logarítmica	LM	Full	0.118	1.34	
L8	15	Logarítmica	GLM	Full	0.125	1.34	
L8	15	Logarítmica	GAM	B3+MXNT	0.269	1.22	
L8	**15**	**Logarítmica**	**RF**	**Full**	**0.909**	**0.53**	*
S2	15	Aritmética	LM	Full	0.049	583.35	
S2	10	Aritmética	GLM	Full	0.056	583.35	
S2	10	Aritmética	GAM	GRVI+MXNT	0.09	568.28	
S2	**10**	**Aritmética**	**RF**	**Full**	**0.929**	**240.92**	*
S2	10	Logarítmica	LM	Full	0.079	1.37	
S2	10	Logarítmica	GLM	Full	0.086	1.37	
S2	10	Logarítmica	GAM	GRRI+MXNT	0.106	1.35	
S2	**10**	**Logarítmica**	**RF**	**Full**	**0.922**	**0.59**	*

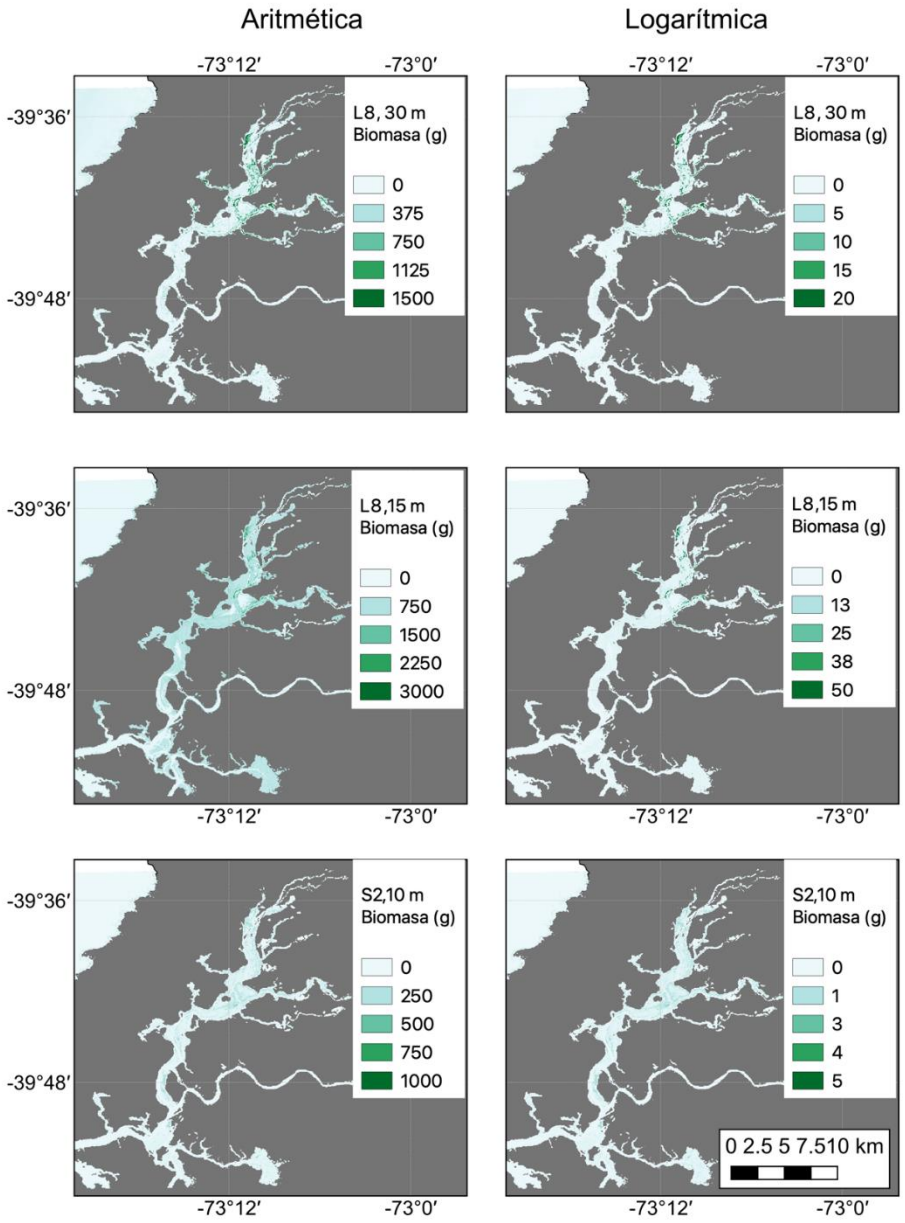


Figura 4.1.25. Distribución de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante *Random Forest* y las capas SIG a distintas resoluciones entre 10 y 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética, mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica. Las filas muestran los resultados ajustados a los datos obtenidos a partir de Landsat 8, en su resolución nativa de 30 m (primera fila), Landsat 8, interpolado a la resolución de 15 m (segunda fila) y Sentinel 2 en su resolución nativa de 10 m (tercera fila).

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. Así, los modelos de mayor resolución tienden a generar valores más bajos de biomasa, con una mayor extensión espacial. Por otra parte, los modelos basados en datos en escala logarítmica presentan menos variabilidad entre resoluciones espaciales.

De manera similar a lo observado anteriormente, los modelos realizados en escala aritmética parecen sobre-estimar la extensión espacial de la distribución de esta especie, entregando estimaciones más altas y de mayor extensión espacial, lo que se acentúa en los sets de datos satelitales de mayor resolución espacial. Por otra parte, en el caso de los modelos ajustados en escala logarítmica, estos presentan un patrón espacial más restringido y valores de biomasa mucho menores. En el caso del modelo ajustado para la escala aritmética en base a las imágenes Landsat 8 a 30 de resolución, se aprecia que esta presenta similitudes cualitativas con el patrón de distribución observado en terreno. Para discernir el grado de consistencia, se examinó la bondad de ajuste para los modelos ajustados a los registros de biomasa del Luchecillo, 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), los que se ilustran en la Figura 4.1.26. Al examinar la bondad de ajuste para el Luchecillo, se observan ajustes muy similares entre las distintas resoluciones para la escala aritmética, mientras que, en la escala logarítmica, los modelos ajustados tienden a subestimar la biomasa observada. Es así como el mejor ajuste corresponde a aquel obtenido en base a la imagen de Sentinel 2, seguido por el ajuste en base a la imagen Landsat 8 nativo, usando datos en escala aritmética.

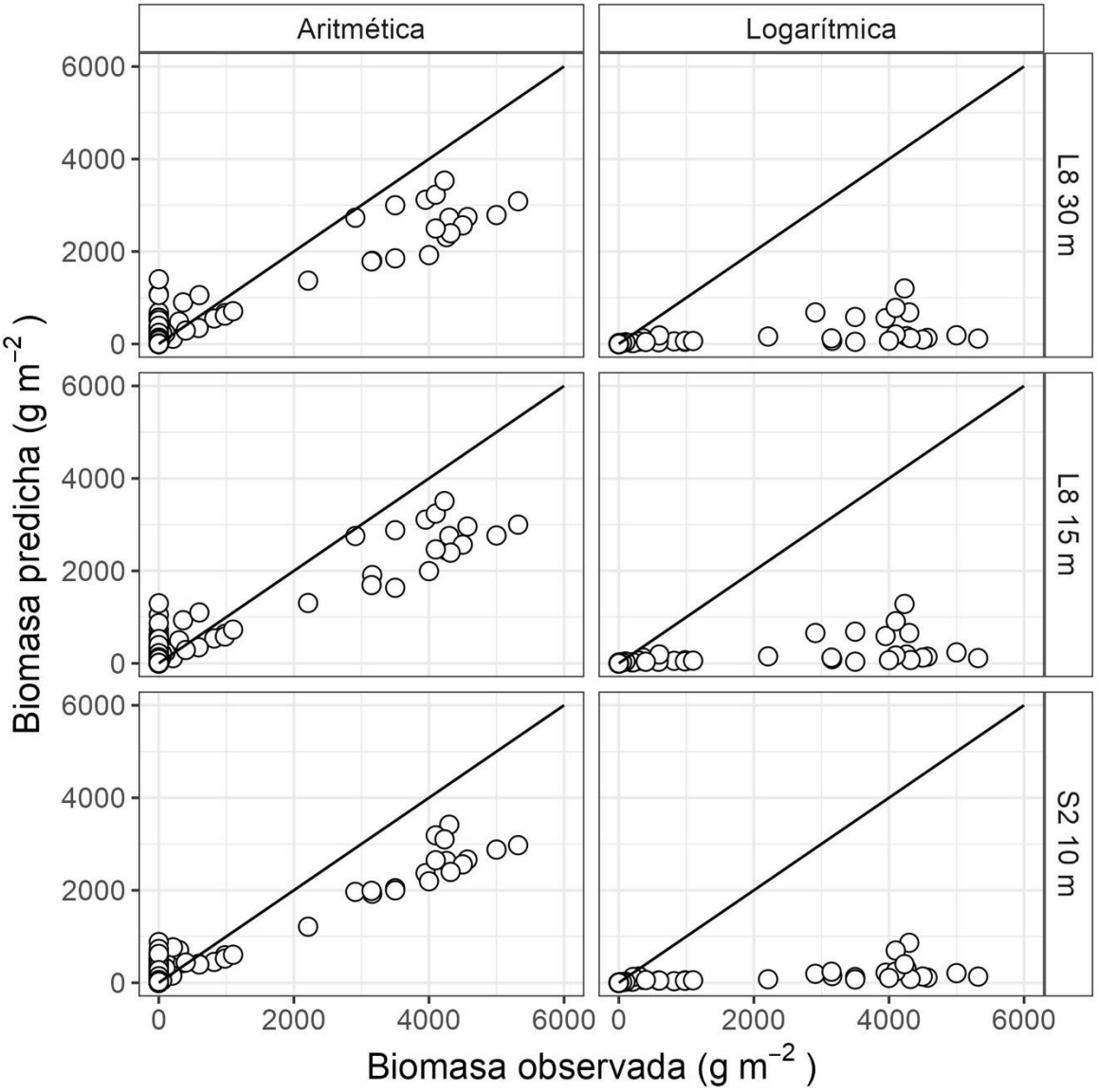


Figura 4.1.26. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Sentinel 2 re-escaladas a 30 y 15 m y las capas SIG Sentinel 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 y que la mejor aproximación a la biomasa observada parece obtenerse para Sentinel 2.

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 4.1.7 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 4.1.7. 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 4.1.8 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 4.1.8, 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 4.1.8. 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 4.1.8.

Monitoreo	Biomasa (g m-2)	Sensor, Resolución y Escala
	583[1;2955]	**L8 30 m, aritmético**
	10[0;619]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**293[2;3041]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	15[0;526]	L8 15 m, logarítmico
2021-2022	**490[0;2924]**	**S2 10 m, aritmético**
	11[0;322]	S2 10 m, logarítmico
	458[4;2974]	**Promedio, aritmético**
	12[0;368]	Promedio, logarítmico
	438[0;2658]	**L8 30 m, aritmético**
	36[0;1402]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**175[19;1475]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	4[0;101]	L8 15 m, logarítmico
2022-2023	**949[97;1417]**	**S2 10 m, aritmético**
	18[0;57]	S2 10 m, logarítmico
	695[0; 2658]	**Promedio, aritmético**
	15[0; 1402]	Promedio, logarítmico
	94[0;3532]	**L8 30 m, aritmético**
	1[0;1543]	L8 30 m, logarítmico
Humedal río Cruces, Chile	**304[0;2544]**	**L8 15 m, aritmético**
Verano	1[0;178]	L8 15 m, logarítmico
2023-2024	**12[0;1690]**	**S2 10 m, aritmético**
(Este estudio)	0[0;22]	S2 10 m, logarítmico
	122[0; 3532]	**Promedio, aritmético**
	1[0; 1543]	Promedio, logarítmico

Finalmente, usando los valores medios obtenidos en las Tablas 4.1.8 y 4.1.9 es posible estimar la biomasa total contenida para las especies más comunes de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces. La Figura 4.1.27 resume las estimaciones de biomasa seca total para el Luchecillo entre 2019 y 2024. 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. De manera similar a estudios previos realizados en el programa de monitoreo, la estimación global de la biomasa en pie presente para el Luchecillo y las demás especies de macrófitas acuáticas 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 4.1.9, que entrega para las 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. En esta Figura se aprecia que la biomasa total del Luchecillo disminuyó en los años 2021 y 2022, siendo un orden de magnitud menor que los valores observados en los años 2019 y 2020. En el presente estudio se observa una recuperación importante, continuando con la tendencia reportada en el año 2023. Así, la biomasa total estimada para el 2023 es 2.58 veces la biomasa estimada en el 2022, mientras que la biomasa total estimada para el 2024 es 3.33 veces la biomasa estimada en el 2022. (Fig. 4.1.27). Si bien la biomasa total de Luchecillo no ha alcanzado valores similares a lo estimado en los años 2019 y 2020, los resultados indican una tendencia a la recuperación en la biomasa en pie de Luchecillo.

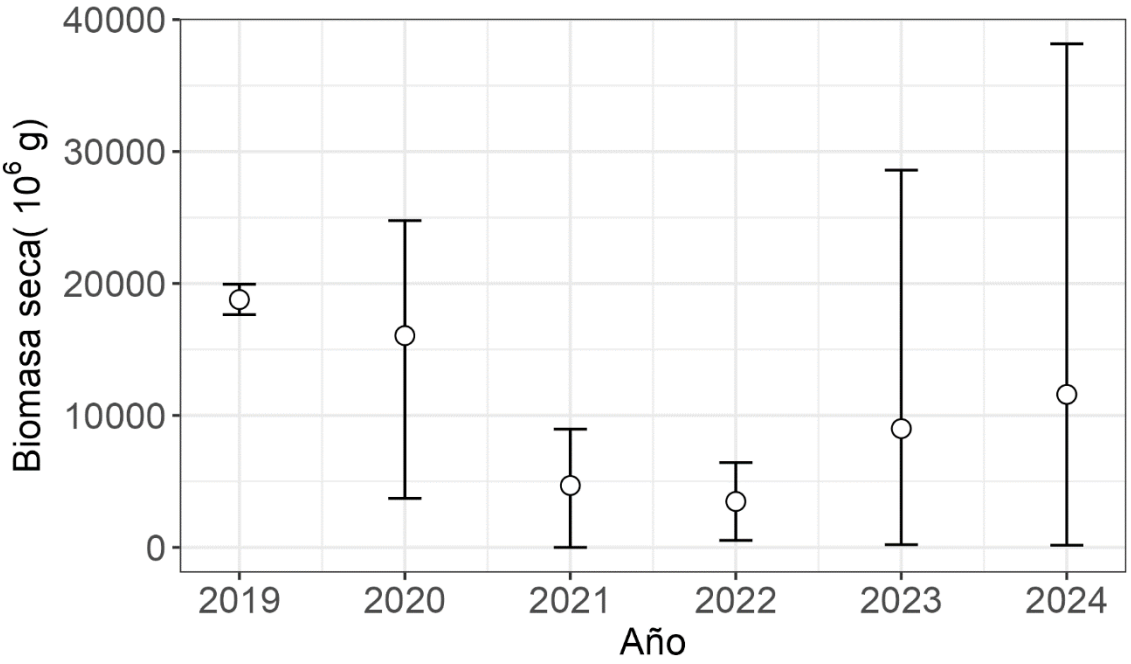


Figura 4.1.27. Variación temporal el standing stock estimado para *Egeria densa* desde el verano de 2019 al verano de 2024 considerando las distintas bases de datos (S2 a 30, 15 y 10 metros de resolución) y las distintas transformaciones (aritmética y logarítmica). Para cada año se ilustra el valor medio observado y la variación observada a lo largo de todas las estimaciones de cada año mediante los intervalos de confianza de 95%.

Tabla 4.1.9. Estimación de la biomasa total de macrófitas acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Se reporta el valor promedio estimado, 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.

Especie	Biomasa seca (10^6g)		
	media	**IC (95%)**	**[min;max]**
Verano de 2019			
Egeria densa	18784.92	[17637; 18785]	[17574;20019]
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 2022			
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[*]	–	–	–
Verano de 2023			
Egeria densa	9005	[210;9005]	[53;33164]
Verano de 2024			
Egeria densa	11591	[164;38168]	[163;44987]

[†]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. Para las campañas 2023 y 2024 solo se tomaron muestras de biomasa para Luchecillo, por lo que solo se reportan resultados para esta especie.

Estos resultados reflejan los efectos de una alteración reciente en la cobertura de Luchecillo y biomasa en pie de Luchecillo en el humedal, junto con una tendencia a la recuperación que se ha mantenido en el último año estudiado. Cabe destacar que la gran heterogeneidad en la distribución de *Egeria densa* redunda en una mayor variación entre los valores estimados.

CONCLUSIONES

• Durante el periodo estival 2023-2024 se observaron cambios en la distribución espacial de todas las macrófitas acuáticas dominantes, particularmente para el caso de Huiro de Agua (*Potamogeton pusillus*) y Huiro verde (*Potamogeton Lucens*).

• Pese a la disminución en la cantidad de parches mono específicos disponibles para calibrar y entrenar el modelo, se observó un buen desempeño en la calidad de ajuste de los modelos de distribución para los datos de presencia disponible. Sin embargo, dos excepciones importantes las constituyen *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua), así como la ausencia de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua).

• *Potamogeton pusillus* presenta parches muy acotados de distribución, lo que posiblemente resulte en una sobre-estimación de su distribución. Ello indica que la distribución del Huiro de agua dulce no se encuentra en equilibrio en el HRC. Esta desviación de la distribución esperada bajo el supuesto de equilibrio puede deberse a: i) efecto de interacciones competitivas interespecíficas, ii) efecto de la presión de depredación por parte de aves herbívoras, iii) efecto de variaciones espaciales en forzantes ambientales y iv) efecto de barreras a su dispersión a lo largo del humedal.

• Actualmente, *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presenta una mayor distribución y cobertura que *Potamogeton pusillus*. 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. Por ello, se recomienda evaluar la estimación de biomasa de Huiro verde en estudios sucesivos.

• 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 continuado la tendencia a aumentar de forma paulatina su distribución espacial en el área dentro de un área acotada, observándose solo en el río Cayumapu. 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. Cabe destacar que la presión de depredación de aves herbívoras sobre un subconjunto de las macrófitas acuáticas (Luchecillo y las dos especies de Huiro), podrían dar origen a potenciales efectos indirectos.

• El estudio de la variación interanual muestra que la distribución y cobertura de las especies de macrófitas acuáticas es un atributo dinámico, sujeto a cambios que pueden ser de escala estacional o interanual, respondiendo a forzantes que pueden ser potencialmente sinérgicos, como la variación estacional e interanual en precipitación y caudal.

• Para el caso particular de *Schoenoplectus californicus* (Totora), se observa que su amplia distribución espacial en el humedal - heterogénea y parchosa - se ha visto modificada, mostrando disminuciones en la idoneidad ambiental en sectores del centro y norte del humedal. Estos cambios pueden reflejar tanto variaciones en el vigor vegetacional y color de las plantas, como cambios en su distribución y cobertura. Estas variaciones pueden reflejar el efecto de múltiples forzantes, como cambios en la dinámica de precipitación y el ciclo hidrológico, así como, como un eventual forzamiento asociado al ciclo sísmico y mareal en el humedal.

• Lo anterior 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 están siendo abordadas en estudios paralelos financiados por el proyecto FONDECYT 1221153, que se encuentra iniciando el tercer año de desarrollo.

• Respecto a la biomasa en pie o “Standing stock”, el presente estudio, muestra que durante el año 2024 se observa una recuperación con respecto a las disminuciones observadas entre 2021 y 2022, donde el Luchecillo presentó una disminución de un orden de magnitud respecto al valor observado el 2019. Dada la menor abundancia de parches monoespecíficos en el año 2023, no se pudo estimar la biomasa de las otras especies de plantas acuáticas de interés (Huiro verde y Huiro de Agua dulce).

• 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 en el año 2024 es la recuperación parcial en la cobertura y biomasa de Luchecillo tras la drástica disminución observada en períodos estivales anteriores.

• En informes anteriores se ha analizado y discutido la posibilidad de 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. En ese contexto, la recuperación observada podría ser consistente con una oscilación multianual, producto de una regulación poblacional de tipo depredador presa. 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. Sin embargo, esto no sería

consistente con la tendencia observada, y se requieren estudios ad-hoc para poder evaluar esta hipótesis alternativa.

• 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 (Asaeda *et al.,* 2020) muestra 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 densa 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.

4.1.3. PRESENCIA DE MACRÓFITAS ACUÁTICAS MEDIANTE MUESTREOS *IN SITU* (*)

METODOLOGIAS

Se ha monitoreado la presencia y eventual ausencia de las siguientes especies de macrófitas acuáticas: Luchecillo (*Egeria densa*), Huiro verde (*Potamogeton lucens*), Huiro café (*Potamogeton pusillus*), Clavito de agua (*Ludwigia plepoides*) y Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*). Las tres primeras especies, constituyen el alimento primario del Cisne de cuello negro y la Tagua.

Los monitoreos se han realizado en los 19 sectores del HRC que se muestran en la Figura 4.1.28. Esto ha permitido, monitorear en detalle diferentes áreas del humedal, permitiendo que ante cualquier eventual cambio ambiental que ocurra de modo sectorizado, la identificación del área de impacto pueda ser identificada de modo rápido, entregando evidencia de la eventual localización espacial de las causas puntuales de dicho cambio.

La periodicidad de los muestreos ha sido mensual durante todo el año 2023; los datos así obtenidos, se comparan con datos de monitoreos llevados a cabo con periodicidad *circa* estacional entre noviembre 2015 y octubre 2022. Los monitoreos se han realizado a lo largo de todas las riberas del HRC y en polígonos virtuales de 500 m de extensión (ríos Cruces y Chorocamayo en el eje central del humedal), ríos San José, Santa María, Tambillo y San Ramón en la vertiente oeste y ríos Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu, en la vertiente este del humedal) (ejemplo en Fig. 4.1.29).

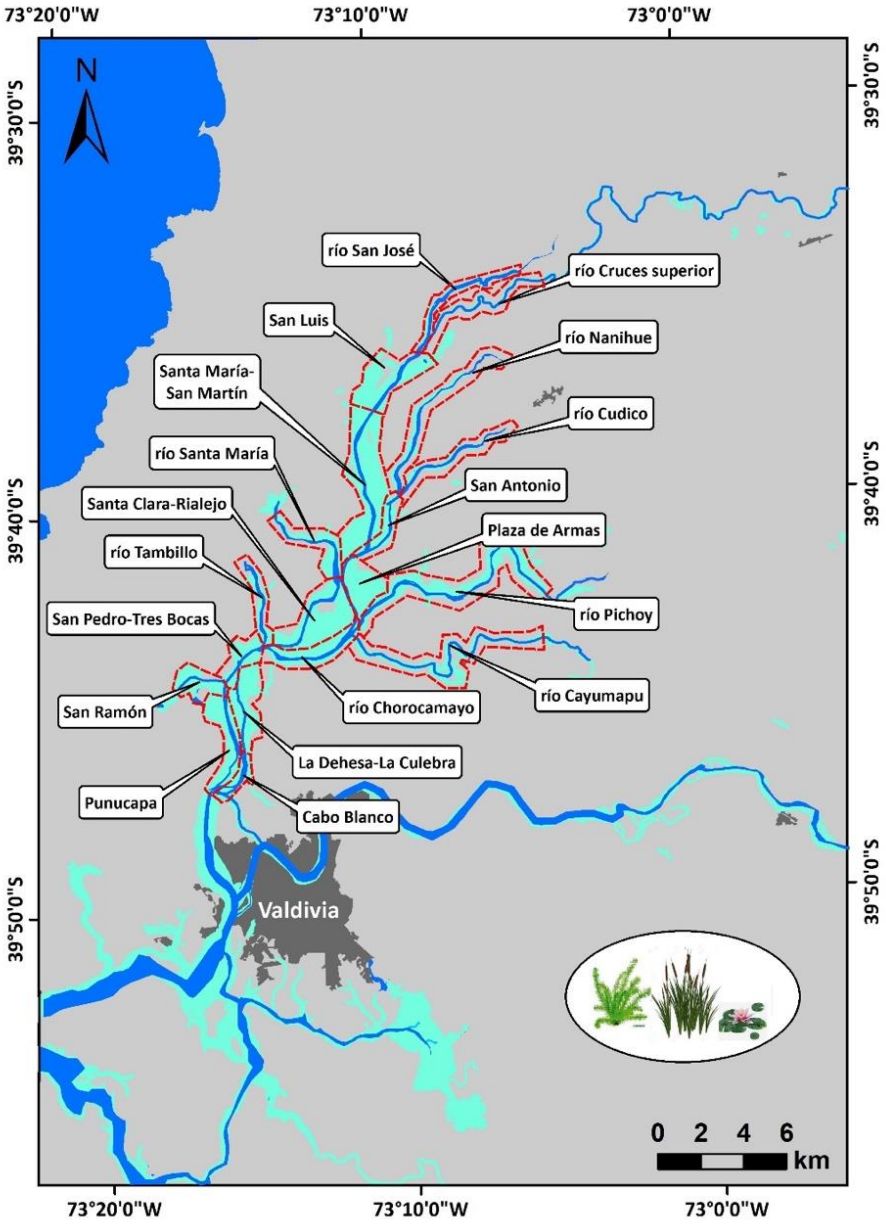


Figura 4.1.28. Delimitación de las áreas sectorizadas del HRC (n=19) para el monitoreo de la presencia y distribución espacial de las macrófitas acuáticas objeto de este estudio.

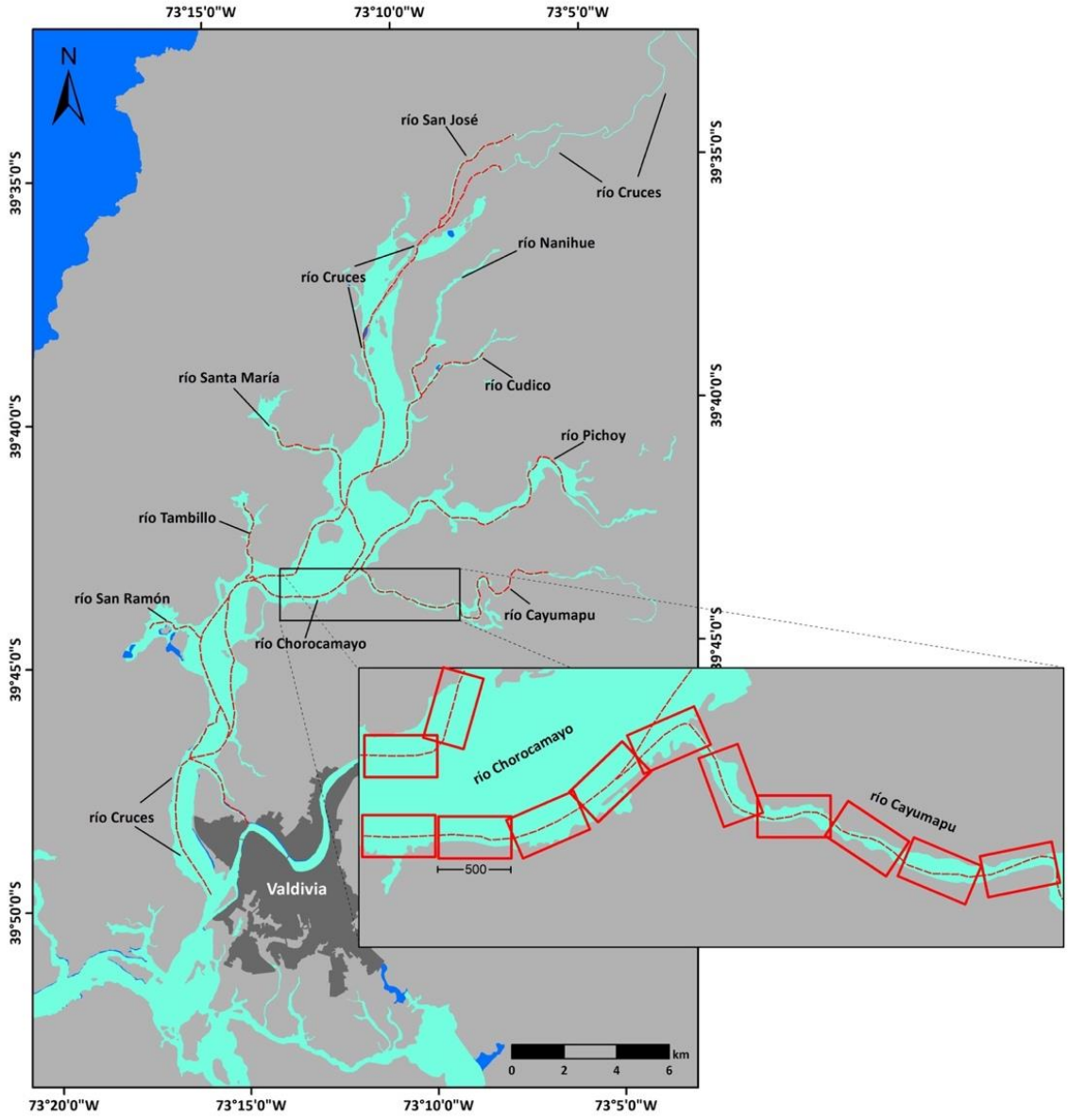


Figura 4.1.29. Demostración gráfica del tipo de muestreo, que se utiliza en este programa de monitoreo para evaluar la presencia de macrófitas acuáticas; *i.e.,* censos a lo largo de polígonos de 500 m de longitud y ubicados virtualmente en todas las riberas del sistema estuarial del HRC.

RESULTADOS

Las Figuras 4.1.30 y 4.1.31, muestran la variabilidad inter anual en la presencia promedio (n= 19 sectores) de las macrófitas acuáticas Luchecillo (*Egeria densa*), Huiro verde (*Potamogeton lucens),* Huiro café (*Potamogeton pusillus*), Clavito de agua (*Ludwigia plepoides*) y Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*). Con la excepción del Luchecillo durante el período noviembre 2015 - abril 2020 (*cf.* Fig. 4.1.30 y 4.1.31), las presencias promedios de las otras cuatro especies tienen valores altos de desviación estándar, lo que refleja una distribución heterogénea o parchosa de las mismas en el HRC.

Luchecillo

Entre noviembre 2025 y abril 2020, la presencia promedio de Luchecillo, fue en general, superior al 90% (Fig. 4.1.30). Posterior a esto y primariamente durante el período agosto & septiembre del año 2020, integrantes del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC, detectaron la ausencia o disminución significativa en la presencia de esta especie, en diferentes zonas del humedal. Debido a lo anterior, de aquí en adelante, el uso de la palabra afectación, hace referencia al período anteriormente mencionado.

De abril 2020 a noviembre del mismo año, la presencia promedio de Luchecillo había bajado desde aproximadamente 90 a 30 % (Fig. 4.1.30), para luego subir a cerca de 70% durante febrero 2021. Después de ese mes, la presencia promedio de esta macrófita acuática volvió a caer (hasta cerca de 40% de presencia promedio, durante noviembre 2021), para a partir de enero 2022 comenzar a recuperarse. Los resultados de los muestreos mensuales realizados durante el año 2023, muestran una marcada variabilidad estacional con valores de presencia promedios cercanos a 70 % durante el verano y primavera y de 60 % durante el invierno (Fig. 4.1.30).

Huiro verde

Entre noviembre 2015 y abril 2020 (muestreos estacionales), las presencias promedio del Huiro verde mostraron altos y bajos comprendidos aproximadamente entre 60 y 20% (Fig. 4.1.30). Aparentemente, la presencia promedio de esta especie no fue afectada por el o los factores que dieron origen al período de afectación del Luchecillo (agosto & septiembre 2020) (Fig. 4.1.30). De hecho, desde abril 2020 a marzo 2023, sus presencias promedio estuvieron siempre al alza (hasta *ca*. 60% durante el último mes anteriormente mencionado). Entre abril y diciembre 2023, la presencia promedio del Huiro verde varió entre aproximadamente 40 y 50% (Fig. 4.1.30).

Huiro café

La Figura 4.1.31, muestra que, entre noviembre 2015 y enero 2017, la presencia promedio de esta macrófita acuática varió aproximadamente entre 60 y 70%. De enero 2017 a mayo del mismo año, tal variable había disminuido hasta *circa* 10%. Esta situación de baja presencia (alrededor de 20% o menos), se mantuvo hasta aproximadamente fines del año 2021 (Fig. 4.1.30). En base a lo anterior, es interesante destacar, que el período de baja presencia promedio del Huiro café en el HRC (mayo 2017 a octubre 2020), ocurrió antes de la afectación del Luchecillo (invierno 2020), por lo que similar a lo mencionado para el Huiro verde, las bajas de presencia del Luchecillo café durante el período 2017 - 2021, no guardan relación con el o los factores que dieron origen al período de afectación del Luchecillo (agosto & septiembre 2020). Finalmente, las presencias promedio del Luchecillo café comenzaron a ser más altas a partir de octubre 2022, para mostrar durante el año 2023, presencias promedio más altas durante meses estivales (60 - 70%) (Fig. 4.1.30).

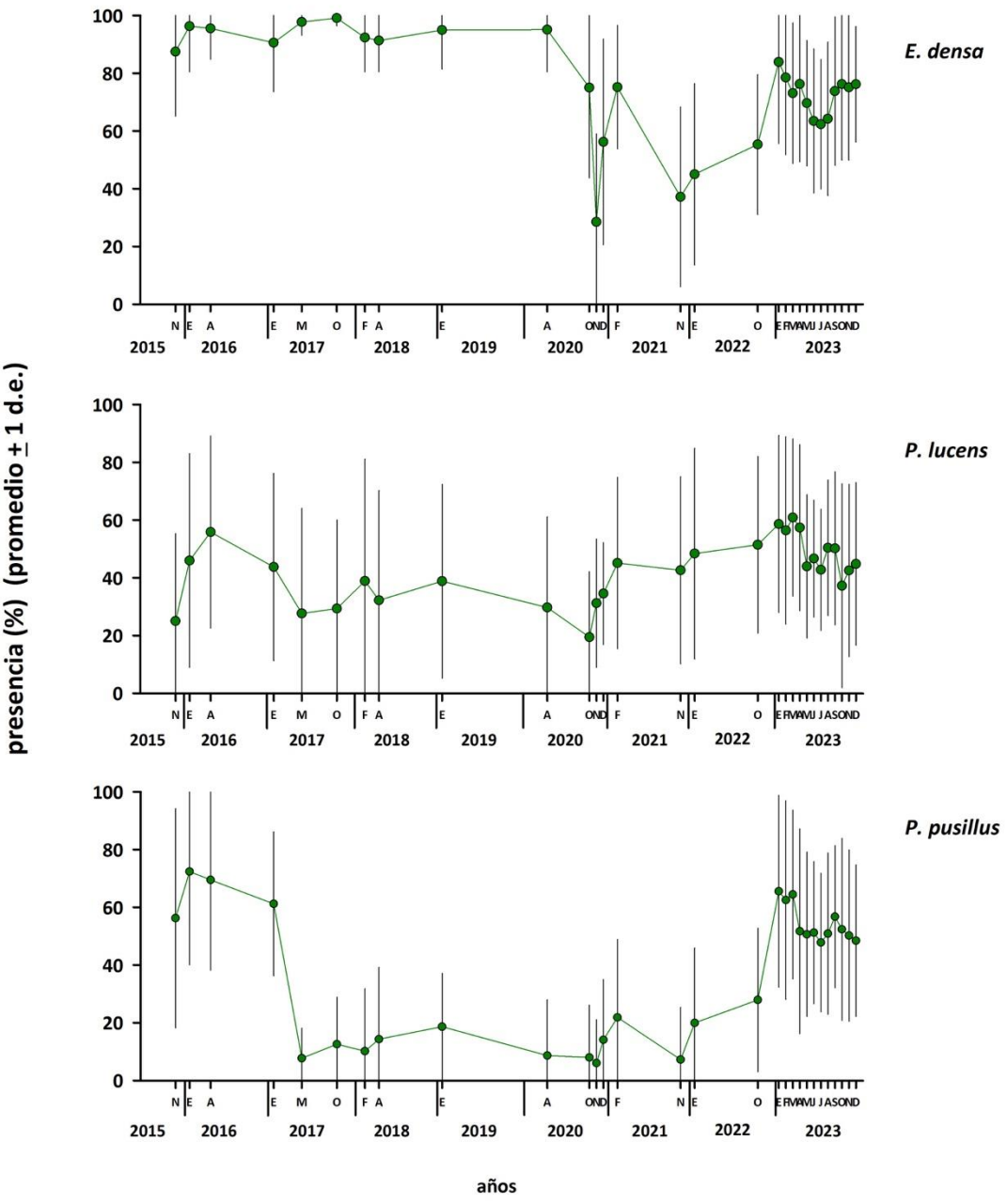


Figura 4.1.30. Variabilidad espacio temporal de la presencia promedio del Luchecillo (*Egeria densa*), Huiro verde (*Potamogeton lucens*) y Huiro café (*Potamogeton pusillus*) en 19 sectores del HRC.

Ludwigia plepoides

La presencia promedio de esta macrófita acuática, ha sido bastante conservativa durante el período de estudio. Esta ha variado en torno a un porcentaje aproximado de 40%, con excepción de los meses de mayo y octubre 2017, cuando las presencias promedio estuvieron cercanas o inferior al 20% (Fig. 4.1.31).

Sagittaria montevidensis

Durante los primeros muestreos de este estudio (noviembre 2015, enero y abril 2016), la presencia promedio de esta especie fue cercana al 40% (Fig.4.1.31). Posteriormente, la presencia promedio de la Flecha de agua, comenzó a disminuír hasta cerca de un 5% durante febrero 2018; de ahí hasta abril 2020 la presencia promedio de esta especie fue muy baja en el HRC (Fig. 4.1.31). Desde el período estival 2020 - 2021, la Flecha de agua comenzó a mostrar mayor presencia en el humedal con valores de presencias pormedio, que variaron entre aproximadamente 40 y 60 % durante el año 2023 (Fig. 4.1. 31).

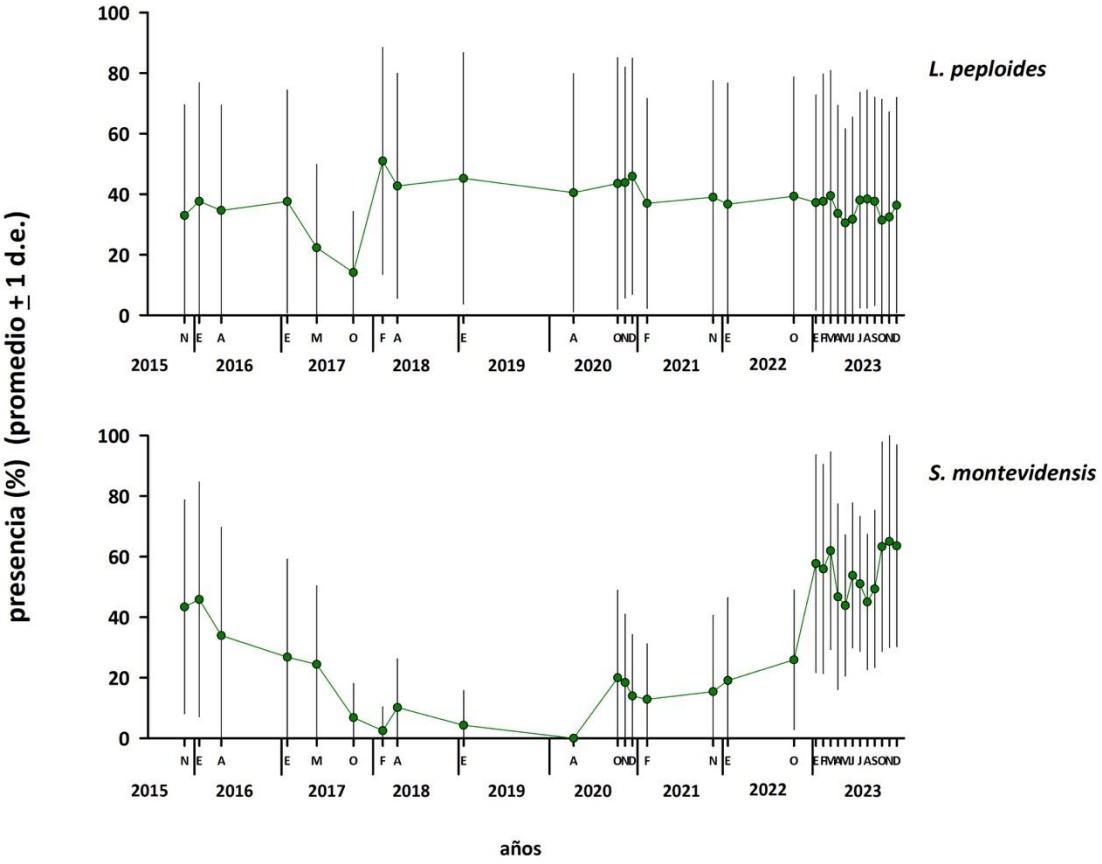


Figura 4.1.31. Variabilidad espacio temporal de la presencia promedio del Clavito de agua (*Ludwigia plepoides*) y de la Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*) en 19 sectores del HRC.

CONCLUSIONES

- Durante el año 2023, los valores de presencia promedio de Luchecillo, Huiro café y Flecha de agua, fueron más altos que durante años precedentes. Por el contrario, durante ese año, las presencias promedio de Huiro verde fueron más bajas que durante los años anteriores. A su vez, el Clavito de agua mostró durante el año 2023, presencias promedio similares a las de muestreos previos a ese año.
- Durante el año 2020, solo el Luchecillo mostró una marcada baja, en cuanto a presencia se refiere; ese fue el año de la afectación de esta especie en diferentes áreas del humedal.

- Durante el período noviembre 2015 - abril 2020 y con excepción del Luchecillo, las presencias promedios del Huiro verde, Huiro café, Clavito de agua y Flecha de agua, mostraron valores altos de desviación estándar, lo que refleja la distribución parchosa de las mismas en el HRC. Posterior a abril 2020, los promedios de presencia de las últimas cuatro especies han seguido mostrando tal tipo de distribución (esto último evidenciado por las altas desviaciones estándar calculadas), situación también evidenciada para el Luchecillo.

4.1.4. COBERTURA DE LUCHECILLO MEDIANTE ORTOMOSAICOS (*)

METODOLOGIAS

Hasta el año 2023, los ortomosaicos obtenidos con aparatos voladores no tripulados, se utilizaban como insumo complementario para los análisis de cobertura de Luchecillo, mediante sensores remotos. Con posterioridad a la afectación que afectó al Luchecillo durante el invierno 2020 (ver mención a tal situación en sección 4.1.2 de este Informe), los orto mosaicos arriba mencionados comenzaron a ser también utilizados con el objetivo de evaluar la variabilidad inter anual de la cobertura de esta macrófita acuática. Los vuelos se han realizado con un Dron Mavic 2 Pro, a alturas que han variado entre 50 y 80 m y durante meses de primavera, verano e inicios del otoño.

Para el caso específico del objetivo arriba mencionado, las imágenes obtenidas con el Dron se procesaron con el “software” Agisoft meta shape, a fin de obtener orto mosaicos de cada sitio de muestreo. Durante el año 2023, esas imágenes fueron sometidas a análisis tendientes a evaluar la cobertura de Luchecillo (ver metodologías más adelante) en los 13 sectores que se muestran en la Figura 4.1.32.

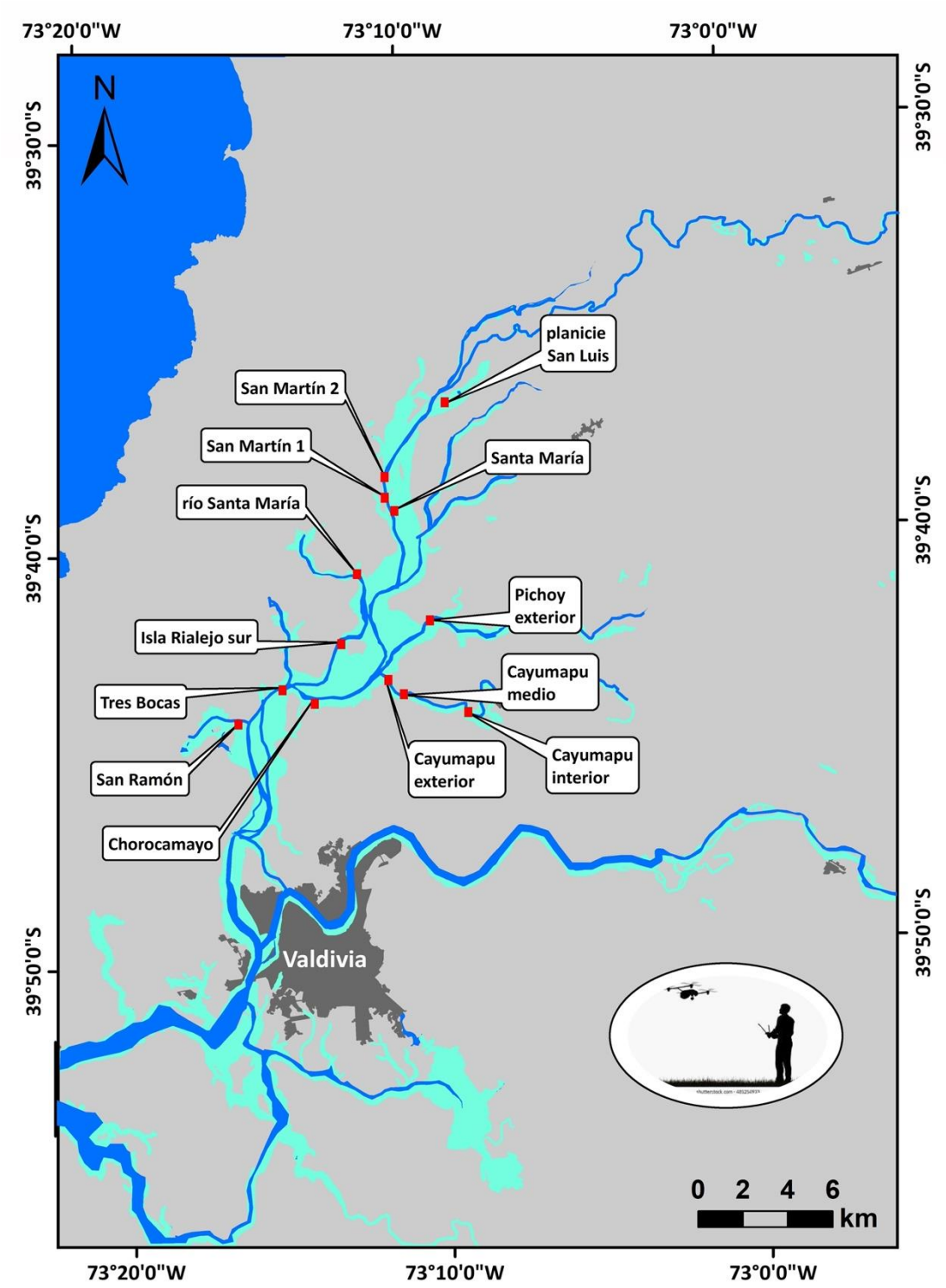


Figura 4.1.32. Ubicación de los 13 sitios seleccionados para obtención de ortomosaicos para evaluación inter anual de la cobertura del Luchecillo.

Dado que los ortomosaicos obtenidos en cada vuelo pueden varíar en tamaño, se procedió a estandarizar las imágenes para cada sitio, de manera que representaran la misma área. Esta estandarización se realizó manualmente, utilizando el software Photoshop; para ello, se montaron las imágenes (*i.e.,* orto mosaicos) de cada sitio a lo largo de los años y se seleccionaron únicamente aquellos segmentos, donde el montaje o traslape era del 100%.

Con las imágenes estandarizadas, se empleó la herramienta "varita mágica" de Photoshop para seleccionar los píxeles asociados al Luchecillo, al agua y a elementos no deseados para los análisis (muelles, lanchas, troncos, etc). La selección de píxeles se ajustó con la información obtenida *in situ* (presencia de plantas de Luchecillo). Finalmente, y a través de la herramienta "Histograma", se determinó el número total de píxeles asociados a esta macrófita acuática, al agua y a elementos no deseados en cada sitio y año.

Para obtener el porcentaje de Luchecillo para cada sitio y mes de muestreo, se aplicaron las siguientes formulas:

- Píxeles disponibles para el Luchecillo = (píxeles totales - píxeles agua - pixeles de elementos no deseados para los análisis)
- % de Luchecillo = (pixeles de Luchecillo x 100) / pixeles disponibles para esta planta

RESULTADOS

La Figura 4.1.33 muestra la variabilidad inter anual en la cobertura de Luchecillo en cada uno de los 13 sitios de estudio. La data analizada, tiene fecha de inicio el año 2015 para todos los sitios, con excepción de Cayumapu medio, cuyos años de inicio de obtención de orto mosaicos fue el año 2019.

Durante el período previo a la afectación de esta macrófita durante el invierno 2020 (la “afectación” de aquí en adelante; ver mención a tal situación en sección 4.1.2 de este Informe), la cobertura de esta macrófita era mayor al 60 % en los 13 sitios de estudio; más aún, en sitios como San Martín 2, Santa María y Pichoy exterior, la cobertura del Luchecillo era cercana al 100 % (Fig. 4.1.33).

A partir de febrero 2021 (vuelos realizados aproximadamente seis meses después de la afectación) y hasta octubre 2023, es posible identificar las siguientes categorías, en base al grado de afectación y/o recuperación de esta macrófita acuática en el HRC:

i) Categoría 1: sitios donde la cobertura tiene valores cercanos o inferiores al 10 %: planicie sedimentaria intermareal de San Luis y fondos someros ubicados en los sitios Santa María, río Santa María, San Martín 2, Chorocamayo y desembocadura del río San Ramón (Fig. 4.1.33 a).

ii) Categoría 2: sitios en los cuales la cobertura muestra valores cercanos al 30 - 40 %: San Martín 1, Isla Rialejo sur, río Pichoy exterior y Tres Bocas (Fig. 4.1.33 b).

iii) Categoría 3: sitios donde la cobertura del Luchecillo cayó abruptamente (hasta *ca.* 20 - 40 %) después del invierno 2020 y que para octubre 2023 los valores de la misma, habían aumentado hasta *ca.* 80 % (Cayumapu exterior y Cayumapu medio) (Fig. 4.1.33 c).

iv) Categoría 4: sitio donde la cobertura del Luchecillo no fue afectada por lo ocurrido el invierno 2020 y cuyos valores han variado (2015 - 2023), en torno a aproximadamente 70 - 90 % (Fig. 4.1.33 d).

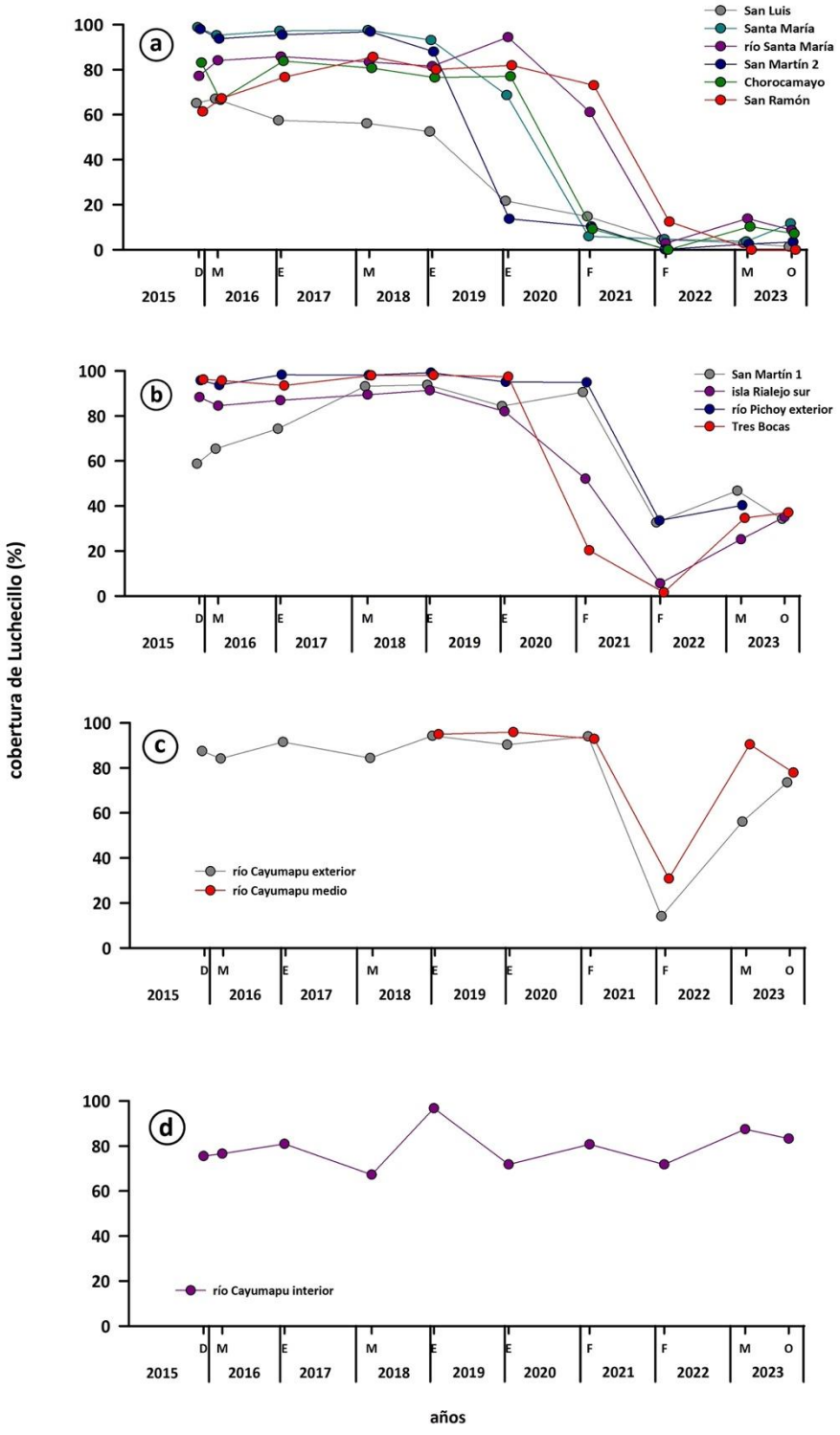


Figura 4.1.33. Variabilidad espacial e inter anual de la cobertura (%) de Luchecillo obtenida mediante orto mosaicos, durante el periodo 2015 - 2023 en 13 sectores del HRC.

La Figura 4.1.34, muestra los promedios de cobertura de Luchecillo, antes y después de la afectación que ocurrió el año 2020; los datos de “antes”, van desde diciembre 2015 a enero 2020 y los de “después”, desde febrero 2021 a octubre 2023 (*cf.* Fig. 4.1.33).

Las coberturas promedio durante el período “antes”, fueron significativamente más altas ($p<0,05$), que durante el período “después” en todos los sitios comparados en la categoría 1 (n=6) y en la mayoría de aquellos comparados en la categoría 2 (3 de 4) (Fig. 4.1.34 y Tabla 4.1.10). Por el contrario, no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar los períodos “antes” y “después” en los dos sitios de la categoría 3 (Fig. 4.1.34 y Tabla 4.1.10).

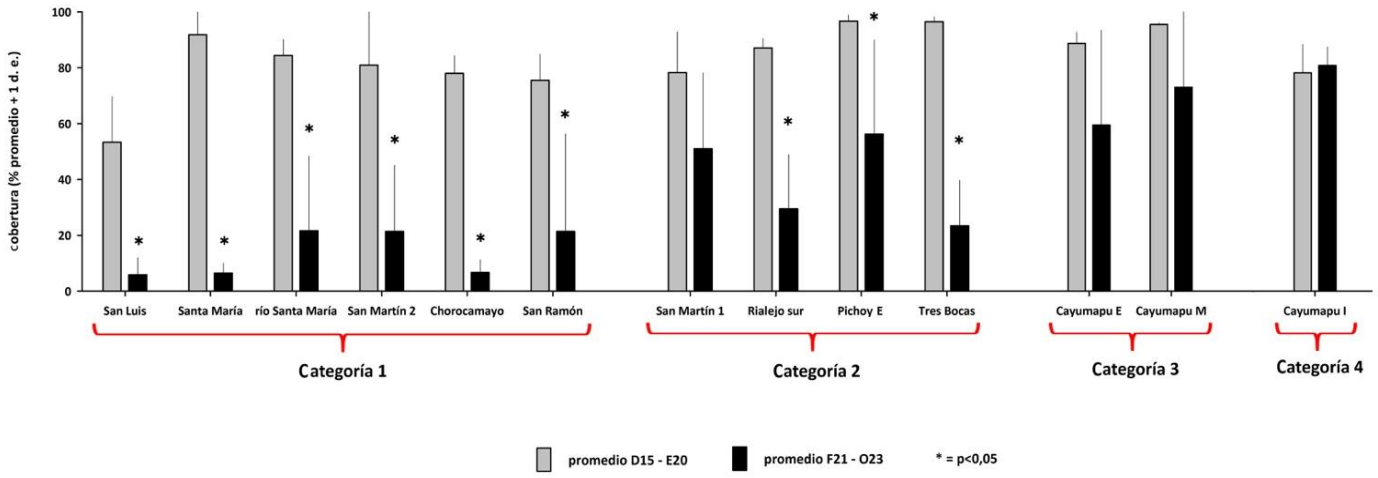


Figura 4.1.34. Coberturas promedio de Luchecillo, “antes” y “después” de la afectación de esta macrófita, ocurrida durante el invierno 2020. Los períodos “antes” y “después”, corresponden al conjunto de datos recolectados entre diciembre 2015 y enero 2020 y febrero 2021 - octubre 2023, respectivamente.

Tabla 4.1.10. Resumen de ANDEVA de una vía para evaluar eventuales diferencias temporales en las coberturas de Luchecillo de 13 sectores del HRC, evaluadas "antes" (D15-E20) y "después" (F21-O23) del periodo 2015 - 2023. Los valores de p en rojo son significativos (p<0,05) para cada prueba.

Categoría	sitio	GL	SC	CM	F	P
1	San Luis (*)	1	2,877	2,877	31,986	**<0,001**
1	Santa María (*)	1	3,408	3,407	170,315	**<0,001**
1	río Santa María (*)(**)	1	1,721	1,700	14,870	**0,005**
1	San Martín 2 (*)	1	4,061	4,061	8,808	**0,018**
1	Chorocamayo (*)(**)	1	3,355	3,355	39,004	**<0,001**
1	San Ramón (*)(**)	1	3,096	0,312	9,913	**0,014**
2	San Martín 1 (*)	1	0,115	0,115	5,731	0,055
2	Rialejo sur (*)(**)	1	0,827	0,807	12,267	**0,008**
2	Pichoy E (*)(**)	1	0,160	0,106	9,591	**0,017**
2	Tres Bocas (*)(**)	1	1,655	1,556	10,538	**0,012**
3	Cayumapu E (*)	1	0,166	0,165	3,246	0,109
3	Cayumapu M (*)	1	0,031	0,031	0,810	0,419
4	Cayumapu I	1	0,001	0,001	0,274	0,615

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; p = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log 10 o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

CONCLUSIONES

- El análisis comparativo de orto mosaicos, obtenidos entre los años 2015 y 2023, en 13 sitios del HRC, muestra que la afectación de la cobertura del Luchecillo ocurrida durante el año 2020, no fue uniforme a través del humedal.

- Sitios ubicados en o cercanos a planicies sedimentarias intermareales (aquellos incluidos en la categoría 1), fueron los de mayor afectación (*i.e.*, disminución notoria de la cobertura y recuperación baja). En el otro extremo, en sitios ubicados en áreas sin tal tipo de hábitat, la afectación fue menor (aquellos incluidos en categoría 3) o esta no ocurrió (Cayumapu interior).

4.1.5. ESTADO DE LUCHECILLO MEDIANTE MUESTREOS DE BIOMASA FRESCA ("STANDING STOCK") (*)

METODOLOGIAS

Esta evaluación se ha venido realizando desde enero 2020, aproximadamente siete meses antes de la afectación del Luchecillo en el HRC que ocurrió durante ese año (ver mención a tal situación en sección 4.1.3 de este Informe).

Durante marea baja y en 33 sitios de muestreo (Fig. 4.1.35), se ha utilizado un cuadrante de 50 x 50 cm (0,25 m^2) para delimitar un área determinada y extraer plantas de la misma (Fig. 4.1.36). Lo anterior, con el objetivo de obtener datos de biomasa en pie ("standing stock") o peso fresco de esta macrófita acuática. Los muestreos se han realizado cuando la altura del espejo de agua es menor (período de menor pluviodidad o noviembre & inicios de mayo), de tal modo de acceder con facilidad a las praderas de Luchecillo.

Los datos se han analizado, vía evaluación de la variabilidad en el tiempo de valores promedios de biomasa en pie (peso fresco *ex situ*) y elaboración de histogramas. Para lo último, los datos de terreno se ordenaron en intervalos de valores de peso y representaron graficamente, por medio de histogramas.

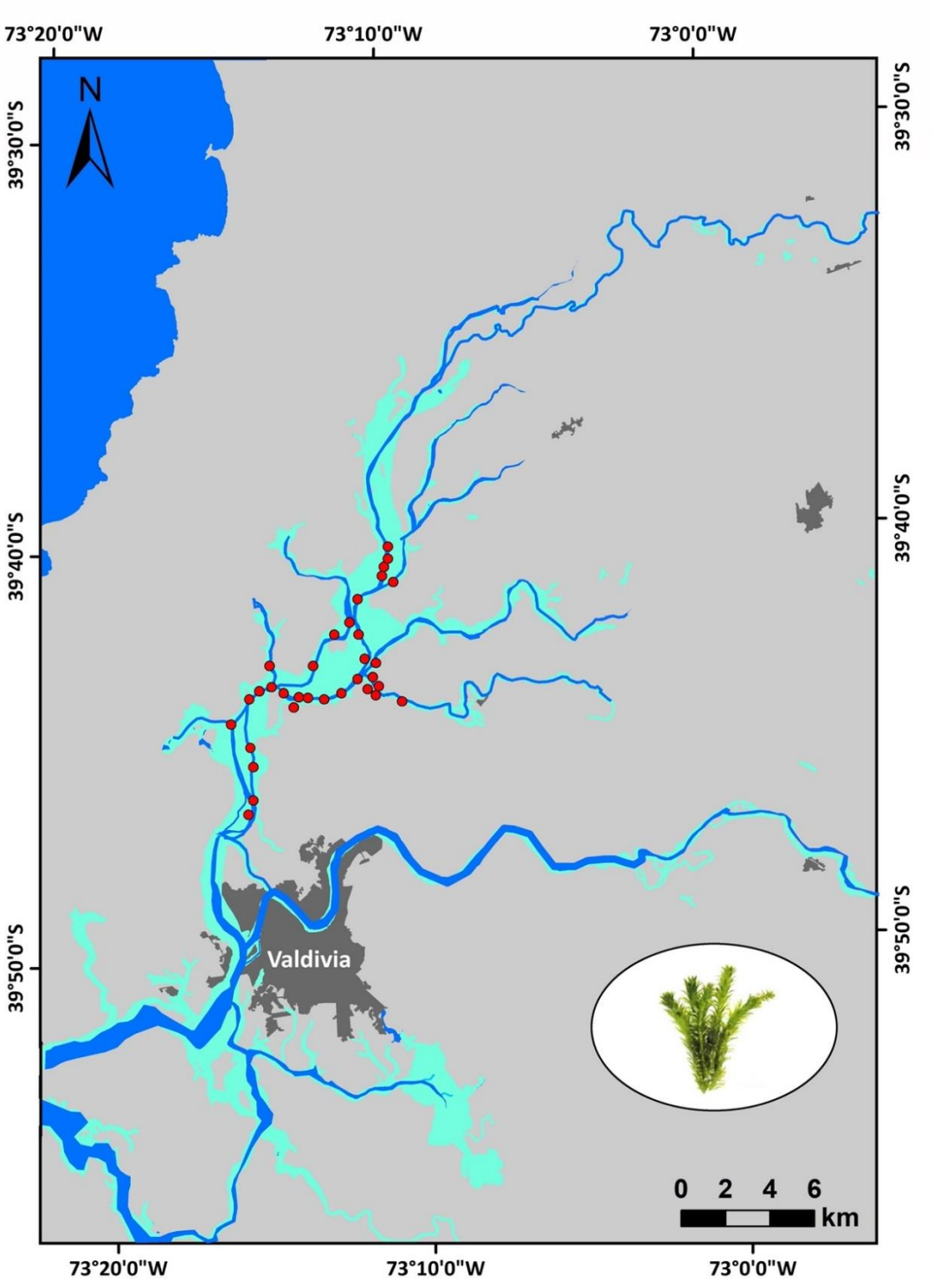


Figura 4.1.35. Ubicación de los 33 sitios donde se han obtenido muestras para evaluación inter anual de la biomasa en pie ("standing stock") del Luchecillo en el HRC.



Figura 4.1.36. Utilización de un cuadrante de 50 x 50 cm (0,25 m^2) para delimitar un área determinada (lado izquierdo) y extraer plantas de Luchecillo (lado derecho) para proceder a obtener valores de peso fresco o húmedo *ex situ*, en los 33 sitios indicados en la Fig. 4.1.35.

RESULTADOS

La Figura 4.1.37 muestra la variabilidad inter anual de la biomasa fresca promedio (n= 33 sitios) de Luchecillo en el HRC. Con anterioridad al invierno del 2020, el valor promedio de tal parámetro fue de alrededor de 600 gramos por 0,25 m^2; con posterioridad a ese invierno (noviembre 2020 a noviembre 2022, los valores promedio de peso fresco de Luchecillo variaron entre aproximadamente 400 y 500 gramos por 0,25 m^2 (Fig. 4.1.37). Para mayo 2023 (*circa* tres años de ocurrida la afectación), la biomasa fresca de esta macrófita acuática, había alcanzado un promedio cercano a los 1100 gramos por 0,25 m^2 (Fig. 4.1.37), situación que permite hipotetizar que, para esta fecha, este parámetro biológico había entrado en proceso de recuperación.

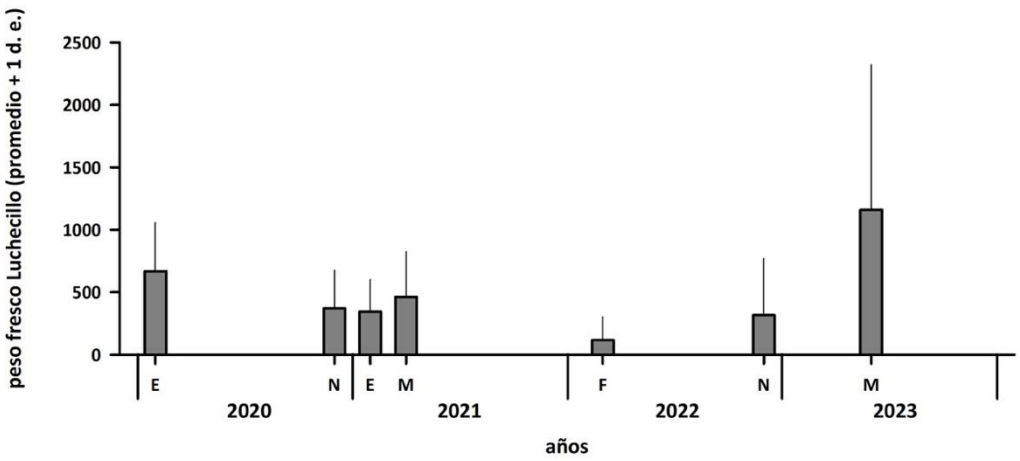


Figura 4.1.37. Variabilidad de la biomasa promedio en pie ("standing stock") del Luchecillo en el HRC. Valores promedios calculados en base a un n de 33 sitios.

La Tabla 4.1.11, muestra los resultados del análisis de varianza y test *a posteriori* de Tukey, llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias entre los valores de biomasa peso fresco de Luchecillo, obtenidos para cada uno de los meses de muestreo indicados en la Figura 4.1.37. Esos resultados, muestran que el valor obtenido para marzo 2023, fue significativamente más alto ($p<0,05$) que todos los otros valores obtenidos durante este estudio y que aquellos calculados para febrero y noviembre 2022 fueron los más bajos.

Tabla 4.1.11. Resumen de ANDEVA de una vía y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias temporales en la biomasa peso fresco de Luchecillo, registrada en 33 puntos del HRC durante el periodo 2020 - 2023. El factor de análisis es Fecha (enero 2020 (E20), noviembre 2020 (N20), enero 2021 (E21), marzo 2021 (M21), febrero 2022 (F22), noviembre 2022 (N22) y mayo 2023 (M23).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Biomasa (*) (**)	Fecha	6	99,757	16,626	21,449	<0,001	M23>E20=N20=E21=M21>F22=N22
	Error	224	173,637	0,775			
	Total	230	273,394				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

La Figura 4.1.38, representa de otro modo - confección de histogramas - la disminución de la biomasa peso húmedo del Luchecillo, durante el invierno 2020. Tres son los aspectos que destacan del análisis de esos histogramas: i) durante enero 2020 (antes de la afectación), se detectó la presencia de Luchecillo en todos los cuadrantes examinados; en otras palabras, el intervalo 0 - 1 g de peso fresco (correspondiente a ausencia de Luchecillo) no estuvo representado durante ese mes; ii) aún cuando, entre noviembre 2020 y mayo 2023, el intervalo correspondiente a ausencia de Luchecillo (0 - 1 g de peso fresco) estuvo representado (con excepción de marzo 2021), el número de cuadrantes con ausencia de plantas, disminuyó desde febrero y noviembre 2022 a mayo 2023; iii) entre noviembre 2022 y mayo 2023, se observó un desplazamiento hacia la derecha de los intervalos que representan los valores más altos de biomasa (> 1000 gramos).

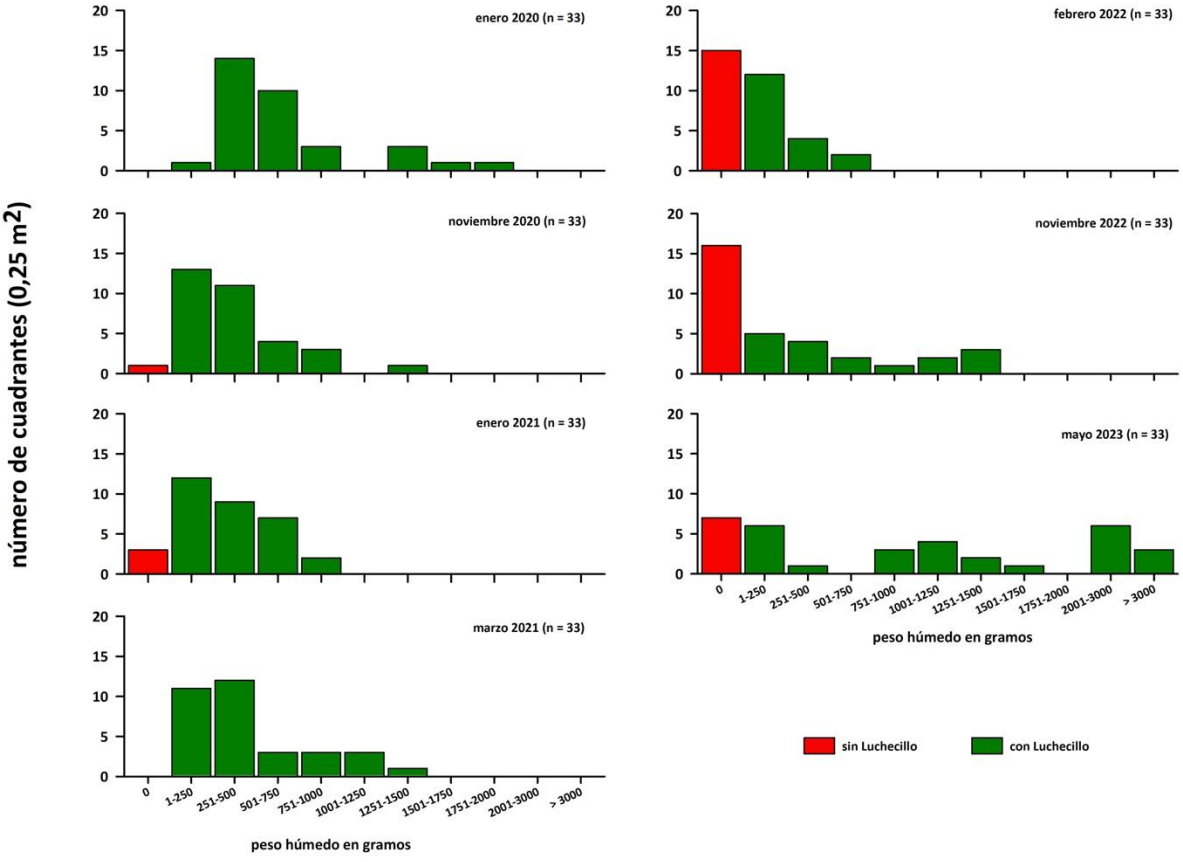


Figura 4.1.38. Valores de biomasa (peso húmedo en gramos) de muestras de Luchecillo pesadas *ex situ* en los 33 sitios de muestreo que se indican en la Figura 4.1.35.

CONCLUSIONES

- Luego de la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020, su biomasa peso fresco permaneció por al menos dos años, con valores inferiores a los de mayo 2020 (mes de estudio correspondiente al período precedente al de la afectación).
- El resultado del análisis estadístico y el de los histogramas, sugieren que, a mayo 2023, la biomasa peso fresco del Luchecillo se había comenzado a recuperar en el HRC.

4.1.6. ESTIMACION DEL ESTADO DE SALUD DEL LUCHECILLO MEDIANTE OBSERVACIONES *EX SITU* Y CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO (*)

METODOLOGIAS

Plantas sanas y afectadas

Desde el año 2014, se ha venido monitoreando el estado de varios componentes abióticos y bióticos del HRC; entre los últimos, se incluye al Luchecillo. La experiencia acumulada durante años, ha permitido al equipo del monitoreo del humedal, utilizar un criterio muy simple para diferenciar el estado de salud del Luchecillo; este criterio está relacionado al aspecto físico y externo de plantas observadas *in situ* y *ex situ*.

Las plantas de color verde, sin manchones café oscuros en sus hojas y talos y sin daños estructurales externos a simple vista, son plantas sanas (Fig. 4.1.39 a). Por el contrario, las plantas de color café oscuro y negro en sus hojas y talos (Fig. 4.1.39 b y c) y con aparentes daños externos o manchas necróticas sobre esas estructuras, son plantas afectadas.



Figura 4.1.39. a) Plantas de Luchecillo de color verde o sanas; b) plantas de color café oscuro y c) plantas negras (plantas afectadas).

La presencia de Luchecillo verde y café oscuro se ha evaluado entonces, en los 92 sitios que se indican en la Figura 4.1.40.

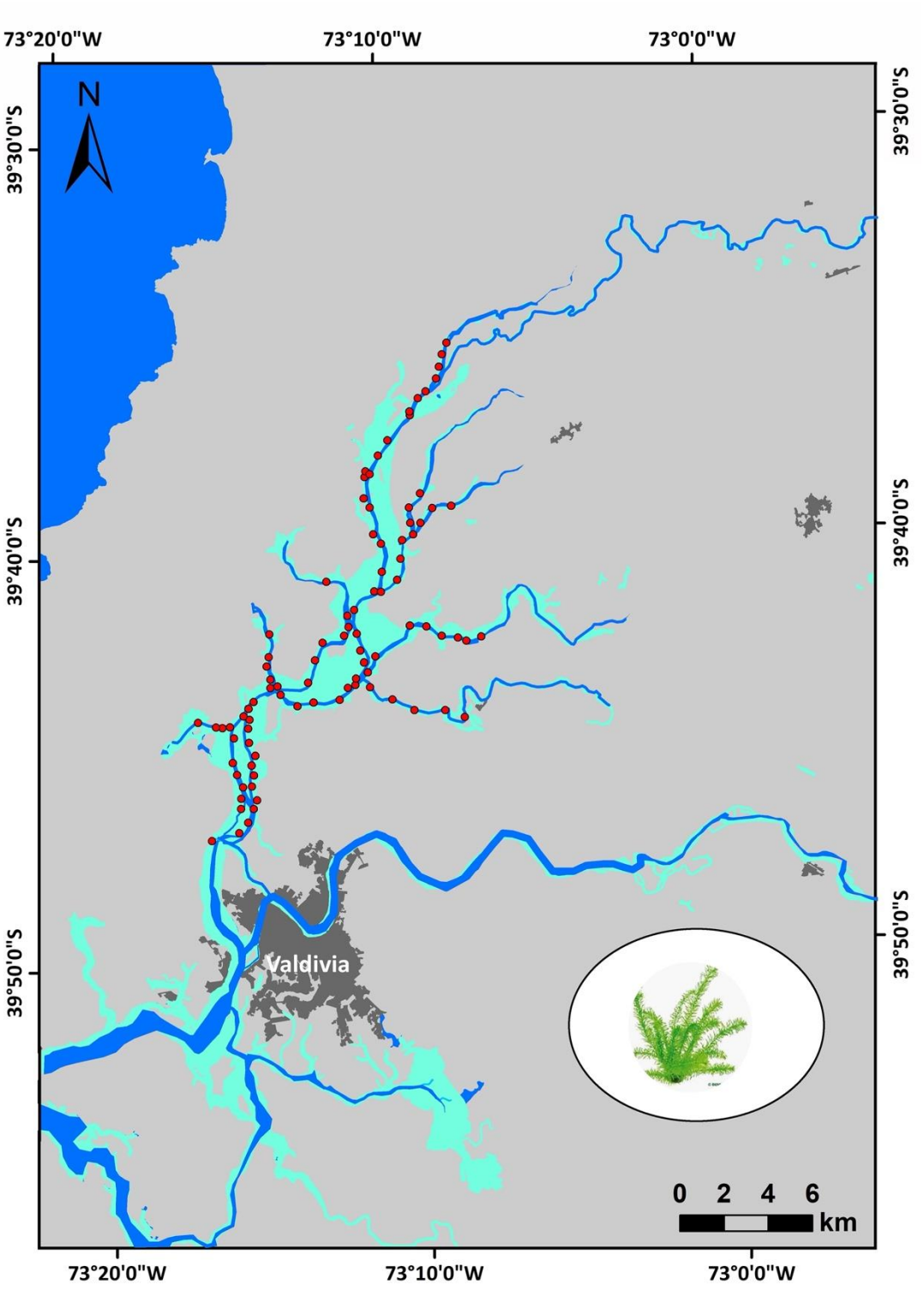


Figura 4.1.40. Ubicación de los 92 sitios, donde se ha evaluado el estado de salud del Luchecillo en el HRC, vía el exámen *in situ* y *ex situ* de las plantas.

Carga de sólidos particulados o sedimentos en plantas de Luchecillo

Durante diciembre 2020 (aproximadamente cuatro meses después de haber detectado la afectación del Luchecillo en el humedal), fue posible observar en el agua superficial de algunos sitios con fondos someros (< 1 m de profundidad) ocupados con praderas de Luchecillo, concentraciones de sedimentos suspendidos aparentemente más altas que las de otros fondos someros también ocupados por Luchecillo (Fig. 4.1.41). Aparentemente también, el color de las plantas de aquellos sitios se correlacionaba con la cantidad de sedimentos suspendidos en el agua superficial.



Figura 4.1.41. Fondos someros ocupados por Luchecillo, con diferentes concentraciones de sedimentos suspendidos en el agua superficial de los mismos (concentraciones más altas en sitio representado por la fotografía superior).

Debido a lo anterior (cargas diferenciales de sedimentos suspendidos en el agua superficial de fondos someros con Luchecillo), se hace uso de datos resultantes del análisis de muestras de plantas recolectadas entre el 2 y 4 de diciembre de 2020 (dentro y fuera del HRC), con el objetivo de evaluar cuantitativamente la carga de sedimentos de plantas verdes (n = 8) y café oscuro (n = 5) recolectadas dentro del HRC y de plantas verdes recolectadas en las riberas del río Calle Calle (n = 4) (Fig. 4.1.42).

Las muestras obtenidas en este último río, fueron controles para las del HRC, ya que durante la mayor parte de las visitas a terreno realizadas entre los años 2014 (inicio del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC) al 2023, han mostrado color verde o dicho de otro modo, han estado sanas.

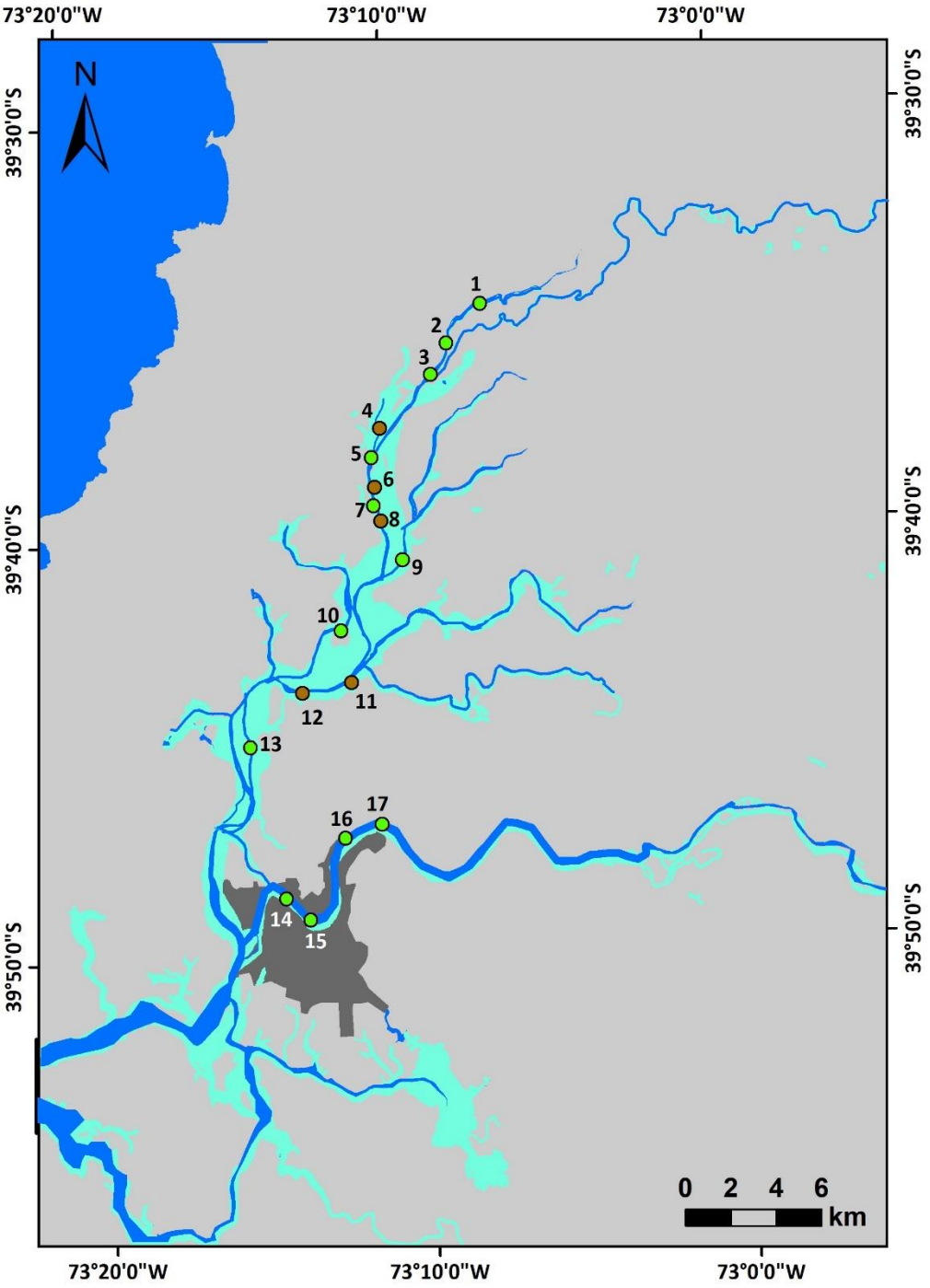


Figura 4.1.42. Ubicación de los sitios, desde donde se recolectaron muestras de plantas verdes y café oscuro en el humedal (sitios 1 a 13) y plantas verdes en el río Calle Calle (sitios 14 a 17). Nótese el color de los círculos, los cuales señalan desde qué zonas se obtuvieron plantas de color verde y plantas de color café oscuro.

La Figura 4.1.43 ilustra el procedimiento *ex situ* realizado con las plantas recolectadas. Estas se colocaron en una centrífuga manual para lavado de verduras y a la cual se le agregaron 500 cc de agua, recolectada desde el humedal y en cada sitio de muestreo. Las plantas se lavaron vía rotación de la centrífuga, para así desprender los sólidos particulados o sedimentos depositados sobre los talos y hojas de las mismas.

Las muestras de agua resultantes de este proceso, se guardaron en recipientes plásticos y llevaron al laboratorio para ser filtradas en filtros de fibra de vidrio Whatman GF/F (4,7 cm de diámetro con poros de 0,7 micrones) previamente pesados. Los filtros se llevaron a estufa para ser secados a 70°C por 48 horas, para posteriormente ser nuevamente pesados.

Las concentraciones de sólidos particulados (sedimentos) depositados sobre las plantas, se calcularon por diferencias de peso de filtros sin y con muestras. Las concentraciones de sólidos particulados en diferentes estados de salud del Luchecillo se compararon con Análisis de Varianza y Test *a posteriori* de Tukey (ver Sokal & Rohlf, 1994).



Figura 4.1.43. Uso de centrífuga manual para lavado de verduras y obtención de sólidos particulados depositados sobre las plantas de Luchecillo. a) centrífuga manual para lavado de verduras, b) centrífuga cargada con plantas de Luchecillo, d) centrífuga cargada con plantas, previo a la rotación manual de la centrífuga, d) recolección de agua con sólidos liberados desde talos y hojas de las plantas, luego de rotación de la centrífuga manual.

Contenidos de Hierro y Aluminio en plantas de Luchecillo

Ya que se conoce que los suelos de la cuenca del área donde se inserta el HRC, tienen altos contenidos de Hierro y Aluminio - así como los sedimentos sub acuáticos del humedal (UACh 2005, 2015) - y que los resultados de análisis de plantas afectadas durante los cambios ambientales del año 2004 - 2005 y recolectadas dentro del HRC, tenían altos contenidos de Hierro, se utilizan en este estudio los contenidos de Hierro y Aluminio, como descriptores o "proxys" del estado de salud de esta macrófita acuática en el área (*cf.* UACh 2005, 2008, 2012, 2015). Debido a esto y con periodicidad *circa* estacional, se han recolectado plantas de Luchecillo en los sectores que se indican en la Figura 4.1.44, para evaluar concentraciones de estos metales pesados en los tejidos de las mismas.

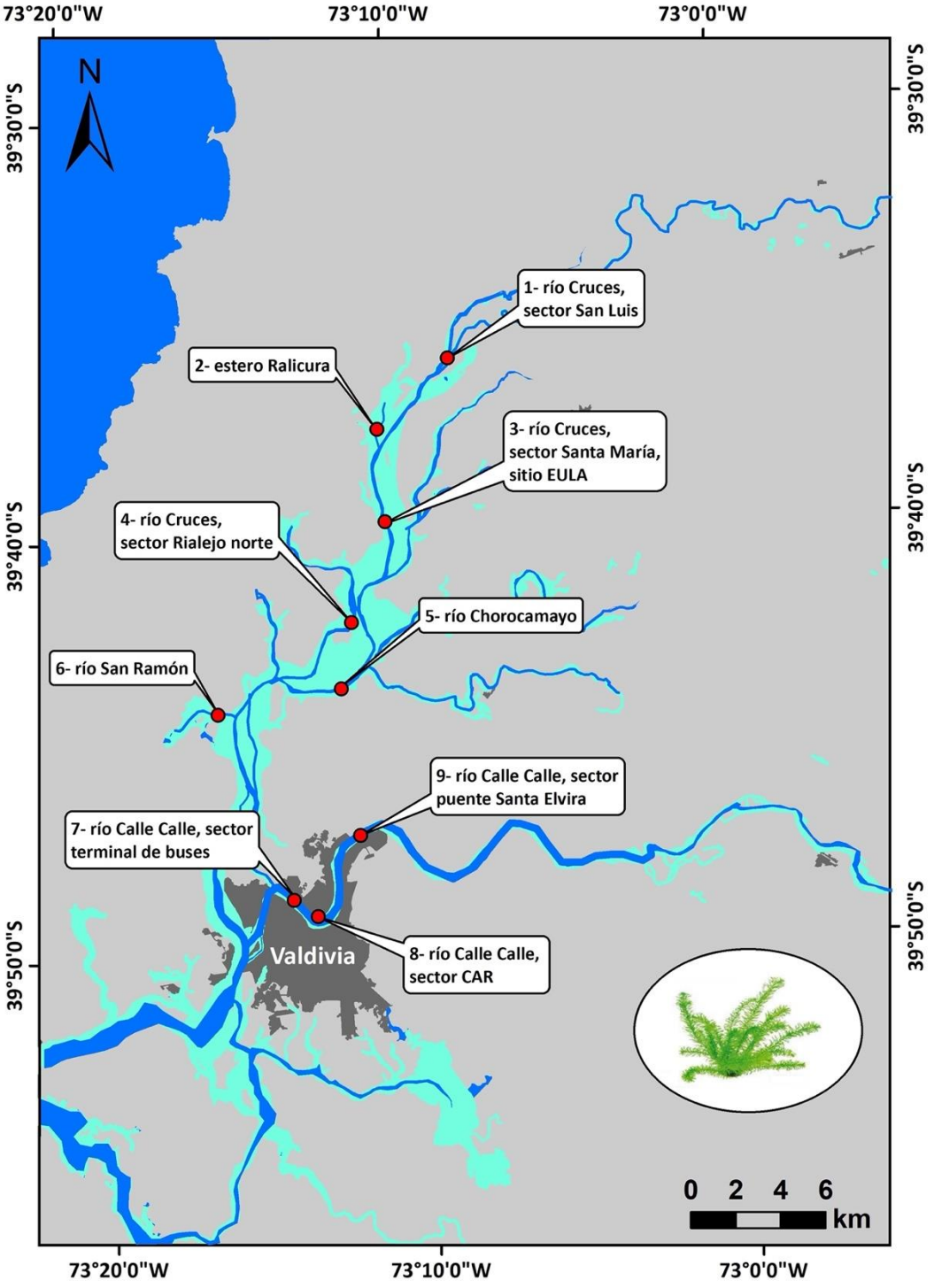


Figura 4.1.44. Ubicación de los nueve sitios, desde donde se han recolectado plantas para el análisis de contenidos de He y Al dentro y fuera del HRC.

La selección de esos sectores, data desde la evaluación de los contenidos de Hierro y Aluminio en plantas sanas (color verde) y afectadas (color café oscuro) recolectadas en el HRC, con posterioridad a la afectación del Luchecillo que ocurrió durante el invierno 2020. Los sitios de muestreo de plantas verdes han sido San Luis (sitio 1), Santa María, sitio EULA (sitio 3) y Rialejo norte (sitio 4), a la vez que en los sectores Ralicura (sitio 2), río Chorocamayo (sitio 5) y río San Ramón (sitio 6), se recolectaron plantas de color café oscuro entre enero 2021 y marzo 2023 (Fig. 4.1.44).

Aparte de lo anterior, se recolectaron plantas verdes en tres sitios del río Calle Calle: sector terminal de buses (sitio 7), CAR o Centro de Alto Rendimiento (sitio 8) y Puente Santa Elvira (sitio 9) (Fig. 4.1.44). Las muestras obtenidas en este último río, fueron controles para las del HRC, ya que durante la mayor parte de las visitas a terreno realizadas entre los años 2014 (inicio del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC) y 2023, las plantas de Luchecillo que ocurren en el río Calle Calle, han mostrado color verde o dicho de otro modo, han estado sanas. Durante septiembre y diciembre 2023, ya no se encontraron plantas de color café oscuro en el HRC; en otras palabras, solo se encontraron plantas verdes o sanas.

Las muestras recolectadas de Luchecillo, no tuvieron ningún tratamiento después de ser recolectadas (*i.e.,* no se lavaron); una vez en el laboratorio se secaron a temperatura ambiente (14 - 16^{o}C) y enviaron al Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ) de la Universidad de Concepción, para análisis de concentraciones de Hierro y Aluminio, mediante uso de Plasma Inductivamente Acoplado con detector Masa, Thermo Scientific IQ-ICP/MS). Tales concentraciones fueron comparadas gráficamente con datos obtenidos durante febrero 2008, febrero 2012 y abril 2014 (UACh 2008, 2012, 2015), además de aquellos obtenidos duarante marzo y septiembre del año 2023.

RESULTADOS

Plantas sanas y afectadas

La Figura 4.1.45, muestra la variabilidad en la presencia de Luchecillo en el área de estudio (92 sitios; Fig. 4.1.40), sin considerar el estado de salud o color de talos y hojas de las plantas observadas *ex situ*. Entre noviembre 2015 y octubre 2020, la presencia promedio de esta especie fue cercana a 90%; posteriormente tal parámetro comenzó a disminuir hasta *circa* 40% en enero 2022 (Fig. 4.1.45). A partir de abril 2022, la presencia porcentual del Luchecillo comenzó a recuperarse gradualmente hasta alcanzar *circa* 75% en diciembre 2023 (Fig. 4.1.45).

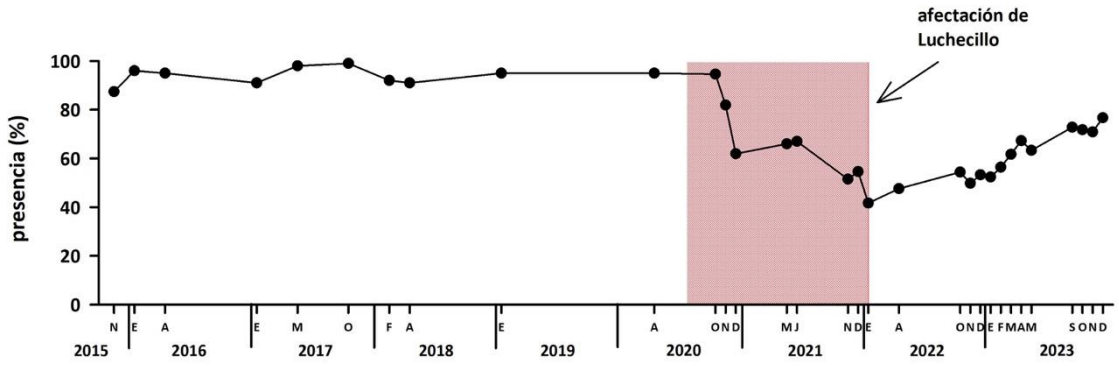


Figura 4.1.45. Variabilidad inter anual en la presencia de Luchecillo: estimaciones en base a observaciones *ex situ* en los 92 sitios, cuyas localizaciones se muestran en la Figura 4.1.40. Los porcentajes aluden a todo tipo de plantas, sin hacer diferenciación en plantas color verde, café oscuro o negro.

Entre noviembre 2015 y abril 2020, la presencia promedio de plantas verdes o sanas, era cercana al 90% (Fig 4.1.46). Durante octubre 2020, ese porcentaje había bajado a *circa* 75%; posteriormente y entre noviembre y diciembre del mismo año, ese porcentaje fue cercano al 20% (Fig. 4.1.46). Desde fines del año 2020 hasta abril 2022, la presencia promedio de plantas verdes en el área de estudio fluctuó alrededor de 20 - 35

%. No fue sino hasta octubre - diciembre 2022 (aproximadamente dos años después de observada la afectación en el humedal), que la presencia de plantas verdes comenzó ha hacerse más patente, llegando a cerca de 60 - 70% durante los últimos meses del año 2023 (Fig. 4.1.46).

Concomitante con la disminución de la presencia de plantas verdes y sanas, observada entre la primavera 2020 y la del año 2022, la presencia de plantas color café oscuro y negro se hizo notoria en el humedal (Fig. 4.1.46). A su vez, la recuperación de la presencia de plantas verdes fue concomitante con la disminución porcentual de plantas café oscuro y negro, observada a partir de la primavera del año 2022 (Fig. 4.1.46).

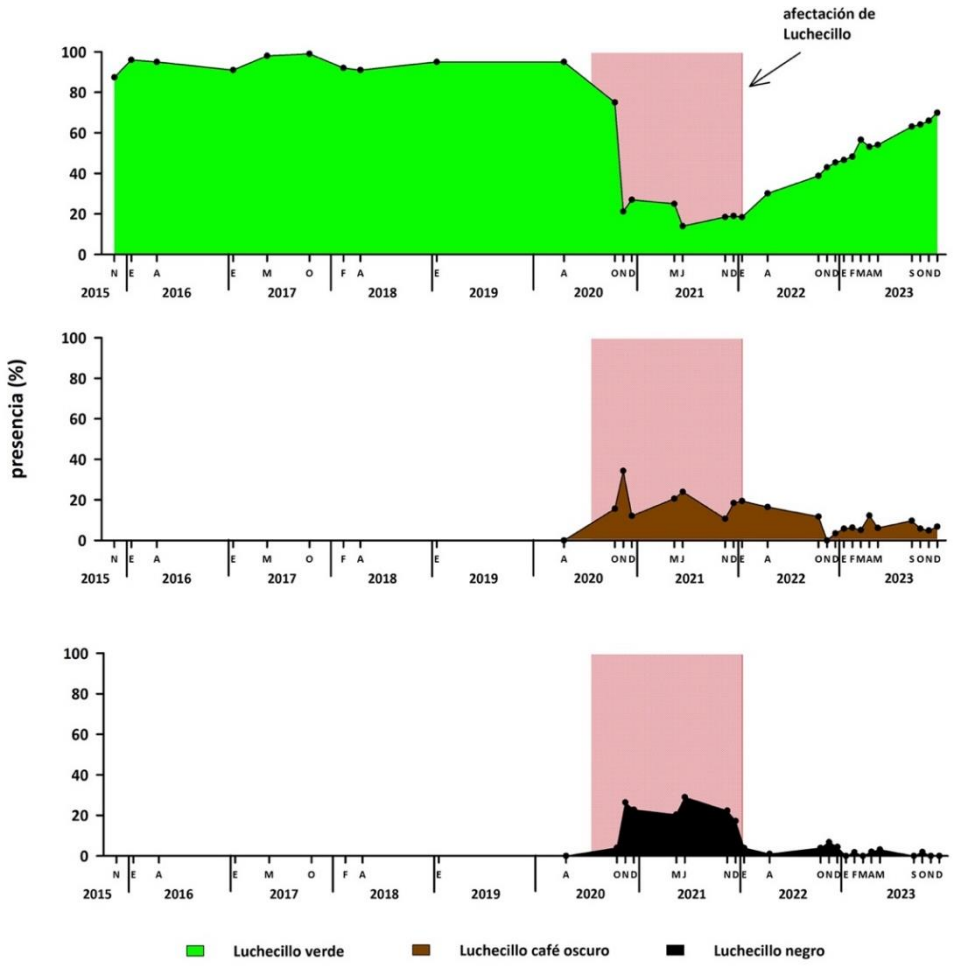


Figura 4.1.46. Variabilidad inter anual del estado sanitario del Luchecillo obtenido mediante observaciones *ex situ,* durante el periodo 2015-2023 en el HRC.

Carga de sólidos particulados o sedimentos en plantas de Luchecillo

La Figura 4.1.47 muestra que las concentraciones de sólidos particulados (sedimentos) sobre plantas de Luchecillo color café oscuro y recolectadas durante diciembre 2020 dentro del HRC, fueron aproximadamente tres veces más altas que las medidas en plantas verdes de Luchecillo recolectadas dentro y fuera del humedal.

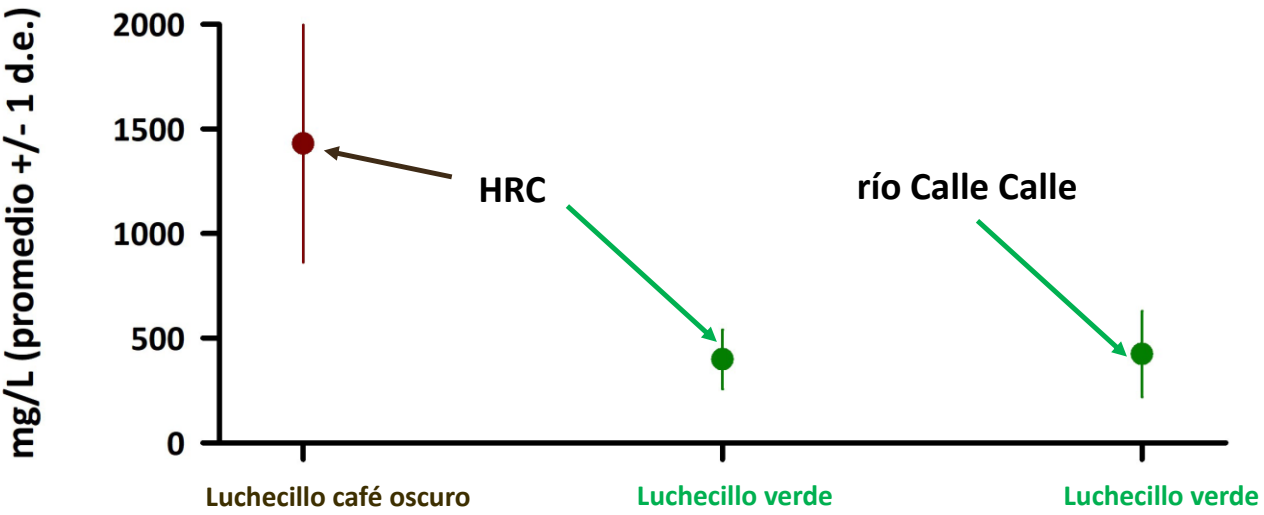


Figura 4.1.47. Concentraciones de sólidos particulados (sedimentos) depositados sobre hojas y talos de plantas de Luchecillo en diferentes estados de salud y recolectadas dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). Período de muestreo: 2 - 4 de diciembre de 2020.

Los resultados de un Análisis de Varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey, muestran que las concentraciones de sólidos particulados (sedimentos) en las plantas café oscuro del HRC, fueron significativamente más altas ($p<0,05$), que las estimadas para plantas de color verde, recolectadas tanto dentro como fuera del HRC (río Calle Calle) (Tabla 4.1.12).

Tabla 4.1.12. Resumen del Análisis de Varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de sólidos particulados o sedimentos, depositados sobre hojas y talos de plantas de Luchecillo en diferentes estados de salud y recolectadas dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). La fuente de variación es Sector, incluyendo: HRCPV = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color verde, HRCPCO = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color café oscuro y RCCPV = río Calle Calle, plantas verdes.

Parámetro	Fuente de variación	GL	SC	CM	F	P	Prueba de Tukey
SP (*)	Sector	2	1,027	0,514	15,634	**<0,001**	HRCPCO>HRCPV=RCCPV
	Residual	14	0,460	0,033			
	Total	16	1,487				

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados por $\log_{10}$.

Contenidos de Hierro y Aluminio en plantas de Luchecillo

Hierro

Durante el primer semestre del año 2021 (5 - 9 meses después de detectada la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020), las concentraciones promedio de Hierro en plantas color café oscuro recolectadas dentro del HRC (*circa* 30000 y 60000 µg Hierro / g de peso seco de Luchecillo), fueron similares a las calculadas para plantas del mismo color recolectadas durante enero 2005 y febrero 2008 (período de afectación del Luchecillo, como resultado de los cambios ambientales del año 2004) (Fig. 4.1.48 y Tabla 4.1.13).

Durante enero, abril y mayo 2021, las concentraciones promedio de Hierro en las plantas color café oscuro, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las de plantas verdes recolectadas dentro y fuera del humedal (Fig. 4.1.48 y Tabla 4.1.13). Durante marzo 2023, no se encontraron diferencias significativas entre tipos de plantas ($p>0,05$), a la vez que durante septiembre y diciembre 2023, no se encontraron plantas café oscuro dentro del HRC (Fig. 4.1.48).

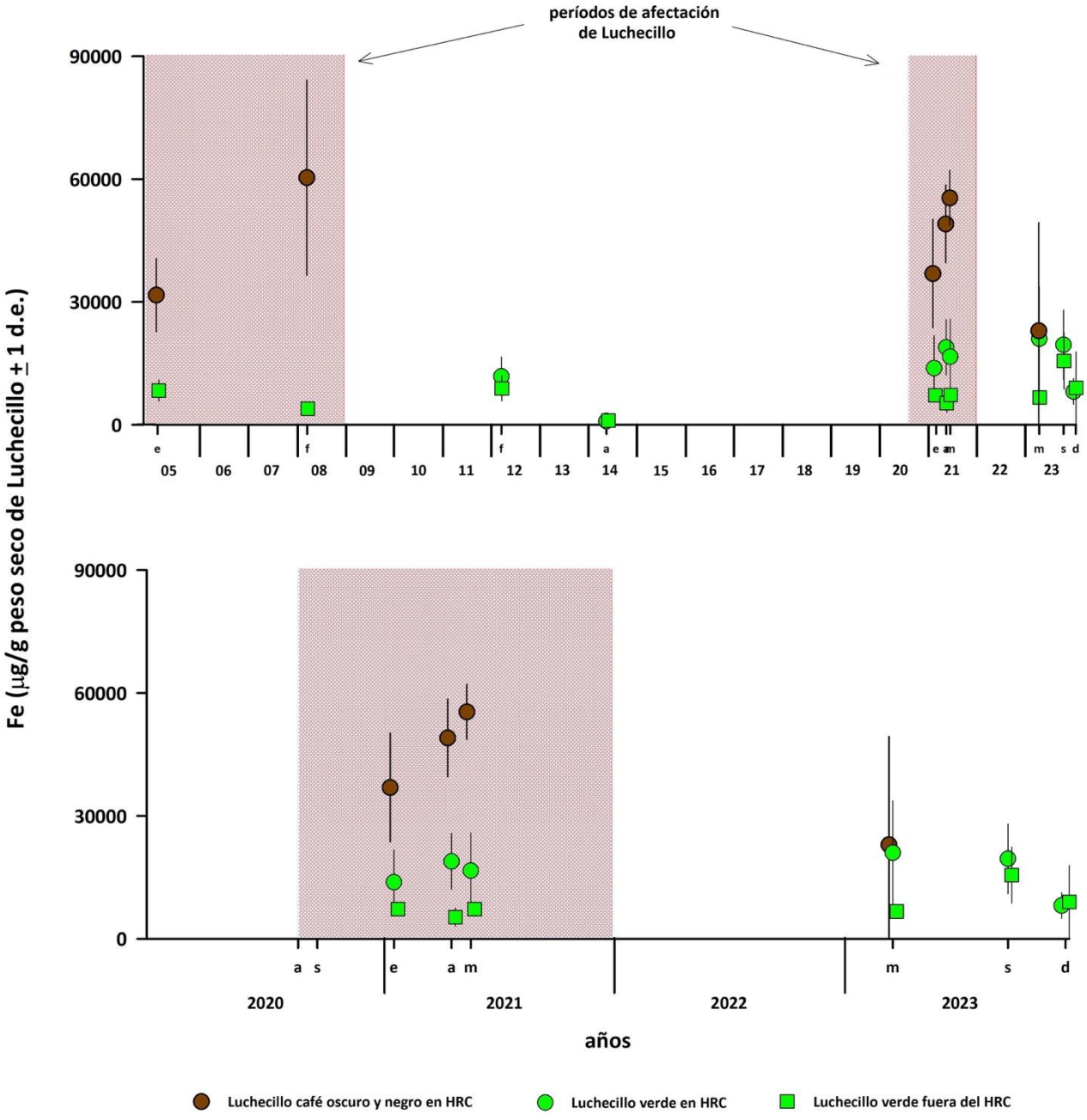


Figura 4.1.48. Concentraciones de Hierro registradas sobre plantas de Luchecillo, obtenidas durante el periodo 2005 - 2023 en diversos sectores, ubicados dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). Para fines de mejor visualización, el período agosto & septiembre 2020 a diciembre 2023, ha sido aumentado en la figura inferior.

Tabla 4.1.13. Resumen del Análisis de Varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey, llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Hierro sobre hojas y talos de plantas de Luchecillo en diferentes estados de salud, recolectadas dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle) (enero 2021 - diciembre 2023). La fuente de variación es Sector, incluyendo: HRCPCO = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color café oscuro, HRCPV = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color verde, y RCCPV = río Calle Calle, plantas de Luchecillo color verde.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
enero 2021	Calidad	2	0,740	0,370	9,210	**0,015**	HRCPCO > HRCPV = RCCPV
	Error	6	0,275	0,046			
	Total	8	1,015				
abril 2021 (*)	Calidad	2	1,471	0,735	35,746	**<0,001**	HRCPCO > HRCPV = RCCPV
	Error	6	0,123	0,021			
	Total	8	1,594				
mayo 2021 (*)	Calidad	2	0,952	0,476	18,131	**0,005**	HRCPCO > HRCPV = RCCPV
	Error	5	0,131	0,026			
	Total	7	1,083				
marzo 2023 (*)(**)	Calidad	2	0,472	0,236	3,773	0,087	
	Error	6	0,375	0,063			
	Total	8	0,847				
septiembre 2023 (*)	Calidad	1	0,017	0,017	0,459	0,520	
	Error	7	0,261	0,037			
	Total	8	0,278				
diciembre 2023 (*)(**)	Calidad	1	0,023	0,023	0,227	0,649	
	Error	7	0,699	0,099			
	Total	8	0,722				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho. (*) = Datos transformados a Log_{10} o Raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Aluminio

Durante el primer semestre del año 2021 (5 - 9 meses después de detectada la afectación del Luchecillo durante el invierno 2020), las concentraciones promedio de Aluminio en plantas color café oscuro recolectadas dentro del HRC (*circa* 20000 y 30000 µg Aluminio / g peso seco de Luchecillo), fueron más altas que las calculadas para plantas del mismo color recolectadas durante febrero 2008 (afectación del Luchecillo como resultado de los cambios ambientales del año 2004) (Fig. 4.1.49 y Tabla 4.1.14).

La variabilidad en las concentraciones de Aluminio durante enero, abril y mayo 2021, no fue tan definida como la encontrada para el caso del Hierro, durante los mismos meses. Aún cuando esas concentraciones fueron siempre más altas en las plantas color café oscuro, sólo durante mayo 2021, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las medidas en plantas verdes recolectadas dentro y fuera del humedal (Fig. 4.1.49 y Tabla 4.1.14). Durante marzo 2023, no se encontraron diferencias significativas entre tipos de plantas ($p>0,05$), a la vez que durante septiembre y diciembre 2023, no se encontraron plantas café oscuro dentro del HRC (Fig. 4.1.48). En otras palabras, durante septiembre y diciembre 2023 y dentro del HRC, solo se encontraron plantas verdes cuyas concentraciones de Aluminio no fueron significativamente diferentes ($p>0,05$) de medidas en las plantas verde recolectadas fuera del humedal (riberas del río Calle Calle) (Fig. 4.1.49 y Tabla 4.1.14).

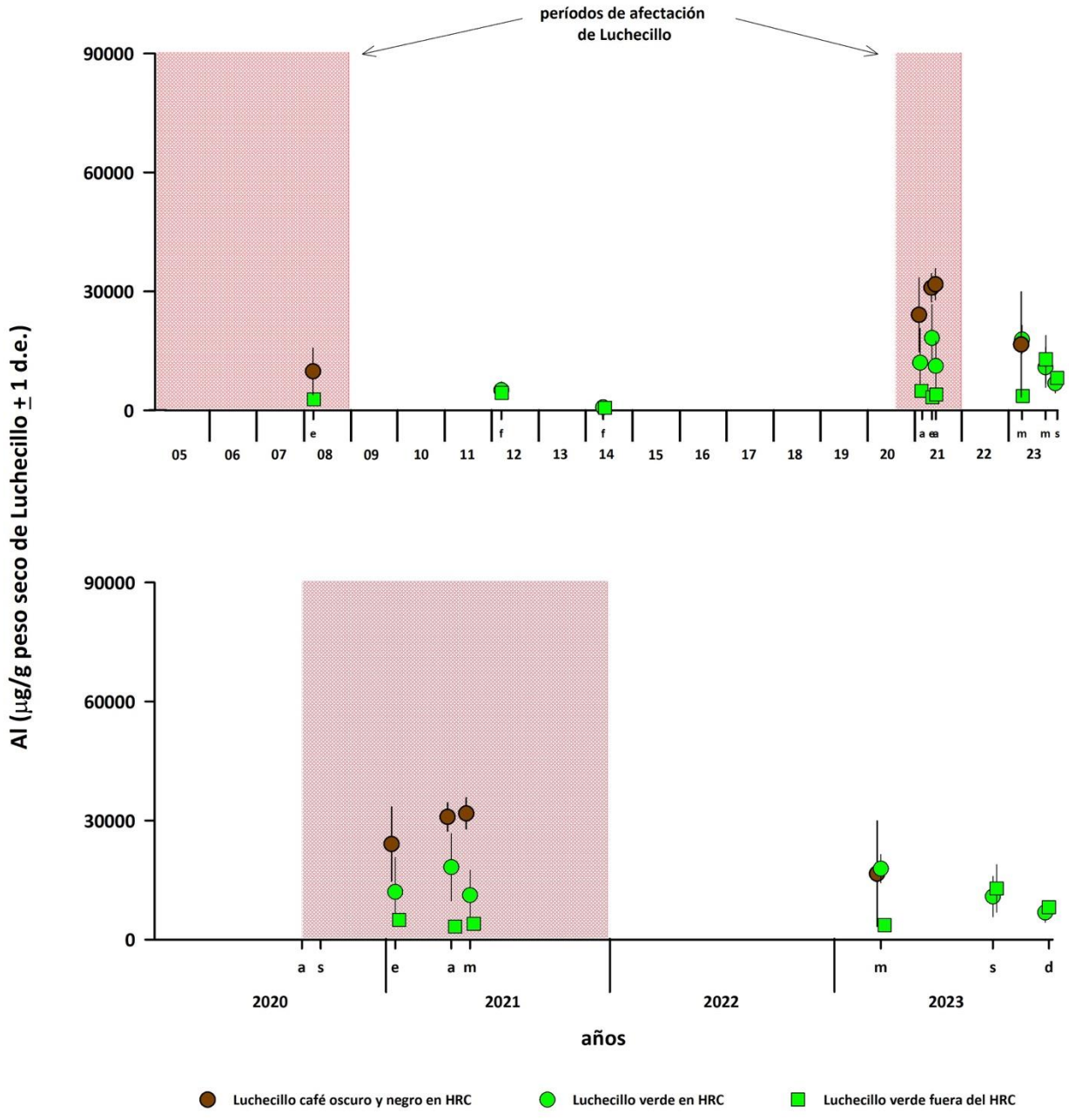


Figura 4.1.49. Concentraciones de Aluminio registradas sobre plantas de Luchecillo, obtenidas durante el periodo 2005 - 2023 en diversos sectores, ubicados dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle). Para fines de mejor visualización, el período agosto & septiembre 2020 a diciembre 2023, ha sido aumentado en la figura inferior.

Tabla 4.1.14. Resumen del Análisis de Varianza de una vía y Test *a posteriori* de Tukey llevados a cabo para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Aluminio, depositados sobre hojas y talos de plantas de Luchecillo en diferentes estados de salud y recolectadas dentro del HRC y fuera de este (río Calle Calle) (enero 2021 - diciembre 2023). La fuente de variación es Sector, incluyendo: HRCPCO = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color café oscuro, HRCPV = humedal río Cruces, plantas de Luchecillo color verde, y RCCPV = río Calle Calle, plantas de Luchecillo color verde.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
enero 2021 (*)	Calidad	2	4,355	0,193	0,111	**0,044**	HRCPCO > RCCPV; HRCPCO = HRCPV
	Error	6	3,988	0,365	0,211		
	Total	8	3,680	0,129	0,075		
abril 2021 (*)	Calidad	2	1,565	0,782	36,290	**<0,001**	HRCPCO = HRCPV > RCCPV
	Error	6	0,129	0,022			
	Total	8	1,694				
mayo 2021 (*)	Calidad	2	0,983	0,492	23,563	**0,003**	HRCPCO > HRCPV > RCCPV
	Error	5	0,104	0,021			
	Total	7	1,088				
marzo 2023 (*)(**)	Calidad	2	0,841	0,421	6,089	**0,036**	HRCPCO = HRCPV; HRCPV > CC1;
	Error	6	0,415	0,069			
	Total	8	1,256				
septiembre 2023 (*)	Calidad	1	0,011	0,011	0,253	0,631	
	Error	7	0,291	0,042			
	Total	8	0,301				
diciembre 2023 (*)(**)	Calidad	1	0,035	0,035	0,268	0,620	
	Error	7	0,906	0,129			
	Total	8	0,941				

CONCLUSIONES

• Se mantiene lo observado históricamente en el HRC: el color, contenidos de sólidos suspendidos totales (sedimentos) y concentraciones de Hierro y Aluminio (primariamente Hierro), son un “proxy” adecuado para definir el estado de salud del Luchecillo en el HRC.

• Lo anterior, es relevante como estrategia de monitoreo para evaluación espacio temporal de la salud de esta macrófita en el humedal.

REFERENCIAS

UACh 2005. Informe “Estudio sobre origen de mortalidades y disminución poblacional de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, en la Provincia de Valdivia”. Convenio Complementario Específico UACh & CONAMA 1210 - 1203 / 2004: 539 pp.

UACh 2008. Informe “Estudio Variabilidad de factores ambientales en el humedal del río Cruces y tolerancia del Luchecillo (*Egeria densa*) a temperaturas extremas”: 98 pp.

UACh 2014. Informe “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 Evaluación Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente y Universidad Austral de Chile: 374 pp.

UACh 2015. Informe “Programa de Diagnóstico ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios”. Convenio Universidad Austral de Chile & Celulosa Arauco: 1518 pp.

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 ictiofauna, 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 2014-2022, 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 inter anual 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 las temporadas de otoño (abril-mayo) y primavera (octubre-noviembre) del período 2014 y 2023, se realizaron muestreos en 4 localidades dentro del HRC (Fig. 4.2.1). Tres de estas localidades se localizaron en el eje central del río Cruces, con Ciruelos situada a 1.5 km aguas arriba, y Rucaco y Punucapa, a 0,9 km y 57.5 km respectivamente, aguas abajo de la planta Valdivia de Arauco. Además, se incluyó en el muestreo una cuarta localidad (Pichoy) perteneciente a un afluente del río Cruces (Fig. 4.2.1). Estos muestreos corresponden a los Programas de Diagnóstico (2014), Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2019) y el Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del HRC (2020-2023).

Para la recolección de los peces, se realizaron transectos de muestreo de 10 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 2023 no se pudo utilizar el equipo de pesca eléctrica en la estación Punucapa, debido a que los valores de conductividad del agua en las mismas fueron muy altos para su uso. A su vez, en la misma estación no se realizaron los muestreos correspondientes a las campañas de otoño 2019 y 2020 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).

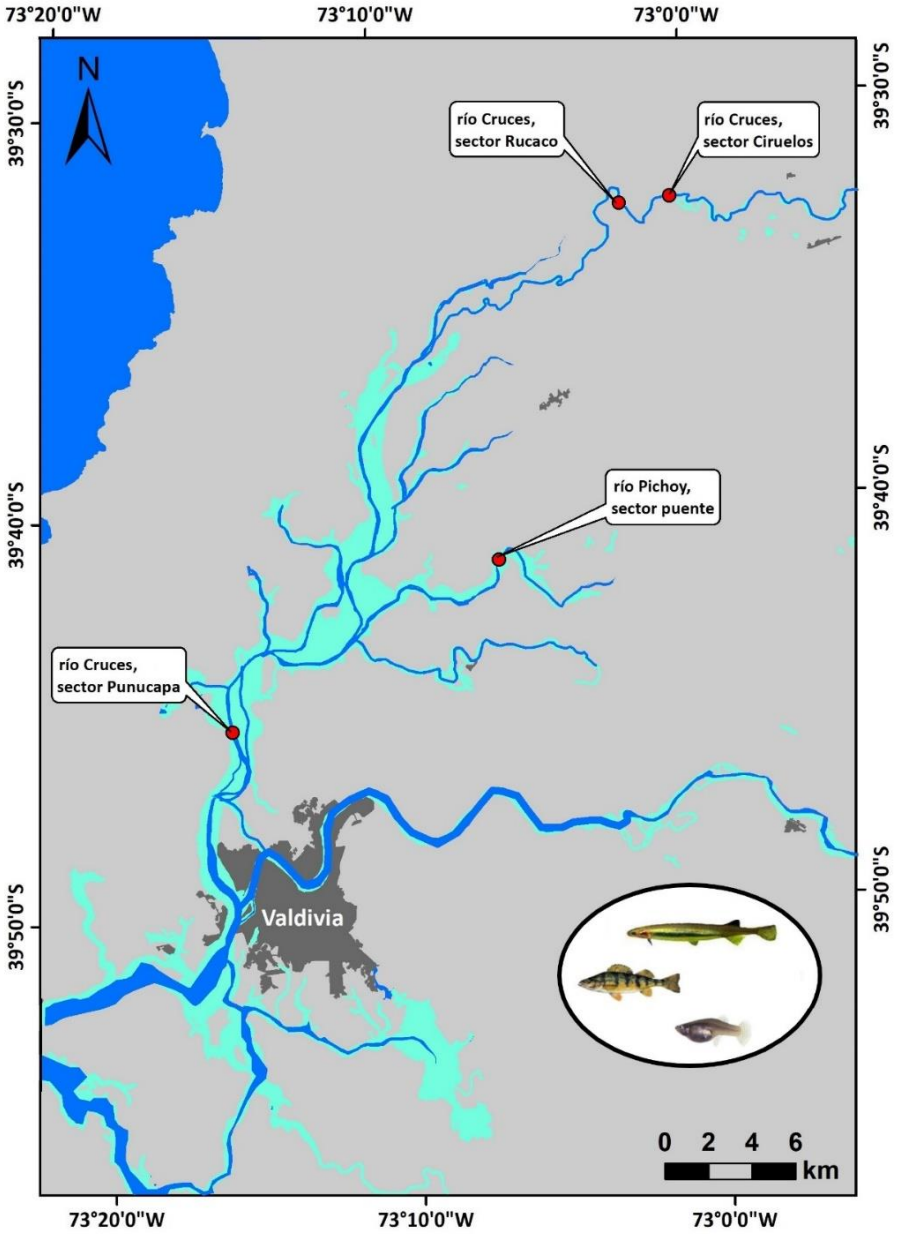


Figura 4.2.1. Ubicación de las estaciones de muestreo seleccionadas para los estudios de la ictiofauna ribereña del área de estudio.

Estimaciones de 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).

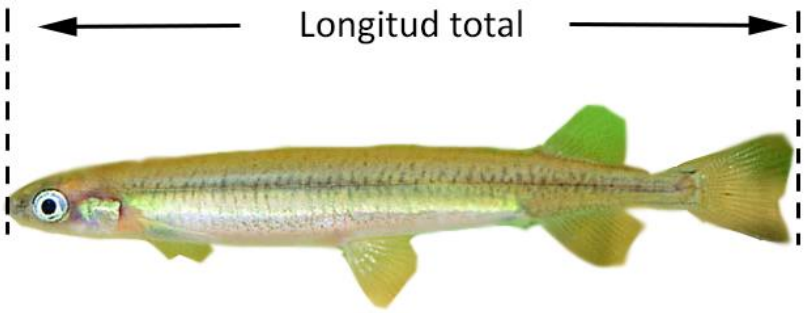


Figura 4.2.2. Mediciones de longitud total realizadas en los especímenes de peces recolectados en este estudio. Estas se indican sobre el esquema del Puye (*Galaxias maculatus*).

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 Espectroscopia 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 2023 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 2014-2023 en Ciruelos y Rucaco; y ii) comparación de datos recolectados durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023 en Punucapa (eje central del río Cruces). Los análisis comparativos se realizaron mediante uso de Regresiones para observar tendencias en el tiempo.

Análisis estadísticos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en R versión 4.2.1 (2022). Debido a las restricciones de movilidad asociadas a la pandemia de COVID-19 durante 2020 y a la alta conductividad del agua en 2018 y 2022 en algunas de las localidades (que impidió la utilización del equipo eléctrico para peces), algunos de los muestreos no fueron realizados. Esto creó un muestreo algo desbalanceado, y, por lo tanto, los análisis de series de tiempo se realizaron solamente para las localidades de Ciruelos y Rucaco que son las que cuentan con muestreos completos desde 2014 al presente. Por otro lado, el análisis espacial y estacional de la diversidad se realizó con todos los datos agrupados de abundancia por estación (otoño y primavera) para cada localidad. Hubo algunos registros

muy ocasionales (*i.e*., 1 individuo de alguna especie que se registró solo una vez) que no fueron considerados para los análisis que se presentan.

Diversidad Alfa – Utilizamos perfiles de diversidad basados en números de Hill (*i.e*., q) utilizando el marco conceptual descrito por Chao *et al*. (2020) para calcular la diversidad global de especies, la diversidad de Shannon y la diversidad de Simpson. La riqueza de especies (q = 0) cuenta todas las especies por igual sin tener en cuenta sus frecuencias y, por lo tanto, es más sensible a especies raras. La diversidad de Shannon (q = 1) tiene en cuenta la abundancia relativa de cada especie y, por tanto, puede considerarse como el número efectivo de especies frecuentes. La diversidad de Simpson (q = 2) es muy sensible a las especies dominantes con frecuencias elevadas. Aplicamos el procedimiento de interpolación y extrapolación de Colwell *et al*. (2012) y Chao & Jost (2012), implementado en el paquete R iNEXT-4-steps (Chao & Hu 2022) para calcular los números Hill de órdenes q = 0, 1 y 2 y sus correspondientes intervalos de confianza al 95% (con bootstrap, 50 ejecuciones) para comparar la diversidad alfa entre estaciones dentro de cada localidad, y entre localidades dentro de cada estación (Chao *et al.,* 2020). Antes de comparar diversidades entre tratamientos, primero cuantificamos la completitud de la muestra para cada una de las tres medidas de diversidad (Chao *et al*., 2020).

Para el análisis de series de tiempo, los números Hill de órdenes q = 0, 1 y 2 fueron también obtenidos para cada año para las abundancias conjuntas de todas las localidades. Debido a desbalances importantes en los años de muestreo para las diferentes localidades, no fue posible realizar un análisis temporal en cada localidad. De esta forma, se decidió evaluar el efecto del tiempo con todos los datos agrupados. En el mismo, una vez removido el efecto estacional, se evaluó la presencia de alguna tendencia temporal en la diversidad (*i.e*., q = 0, 1 y 2) con un análisis de regresión lineal.

Diversidad beta – La composición de especies entre cada localidad y estación se particionó en los dos componentes de la diversidad beta: recambio (*i.e*., βSIM, sustitución

de especies) y anidamiento (*i.e*., βSNE, pérdida de especies) utilizando el índice de disimilitud de Sørensen (*i.e*., βSOR, Baselga, 2010). Se utilizó un procedimiento de remuestreo (N = 10.000) de tres localidades (de las 4) cada vez y se volvieron a calcular los tres índices de disimilitud para obtener una distribución de cada uno. A partir de cada distribución, se calcularon los valores de la media y la desviación estándar asociadas a cada índice. Para comprender el impacto de la estacionalidad en la composición de especies, también estimamos la diversidad β por separado para otoño y primavera, utilizando un procedimiento de remuestreo similar, y la comparamos entre ambas estaciones. Los valores de probabilidad se obtuvieron como el número de veces que un coeficiente β fue mayor en una estación en comparación a la otra, dividido por el número de veces que se calculó cada índice (es decir, 10.000). Los análisis se llevaron a cabo utilizando el paquete betapart de R (Baselga *et al*., 2022).

Efectos estacionales y geográficos sobre la longitud de *Galaxias maculatus* – El Puye es la especie de pez más abundante en el HRC. Se evaluaron los cambios en la longitud de esta especie como consecuencia de la estación y la localidad utilizando un modelo lineal mixto utilizando máxima verosimilitud restringida, considerando que los individuos de una misma localidad y año no eran estadísticamente independientes. De esta forma, año y localidad fueron considerados como factores aleatorios, mientras que estación, localidad y año fueron considerados factores fijos. Los valores de probabilidad para los efectos fijos se obtuvieron utilizando el paquete lmerTest (Kuznetsova *et al*., 2017) con sumas de cuadrados de tipo III basadas en la aproximación de Satterthwaite para los grados de libertad del denominador. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el paquete lme4 (Bates *et al.*, 2015).

Asimismo, para Ciruelos y Rucaco, que son las localidades que cuentan con información anual de *G. maculatus*, se evaluó si el largo promedio presentó alguna tendencia a lo largo del tiempo.

RESULTADOS

4.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES

Abundancia y estructura comunitaria de la ictiofauna de las riberas

En la Figura 4.2.3 se presenta un mapa de calor que muestra la abundancia total registrada para cada localidad y estación para los 10 años de muestreos (2014 – 2023) y en el mismo, es posible observar tres cosas. Primero, la especie *Galaxias maculatus* (*i.e*., Puye) es la más abundante en (casi) todas las localidades y estaciones. Asimismo, se observa que la abundancia de esta especie es menor a medida que nos alejamos de las localidades cercanas a la planta de celulosa (Ciruelos y Rucaco).

Segundo, las localidades de Ciruelos y Rucaco son las que concentran la mayor riqueza y abundancia de especies en el período estudiado (cuadrante superior derecho). Tercero, en términos de composición de especies, es decir considerando la identidad de las mismas, es posible observar que independientemente de la estación considerada (otoño o primavera) las localidades de Ciruelos y Rucaco tienen una composición de especies más similar que respecto a las que se encuentran río abajo. Es importante tener en cuenta que esto es un análisis meramente descriptivo y que los análisis formales que evalúan estas observaciones se presentan a continuación.

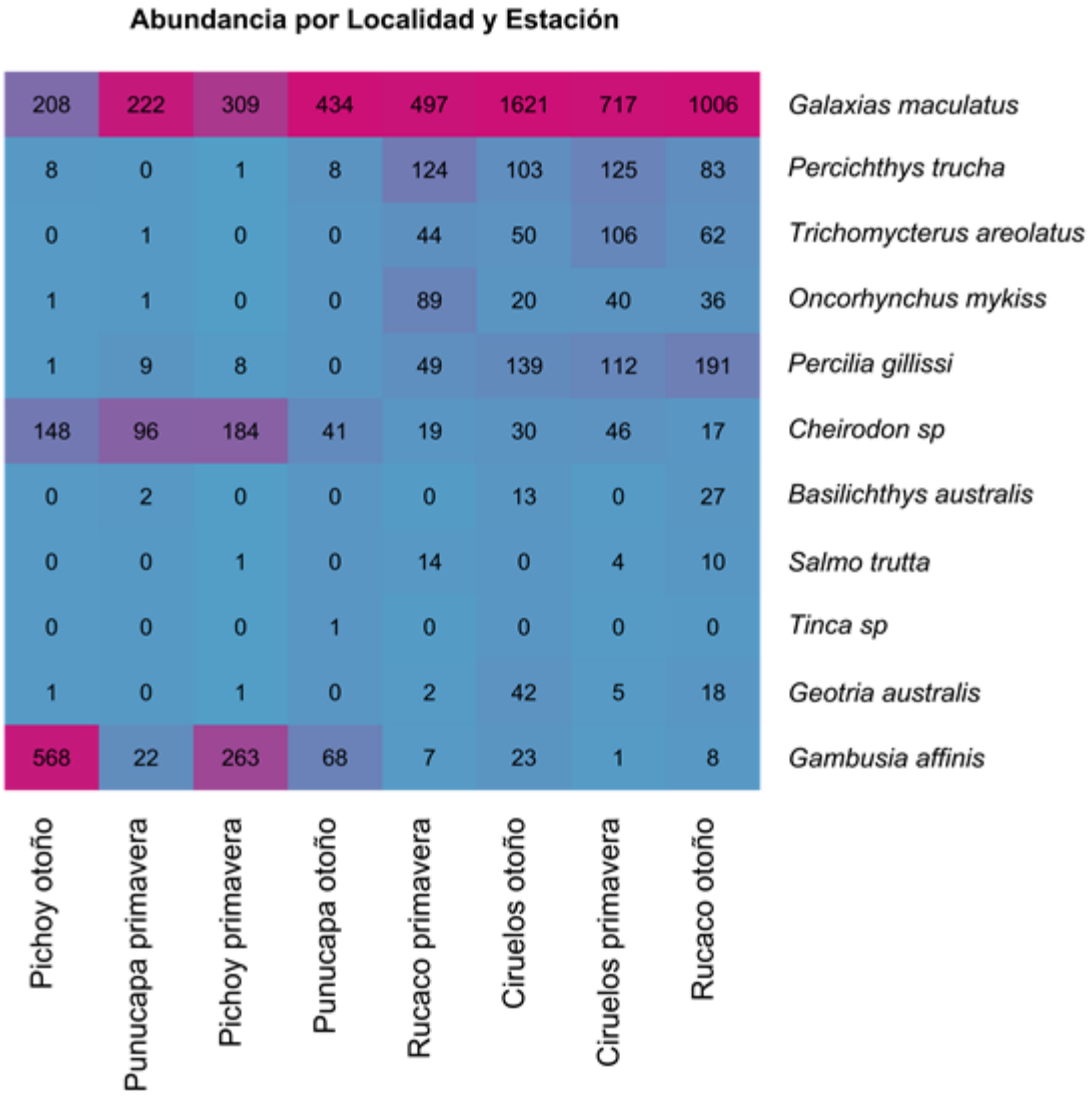


Figura 4.2.3. Mapa de calor con la abundancia total de las especies registradas durante los 10 años de muestreo en HRC. Para cada combinación de localidad y estación las celdas en rojo muestran a las especies más abundantes mientras que aquellas más celestes denotan a las especies con abundancias más bajas.

La diversidad alfa es ligeramente superior en primavera

Durante el período de muestreo se detectaron diez especies de peces, siete de las cuales son autóctonas y las tres restantes exóticas (*i.e., Gambusia affinis, Oncorhynchus mykiss y Tinca* sp). Los perfiles de exhaustividad de la muestra para q = 1 y 2 fueron del 100% para las cuatro localidades y estaciones. Esto significa que las especies detectadas

cubren la totalidad de los individuos del ensamblaje (q = 1) y la totalidad de los individuos si la atención se centra en especies muy abundantes (q = 2). La completitud de la muestra para la riqueza de especies (q = 0) fue del 100% para Ciruelos y Rucaco en ambas estaciones, lo que significa que, para esas localidades, los datos cubren todas las especies del ensamble (Tabla 4.2.1). Para Pichoy, el perfil de completitud de la muestra para q = 0 fue del 70% en otoño y primavera. Esto indica que no se detectó cierta proporción de especies raras en ambas estaciones. En particular, el 30% de las especies en otoño y primavera (N = 3 especies) no fueron detectadas en la muestra (Tabla 4.2.1). En Punucapa, el perfil de completitud de la muestra fue del 100% en otoño y del 78% en primavera, lo que sugiere que, en dicha localidad, el 22% de las especies no se detectaron en esa estación (Tabla 4.2.1).

Las curvas de muestreo de rarefacción y extrapolación para q = 1 y 2 se estabilizaron para ambas estaciones (Fig. 4.2.4), indicando que las estimaciones asintóticas son confiables. Para todas las localidades, la diversidad de Shannon (q = 1) y Simpson (q = 2) fue ligeramente mayor durante la primavera, como sugiere el no solapamiento del IC 95% (Fig. 4.2.4). Considerando las estimaciones asintóticas, para todas las localidades existe una ligera diferencia entre estaciones en cuanto a especies abundantes y muy abundantes, que en ambos casos es aproximadamente de una sola especie (Tabla 4.2.1). La magnitud de esta diferencia es más estrecha en Pichoy y Punucapa.

Tabla 4.2.1. Estimadores asintóticos y empíricos de diversidad para q = 0 (riqueza de especies), q = 1 (diversidad de Shannon), y q = 2 (diversidad de Simpson). O = otoño, P = primavera.

Diversidad	***q* = 0**	***q* = 1**	***q* = 2**
Ciruelos (O)			
Asintótica	9	2.4	1.6
Empírica	9	2.4	1.6
Sin detectar	0	0	0
Ciruelos (P)			
Asintótica	9	3.6	2.4
Empírica	9	3.6	2.4
Sin detectar	0	0	0
Rucaco (O)			
Asintótica	10	3.2	2
Empírica	10	3.2	2
Sin detectar	0	0	0
Rucaco (P)			
Asintótica	9	3.9	2.6
Empírica	9	3.9	2.6
Sin detectar	0	0	0
Pichoy (O)			
Asintótica	10	2.7	2.3
Empírica	7	2.7	2.3
Sin detectar	3	0	0
Pichoy (P)			
Asintótica	10	3.2	3
Empírica	7	3.2	3
Sin detectar	3	0	0
Punucapa (O)			
Asintótica	5	2.0	1.6
Empírica	5	2.0	1.6
Sin detectar	0	0	0
Punucapa (P)			
Asintótica	9	2.7	2.1
Empírica	7	2.7	2.1
Sin detectar	2	0	0

En cuanto a la riqueza de especies (q = 0), los datos son suficientes para inferir la verdadera riqueza en otoño y primavera sólo para Ciruelos y Rucaco y solamente en otoño para Punucapa, ya que la completitud de la muestra fue del 100% en las mismas. En Ciruelos, la riqueza de especies no difirió entre estaciones (N = 9), mientras que en Rucaco, hubo una especie más durante el otoño (N = 10) que en primavera (N = 9). Como la completitud de la muestra no fue total ni para Punucapa (primavera) ni para Pichoy (ambas estaciones), se comparó la riqueza de especies entre estaciones en al máximo valor de cobertura estandarizado de 99,9% para Pichoy y de 99,8% para Punucapa. En el caso de Pichoy, el número de especies no difiere entre estaciones (Fig. 4.2.4 y Tabla 4.2.1) mientras que en Punucapa la primavera tiene 3,84 especies más que el otoño (Fig. 4.2.4 y Tabla 4.2. 1). Finalmente, todos los órdenes de q muestran que la equitabilidad entre las abundancias de especies es significativamente mayor en primavera respecto al otoño para Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.2), pero no es estadísticamente significativa entre estaciones para Pichoy y Punucapa (Tabla 4.2.2).

Tabla 4.2.2. Estimadores de equitabilidad para los órdenes de diversidad *q* = 0 (*i.e.,* Pielou J'), 1 y 2. Estimadores para *q* = 1 y 2 se presentan con IC95% entre paréntesis. O = otoño, P = primavera.

Eveness	**Pielou J'**	***q* = 1**	***q* = 2**
Ciruelos (O)	0.40	0.18 (0.155 – 0.197)	0.07 (0.061 – 0.080)
Ciruelos (P)	0.58	0.32 (0.263 – 0.383)	0.18 (0.138 – 0.212)
Rucaco (O)	0.50	0.24 (0.220 – 0.262)	0.11 (0.098 – 0.124)
Rucaco (P)	0.62	0.36 (0.314 – 0.407)	0.20 (0.166 – 0.232)
Pichoy (O)	0.46	0.22 (0.053 – 0.392)	0.16 (0.031 – 0.300)
Pichoy (P)	0.53	0.27 (0.103 – 0.446)	0.25 (0.084 – 0.414)
Punucapa (O)	0.48	0.30 (0.209 – 0.393)	0.16 (0.101 – 0.228)
Punucapa (P)	0.47	0.23 (0.108 – 0.352)	0.15 (0.059 – 0.247)

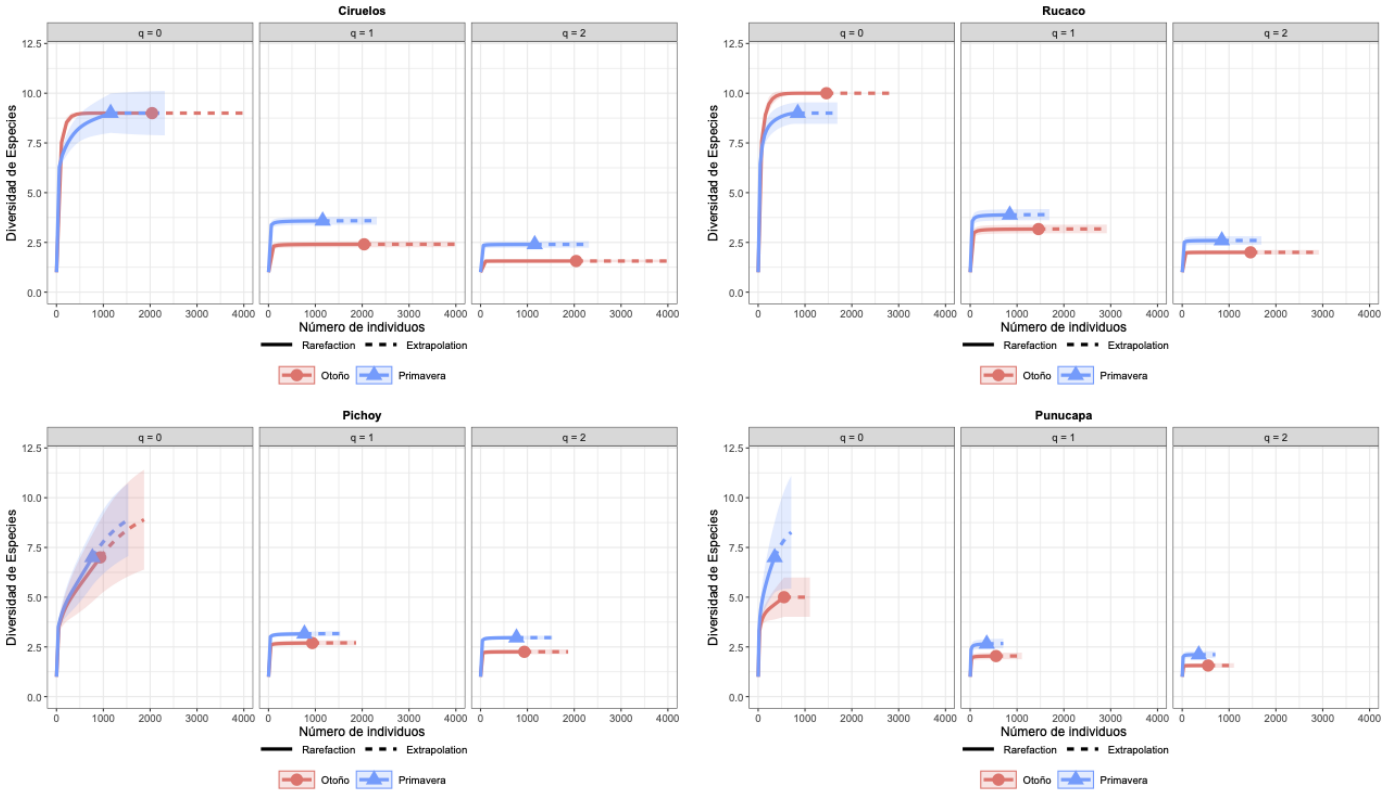


Figura 4.2.4. Curvas de rarefacción basada en el tamaño de la muestra (líneas continuas) y curvas de extrapolación (líneas discontinuas) hasta el doble del tamaño de la muestra de referencia para los números de Hill de orden 0 (riqueza), 1 (diversidad de Shannon) y 2 (diversidad de Simpson) para otoño y primavera para cada localidad. Los puntos sólidos indican la diversidad observada. Todas las curvas tienen un área sombreada, que denota bandas de confianza del 95% obtenidas mediante bootstrapping con 50 réplicas. Los valores de diversidad observados se identifican con un círculo y un triángulo, para otoño y primavera, respectivamente.

La diversidad alfa es mayor río arriba

La comparación de los perfiles de diversidad entre localidades se basa en las mismas estimaciones de diversidad de la sección anterior. En otoño, la riqueza de especies (q = 0) no difiere entre Rucaco, Ciruelos y Pichoy y es superior a la observada en Punucapa (Fig. 4.2.5). Asimismo, Rucaco tiene la mayor diversidad de Shannon (q = 1; especies abundantes) y Punucapa la menor, con Ciruelos y Pichoy entre esos extremos (Fig. 4.2.5). En relación a la diversidad de especies altamente abundantes (q = 2), esta es mayor en Pichoy que en Rucaco, la cual a su vez es superior a la de Ciruelos y Punucapa, que no

difieren entre sí (Fig. 4.2.5). Al contrario de lo que ocurre en otoño, la riqueza de especies (q = 0) no difiere estadísticamente en primavera entre las localidades, como sugiere el solapamiento de las bandas de confianza al 95% (Fig. 4.2.5). Además, Punucapa también tiene el número más bajo de diversidad de Shannon y Simpson, con el resto de localidades ligeramente por encima (Fig. 4.2.4). En general, la diversidad es mayor en primavera que en otoño.

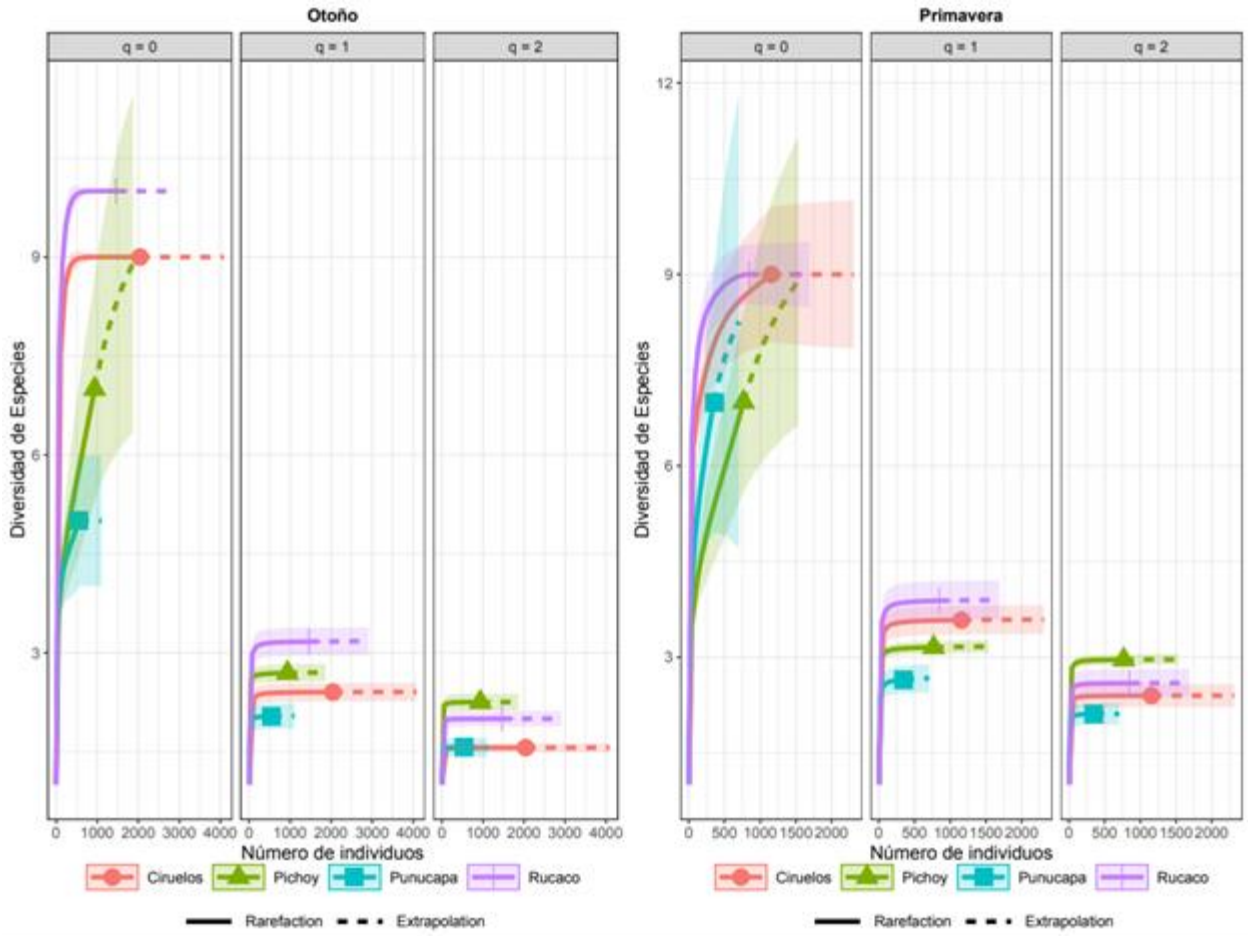


Figura 4.2.5. Curvas de rarefacción basada en el tamaño de la muestra (líneas continuas) y curvas de extrapolación (líneas discontinuas) hasta el doble del tamaño de la muestra de referencia para los números de Hill de orden 0 (riqueza), 1 (diversidad de Shannon) y 2 (diversidad de Simpson) para las distintas localidades en cada estación. Los puntos sólidos indican la diversidad observada. Todas las curvas tienen un área sombreada, que denota bandas de confianza del 95% obtenidas mediante bootstrapping con 50 réplicas. Los valores de diversidad observados se identifican con un círculo y un triángulo, para otoño y primavera, respectivamente.

La diversidad alfa no presenta tendencias temporales

Aun cuando el análisis de series de tiempo comprende solamente a las localidades que se muestrearon casi sin interrupciones (Ciruelos y Rucaco), la completitud de la muestra no fue total en todos los años evaluados. Esto implica que los diferentes índices de diversidad no pueden compararse o analizarse de forma directa. De esta forma, se obtuvieron para cada año los valores de q = 0,1 y 2 para un valor de cobertura estandarizado de 99,7%. La Figura 4.2.6 muestra el cambio en los valores de esas tres diversidades en el tiempo.

Todos los índices de diversidad presentaron un patrón estacional, el cual una vez removido mostró que la autocorrelación temporal había desaparecido (Anexo 1).

Una vez removido el efecto estacional de la riqueza (q = 0), de la diversidad de Shannon (q = 1) y de Simpson (q = 2), ninguna evidenció tendencias temporales (q0: $F_{1,16} = 3.397$, $P = 0.084$; q1: $F_{1,16} = 0.642$, $P = 0.435$; q2: $F_{1,16} = 0.122$, $P = 0.731$).

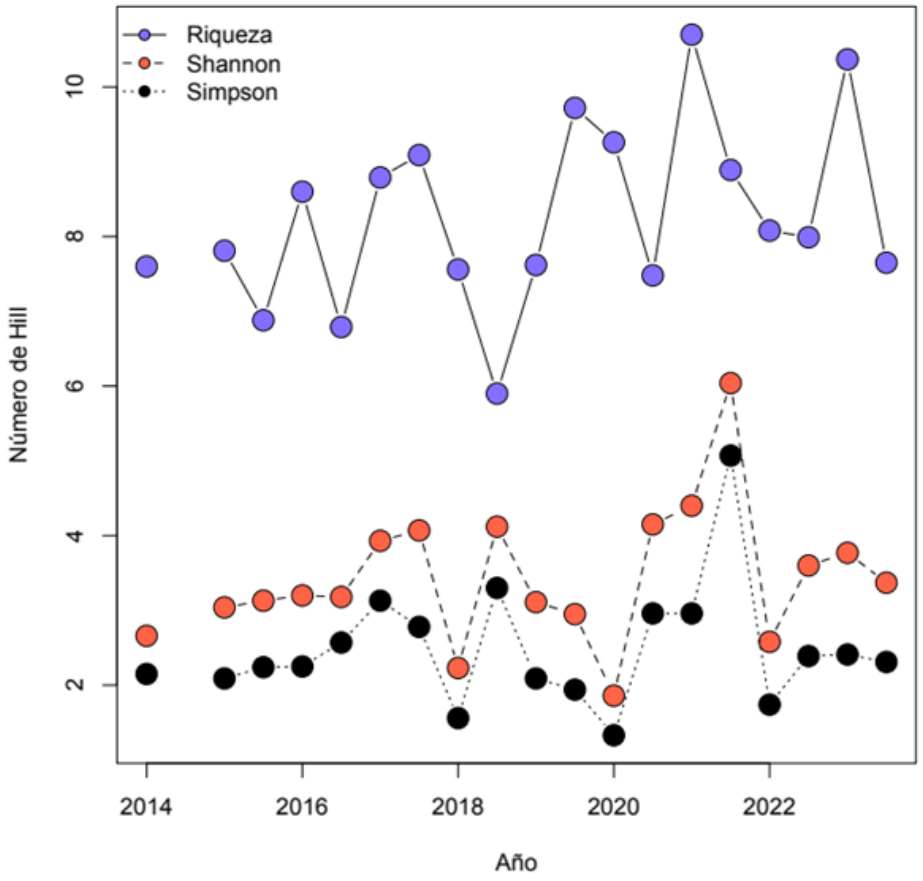


Figura 4.2.6. Cambio temporal en riqueza, diversidad de Shannon y diversidad de Simpson para las abundancias conjuntas de peces de Ciruelos y Rucaco. El punto faltante corresponde al muestreo de primavera en 2014, el cual no se realizó.

La diversidad beta es debida tanto al recambio como la pérdida de especies

La diversidad β total fue βSOR = 0.435 ± 0.036 y fue tanto consecuencia del reemplazo (βSIM = 0.243 ± 0.039) como de la pérdida (βSNE = 0.192 ± 0.020) de especies. En otoño, la diversidad β total fue βSOR = 0.313 ± 0.090 y fue principalmente consecuencia de la pérdida de especies (βSIM = 0.111 ± 0.064, βSNE = 0.202 ± 0.028).

La diversidad β total en primavera (βSOR = 0.237 ± 0.085) no fue significativamente diferente de la diversidad βSOR en otoño (P = 0.820). Ahora bien, contrariamente a lo que ocurre en otoño, sólo una fracción de la diversidad β de

primavera es consecuencia de la pérdida de especies (βSNE = 0.091 ± 0.013), siendo el reemplazo más predominante (βSIM = 0.146 ± 0.098). En términos de composición de especies es posible observar que, independientemente de la estación, las localidades de Ciruelos y Rucaco fueron más similares entre sí en comparación con Punucapa y Pichoy, con Punucapa siendo la más disímil de las localidades estudiadas (Fig. 4.2.7).

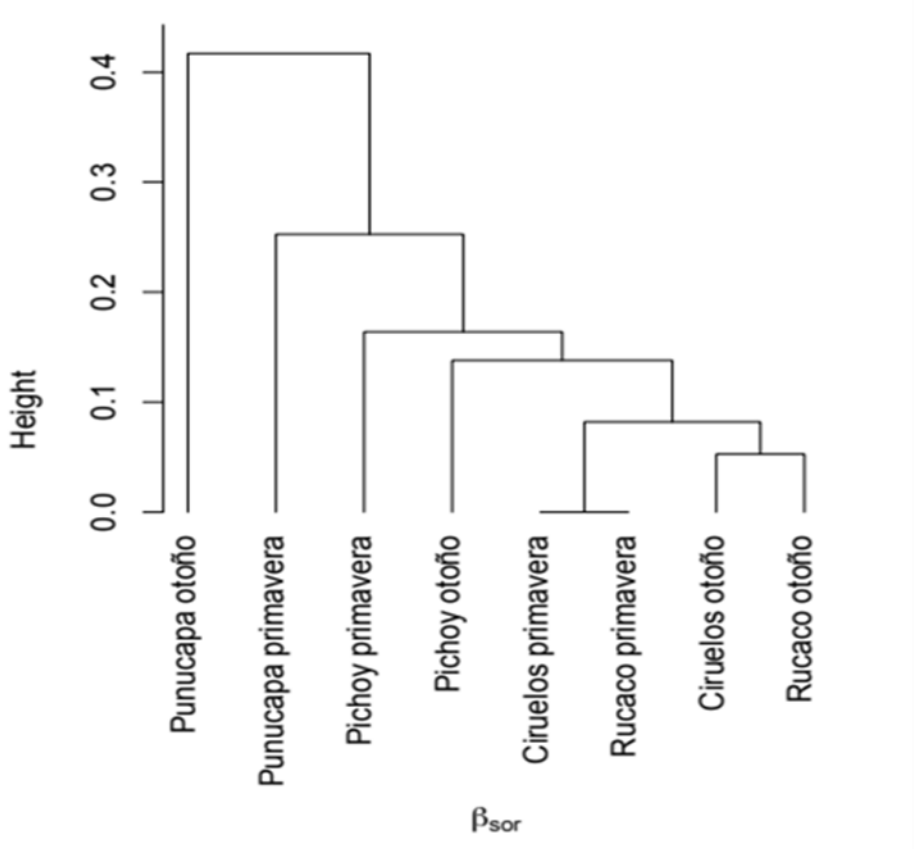


Figura 4.2.7. Agrupamiento de las localidades por estación de acuerdo con la composición de especies para la diversidad beta total (β_{SOR}).

Tamaño corporal del puye

El largo del puye depende de la localidad y estación

Como se aprecia en el siguiente histograma (Fig. 4.2.8), el largo de (todos) los peces recolectados en estos 10 años de monitoreo es levemente superior durante primavera.

Esto se complementa con lo que se muestra en la Figura 4.2.4 en la cual es posible observar que el número de individuos es superior en otoño y tiene una clara explicación ecológica (**ver Discusión**).

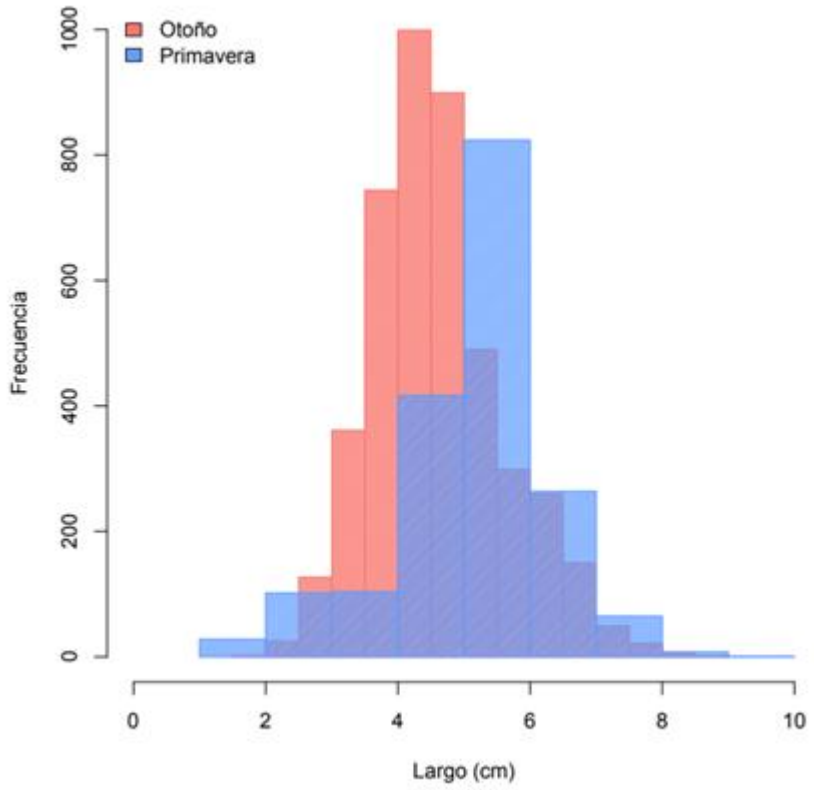


Figura 4.2.8. Histograma de frecuencias para el largo corporal de todos los individuos de *Galaxias maculatus* capturados durante el período 2014-2023 en las cuatro estaciones del área de estudio.

Dentro del componente aleatorio solo el factor año fue estadísticamente significativo ($\chi_{[1]}^2 = 1170$, $P < 0.001$), mientras que la localidad no lo fue ($\chi_{[1]}^2 = 0$, $P = 1$). Asimismo, las interacciones entre localidad y año ($F_{3,24.4} = 0.394$, $P = 0.756$) y estación y año ($F_{1,6235.4} = 2.222$, $P = 0.136$) no fueron estadísticamente significativas, así como tampoco lo fue la variable año ($F_{1,27.6} = 0.003$, $P = 0.956$). La interacción entre localidad y estación si fue significativa ($F_{3,6153.9} = 76.841$, $P < 0.001$) (Fig. 4.2.9).

De la Figura 4.2.9 se desprende que en Ciruelos y Rucaco el largo de los puyes es mayor en primavera, y en ambos casos la diferencia es de aproximadamente 1 cm. En Pichoy no hay diferencias significativas en los largos entre estaciones, mientras que en Punucapa el patrón se revierte con lo observado en las localidades cercanas a la planta: los puyes son un poco más cortos en primavera que en otoño (Fig. 4.2.9).

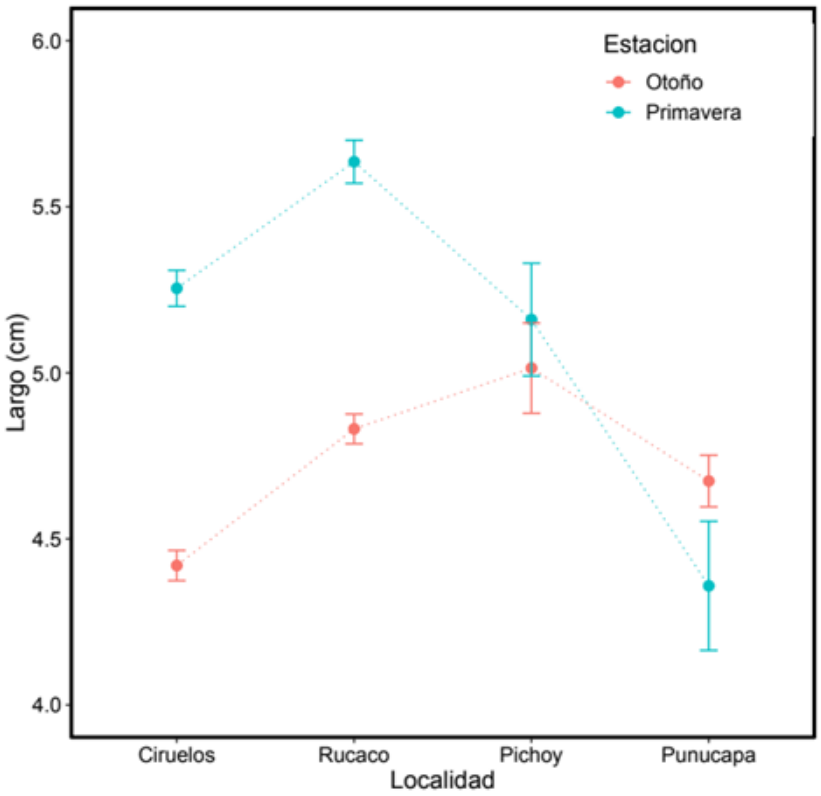


Figura 4.2.9. Largo promedio de *Galaxias maculatus*, en las cuatro estaciones y dos temporadas. Las medias se reportan con el correspondiente intervalo de confianza al 95%.

El largo de los puyes no ha variado sistemáticamente desde el inicio del monitoreo

La Figura 4.2.10 muestra el cambio en los valores del largo promedio de los puyes desde 2016 a la fecha. Una vez que se removió el efecto estacional de esta variable, la autocorrelación temporal había desaparecido (Anexo 1).

Una vez removido el efecto estacional en el largo de los puyes, no se detectaron tendencias temporales en Ciruelos ($F_{1,14} = 0.07$, $P = 0.796$). No obstante, se evidenció una tendencia positiva en Rucaco (pendiente ± Error estándar: 0.078 ± 0.025), que si bien fue estadísticamente significativa ($F_{1,14} = 9.606$, $P < 0.001$), probablemente en términos biológicos no sea muy relevante ya que está indicando que por cada año transcurrido los peces crecieron 0.078 cm (posiblemente ese valor se encuentre dentro del error de medición del largo).

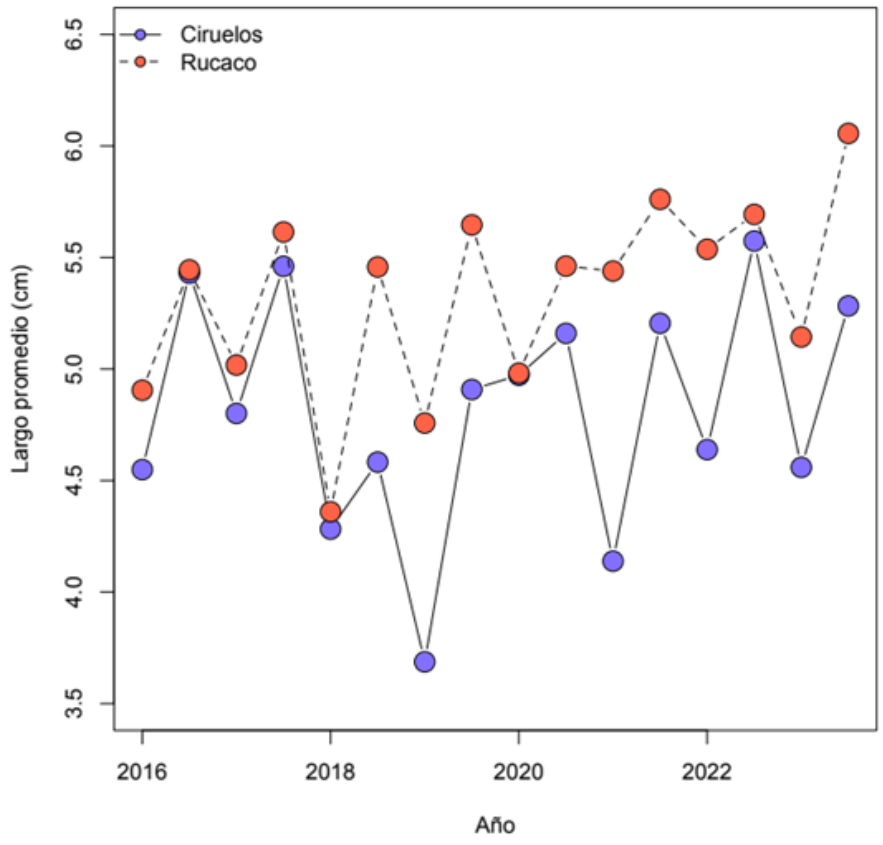


Figura 4.2.10. Cambio temporal en largo promedio de *Galaxias maculatus* para Ciruelos y Rucaco.

DISCUSIÓN

En este estudio, empleamos el Programa de Monitoreo del HRC para evaluar los cambios estacionales y espaciales en sus comunidades de peces. En términos generales, nuestros resultados muestran tres cosas. Primero, la diversidad alfa es mayor en primavera que en otoño y la misma presenta un claro patrón espacial, siendo mayor en las localidades cercanas a la planta de celulosa. Segundo, la diversidad beta está dada por una combinación de recambio y pérdida de especies y, en términos de su composición, las localidades de Ciruelos y Rucaco son más similares entre sí en comparación a las que se encuentran río abajo. Tercero, la longitud del Puye dependerá tanto de la localidad como de la estación, siendo mayor en primavera en Ciruelos y Rucaco, pero mayor en otoño en Punucapa.

Efectos estacionales en la diversidad alfa

Nuestros resultados revelan que la diversidad alfa es significativamente mayor durante la primavera, lo que tiene importantes implicancias para comprender los procesos ecológicos subyacentes de este ecosistema. Esta variación estacional sugiere que las comunidades de peces ribereños del HRC experimentan fluctuaciones en la composición de especies, que pueden atribuirse a una serie de factores ecológicos. Una posible explicación está relacionada con los patrones de reproducción y cría de las especies de peces. La primavera es típicamente un período de mayor actividad biológica en los ecosistemas acuáticos, ya que muchas especies de peces desovan durante este tiempo (Fraser *et al.,* 2019; Alix *et al.,* 2020). La disponibilidad de lugares adecuados para la reproducción, el aumento de la temperatura del agua y la mejora de los recursos alimenticios, que pueden sustentar una comunidad de peces más diversa, pueden conducir al reclutamiento de peces jóvenes, aumentando así la riqueza de especies (Jaureguizar *et al*., 2016). Por lo tanto, el aumento de la diversidad de especies durante la primavera puede estar asociado con la reproducción exitosa de las especies residentes durante todo el año, además de las especies que sólo aparecen en temporadas específicas cuando la disponibilidad de recursos (*e.g.,* alimentos, lugares de cría, temperaturas más

cálidas) es mayor (Chea *et al*., 2016, Kindong *et al.,* 2020). Además, el aumento de los recursos alimenticios en primavera puede explicar por qué los puyes son más largos en primavera que en otoño, al menos en Ciruelos y Rucaco.

Además de los cambios en la riqueza de especies entre estaciones, nuestros resultados también muestran que la abundancia global es mayor en otoño (estimaciones observadas -puntos- en Fig. 4.2.2). Estos resultados son interesantes ya que podrían sugerir que las fluctuaciones en la abundancia pueden jugar un papel crucial en la configuración de las interacciones entre especies para facilitar la coexistencia (Chesson 2000). El papel de la variación temporal en las condiciones ambientales y la abundancia de especies como mecanismo para promover la coexistencia de especies tiene una rica historia en ecología (*e.g*. la paradoja del plancton, Hutchinson 1961). Del mismo modo que las especies presentan una diferenciación de nicho en términos de uso de recursos y selección de hábitat para coexistir espacialmente, también pueden diversificarse en sus patrones de actividad temporales, particionando eficazmente su nicho en el tiempo (Chesson 2000). Por lo tanto, la persistencia de comunidades multiespecíficas puede lograrse cuando las especies utilizan recursos comunes en distintos intervalos de tiempo, reduciendo así la competencia interespecífica (Angert *et al*. 2009. Mathias & Chesson en 2013, Shimadzu *et al*., 2013, Tredennick *et al*., 2017, Mellard *et al*., 2019). Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que las comunidades de peces del HRC se adaptan a los cambios estacionales explotando las oportunidades de nicho en diferentes épocas del año, lo que puede conducir a las fluctuaciones observadas en la composición de especies y, en consecuencia, en la diversidad alfa. Aunque la variación en la abundancia de especies podría explicarse por la partición temporal de nichos, es importante señalar que otros procesos pueden afectar a la variación de su abundancia, incluyendo las condiciones ambientales, la disponibilidad de recursos, la competencia, la depredación y la estocasticidad demográfica (Dornelas *et al*., 2013). Dilucidar las contribuciones relativas de estos procesos no es sencillo (Shimadzu *et al*., 2013). Aunque el seguimiento actual del HRC no permite dar una respuesta obvia para explicar las variaciones estacionales en

riqueza y abundancia, sí ofrece algunas preguntas interesantes para seguir explorando. Finalmente, es importante mencionar que la diversidad alfa no presentó ninguna tendencia temporal posteriormente a la remoción del efecto estacional, es decir a aumentar (o disminuir) desde que se inició el monitoreo en 2014.

Patrones en diversidad beta

La evaluación de la diversidad beta en el HRC aporta datos complementarios a los de la diversidad alfa sobre la dinámica espacio-temporal de sus comunidades de peces. Nuestros resultados indican que la diversidad beta en ambas estaciones está impulsada tanto por la pérdida como por la sustitución de especies, aunque con importancias relativas diferentes. Mientras que en primavera es más preponderante en el recambio de especies en otoño predomina más la pérdida de especies. Si bien el recambio de especies no es estadísticamente diferente entre estaciones, la pérdida de especies, sí lo es. La transición del otoño a la primavera parece estar marcada por un cambio ecológico en las comunidades de peces ribereños de HRC, como lo demuestra el cambio en los patrones de diversidad beta (Florencio *et al*., 2016, Teichert *et al.,* 2018).

Durante el otoño, algunas especies faltaron en localidades específicas, lo que resultó en una composición comunitaria más homogénea en todos los sitios de estudio. Una posible razón de esta estructura anidada podría ser la migración estacional, posiblemente desencadenada por cambios en la disponibilidad de alimentos, disminución de la temperatura del agua o aumento de la depredación (por ejemplo, Brönmark *et al*., 2008, 2010, Brodersen *et al.,* 2011). Sin embargo, esos posibles factores siguen siendo especulativos hasta el momento. Contrariamente a lo observado en otoño, la diversidad beta en primavera mostró un patrón diferente, con una proporción menor atribuida a la pérdida y una contribución más significativa del recambio de especies. Es decir, los ensambles entre localidades mostraron mayores diferencias en su composición de especies en lugar de que los lugares de baja diversidad simplemente tuvieran menos de las mismas especies que se encuentran en los lugares de alta diversidad. Se ha sugerido

que el recambio de especies de peces en sistemas de agua dulce podría ser consecuencia de interrupciones en las conexiones entre hábitats (por ejemplo, diferencias en las descargas, diferencias en los hábitats), la influencia de filtros ambientales (por ejemplo, la temperatura del agua, los niveles de nutrientes), o una combinación de ambos (Langer *et al*., 2016, Zbinden & Matthews 2017 y sus referencias).

En términos de disimilitud entre localidades, Ciruelos y Rucaco muestran una mayor similitud en la composición de especies en ambas estaciones en comparación con Punucapa y Pichoy. Esto podría atribuirse a la proximidad geográfica de Ciruelos y Rucaco, y por lo tanto, a las condiciones ambientales y características de hábitat compartidas que hacen que estas localidades sean más similares entre sí en términos de sus comunidades de peces. Por otro lado, Punucapa está muy distante de Ciruelos y Rucaco (*ca*. 50 km), y Pichoy pertenece a un afluente del río Cruces y, por lo tanto, al estar más distantes o tener características ambientales distintas, presentan mayor disimilitud en la composición de especies.

4.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUÍMICOS EN PUYES

Metales pesados

Las Tablas 4.2.3 a 4.2.5 y la Figura 4.2.11, muestran las concentraciones de metales pesados en ejemplares completos de *Galaxias maculatus*, recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2023 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023.

En términos generales, no se observan tendencias inter anuales definidas en las concentraciones de metales registradas en puyes del área de estudio.

Durante todas las campañas, los metales pesados más comunes (*i.e.,* mayores concentraciones) fueron Hierro, Aluminio y Zinc (Tablas 4.2.3 y 4.2.4). Le siguen el Cobre, el cual no fue detectado en toda el área de estudio durante los años 2015 y 2023, Plomo y Mercurio (Tablas 4.2.3 y 4.2.4). Por otra parte, a la fecha no se ha detectado Cadmio en los puyes examinados durante todo el periodo de estudio (Tabla 4.2.5).

Tabla 4.2.3. Concentraciones de Hierro, Aluminio y Cobre en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. 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
	otoño 2022	266,9	205,2	3,66
	otoño 2023	560,8	446,6	*
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
	otoño 2022	364,1	363,2	3,93
	otoño 2023	457,9	330,2	*
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
	otoño 2022	372,3	367,0	5,21
	otoño 2023	188,2	112,8	*

Tabla 4.2.4. Concentraciones de Zinc, Plomo y Mercurio en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2022 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. 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
	otoño 2022	140,54	0,09	0,28
	otoño 2023	251,88	0,10	0,40
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
	otoño 2022	194,17	0,10	0,29
	otoño 2023	214,23	0,09	0,31
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
	otoño 2022	194,21	0,12	0,16
	otoño 2023	158,78	0,09	0,10

Tabla 4.2.5. Concentraciones de Cadmio en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. 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	*
	otoño 2022	*
	otoño 2023	*
sector Rucaco	otoño 2014	*
	otoño 2015	*
	otoño 2016	*
	otoño 2017	*
	otoño 2018	*
	otoño 2019	*
	otoño 2020	*
	otoño 2021	*
	otoño 2022	*
	otoño 2023	*
Eje central río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	*
Sector Punucapa	otoño 2017	*
	otoño 2020	*
	otoño 2021	*
	otoño 2022	*
	otoño 2023	*

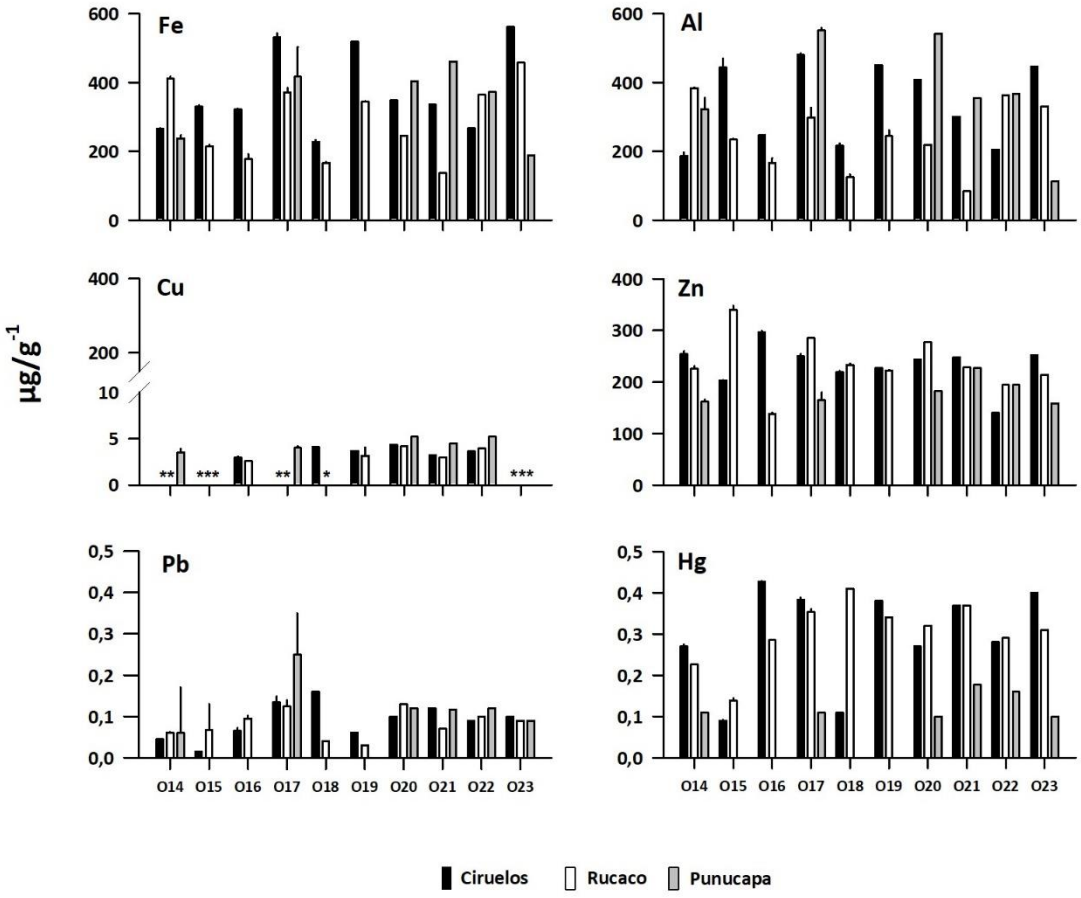


Figura 4.2.11. Concentración de metales pesados en especímenes de *Galaxias maculatus*, recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. Los valores son promedios más una desviación estándar. * = no detectado*, i.e*., bajo el límite de detección del método utilizado.

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.2.6 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey para evaluar eventuales diferencias en la variabilidad inter anual y espacial de las concentraciones promedio de metales pesados presentes en los tejidos de *Galaxias maculatus*. Por otra parte, la Figura 4.2.12 muestra los resultados de los análisis de regresión llevados a cabo para evaluar si estas concentraciones presentan tendencias significativas ($p<0,05$) en el tiempo.

Los resultados de ANDEVA indican que: el Cobre presentó diferencias significativas ($p<0,05$) en las dos fuentes de estudio; sus concentraciones fueron más altas en puyes recolectados el año 2020, a la vez que los peces de la estación Punucapa presentaron concentraciones más altas que las registradas en los peces de Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.6). A su vez, el Mercurio solo presentó variabilidad significativa al comparar estaciones: las concentraciones de este metal fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en puyes recolectados en Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.6).

Los análisis de regresión no mostraron tendencias temporales significativas ($p>0,05$) en las concentraciones de metales registradas en puyes del área de estudio (Fig. 4.2.12).

Tabla 4.2.6. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones), en las concentraciones promedio de metales pesados presentes en los tejidos de Puyes capturados durante el periodo 2014-2023, en tres estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco y Pu=Punucapa). 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
Hierro (*)	Año	9	0,241	0,027	1,041	0,456	
	Estación	2	0,075	0,037	1,450	0,268	
	Error	14	0,361	0,026			
	Total	25	0,681	0,027			
Aluminio (*)(**)	Año	9	0,344	0,038	0,863	0,577	
	Estación	2	0,143	0,072	1,617	0,233	
	Error	14	0,621	0,044			
	Total	25	1,132	0,045			
Cobre (*)	Año	9	1,472	0,164	6,070	**0,002**	20>14=15=17=23; 20=16=18=19=21=22
	Estación	2	0,290	0,145	5,371	**0,019**	Pu > Ci = Ru
	Error	14	0,377	0,027			
	Total	25	2,145	0,086			
Zinc (*)	Año	9	0,048	0,005	0,549	0,816	
	Estación	2	0,047	0,023	2,394	0,128	
	Error	14	0,137	0,010			
	Total	25	0,237	0,009			
Plomo	Año	9	0,030	0,003	2,563	0,056	
	Estación	2	0,004	0,002	1,418	0,275	
	Error	14	0,018	0,0011			
	Total	25	0,056	0,002			
Mercurio (**)	Año	9	0,111	0,012	2,335	0,075	
	Estación	2	0,150	0,075	14,194	**<0,001**	Ci = Ru > Pu
	Error	14	0,074	0,005			
	Total	25	0,327	0,013			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) =Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

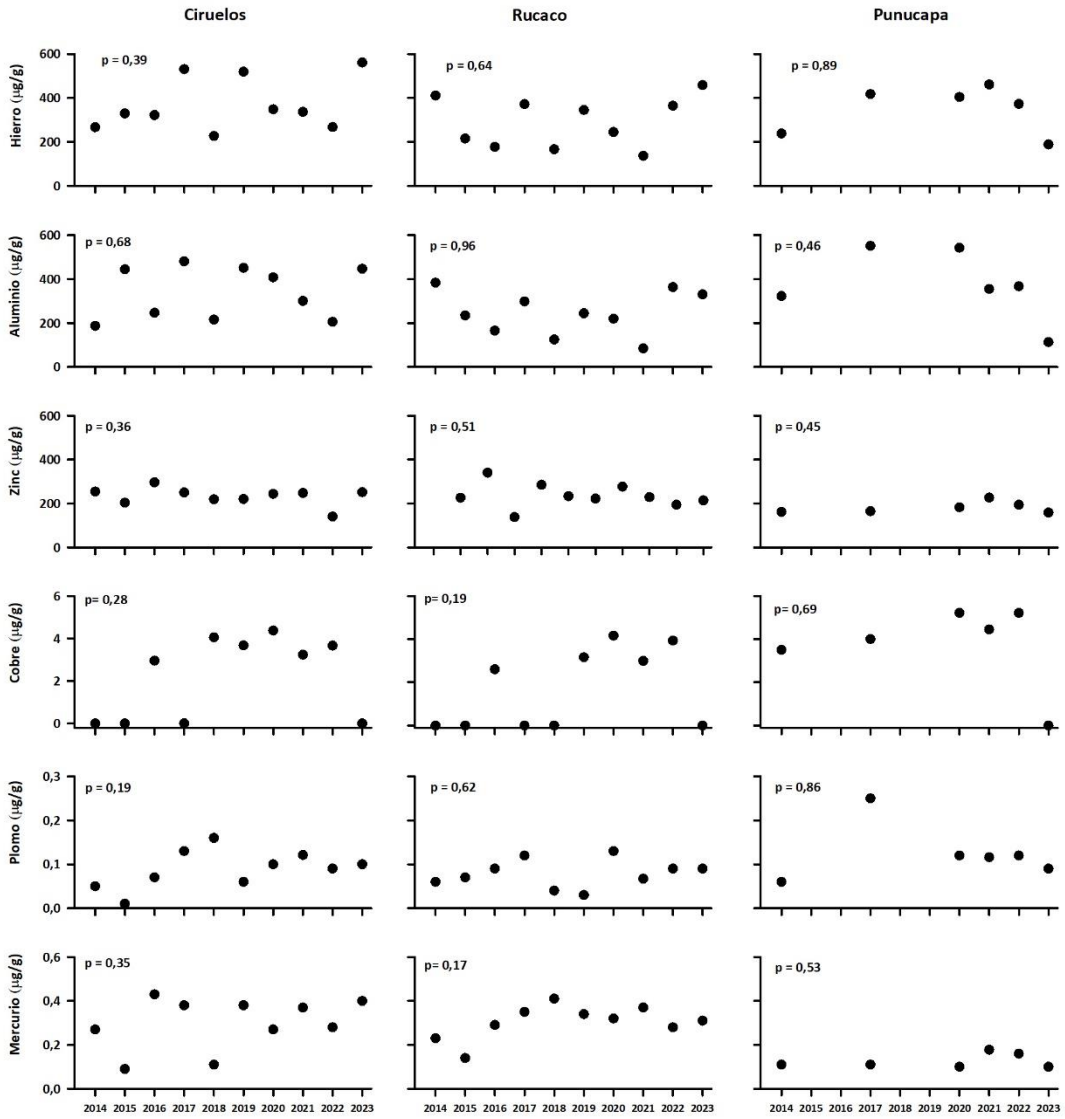


Figura 4.2.12. Resultados de los análisis de regresión para evaluar eventuales tendencias significativas en las concentraciones de metales pesados detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023.

Ácidos grasos, Ácidos resínicos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles

La Tabla 4.2.7 y la Figura 4.2.13 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 2014-2023 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. A la fecha no se han detectado Ácidos resínicos en toda el área de estudio (el valor de detección utilizado en los análisis es 0,002 µg g).

Tabla 4.2.7. Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. 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
	otoño 2022	1365,5	*	<7,0
	otoño 2023	817,4	*	14,7
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
	otoño 2022	1753,5	*	22,9
	otoño 2023	1142,9	*	22,8

Continuacion Tabla 4.2.7

estaciones	Campañas	Ác. Grasos (µg/g)	Ác. Resínicos (µg/g)	AOX (µg/g)
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
	otoño 2022	1082,7	*	15,5
	otoño 2023	1656,8	*	17,7

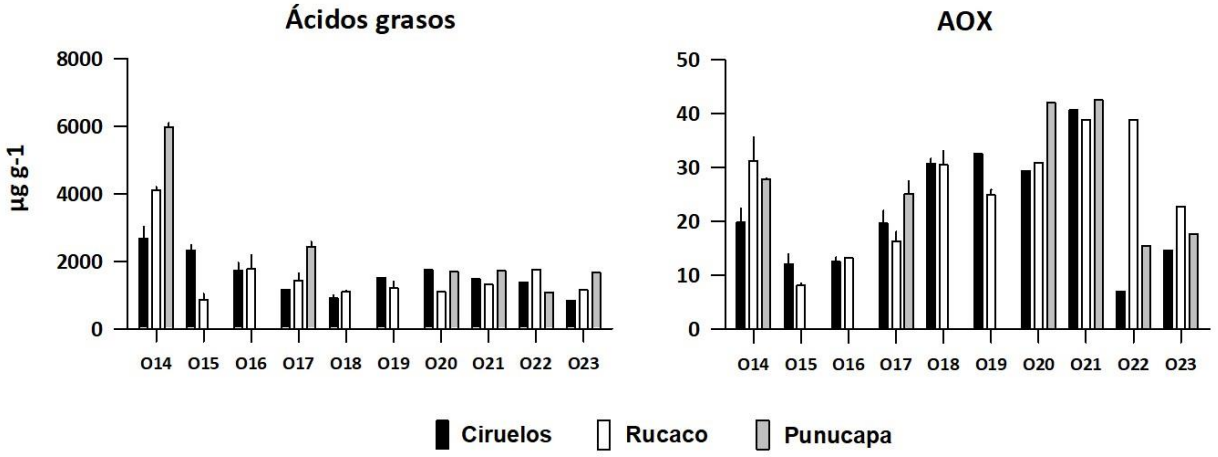


Figura 4.2.13. Concentración de Ácidos grasos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX) en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. Los valores son promedios más desviación estándar.

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.2.8 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey para evaluar eventuales diferencias en la variabilidad inter anual y espacial de las concentraciones promedio de Ácidos grasos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX), presentes en tejidos de *Galaxias maculatus*. Por otra parte, la Figura 4.2.14 muestra

los resultados de los análisis de regresión llevados a cabo para evaluar si estas concentraciones presentan tendencias significativas ($p<0,05$) al descenso o aumento con en el tiempo.

Los resultados de ANDEVA indican que ambos compuestos presentaron variabilidad inter anual significativa ($p<0,05$): las concentraciones de Ácidos grasos fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2014 (Tabla 4.2.8), a la vez que las de AOX fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante los años 2020 y 2021 que, durante los años 2015, 2016 y 2022 (Tabla 4.2.8). Las concentraciones de ambos compuestos, no mostraron variabilidad espacial significativa ($p>0,05$) (Tabla 4.2.8).

Tabla 4.2.8. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones), en las concentraciones promedio de Ácidos grasos registrados y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX), registrados en tejidos de Puyes capturados durante el periodo 2014-2023, en tres estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco y Pu=Punucapa). Los valores de p en negrilla son significativos ($p<0,05$) para cada prueba.

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Ácidos grasos (*)	Año	9	0,628	0,070	3,980	**0,011**	14>15=16=17=18=19=20=21=22=23
	Estación	2	0,071	0,035	2,018	0,170	
	Error	14	0,245	0,018			
	Total	25	0,981	0,039			
AOX	Año	9	0,867	0,096	6,952	**<0,001**	21=20>15=16=22; 21=20=14=17=18=19=23
	Estación	2	0,037	0,018	1,326	0,297	
	Error	14	0,194	0,014			
	Total	25	1,130	0,045			

Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada.

Aun cuando las concentraciones de AOX en los puyes estudiados, muestran en general, aumentos sostenidos en el tiempo, los resultados de los análisis de regresión muestran que no hay tendencia significativa inter anual ($p>0,05$) (Fig. 4.2.14). A su vez,

solo las concentraciones de Ácidos grasos en puyes capturados en Ciruelos y Punucapa, muestran una tendencia inter anual significativa (p<0,05) y a la baja (Fig. 4.2.14).

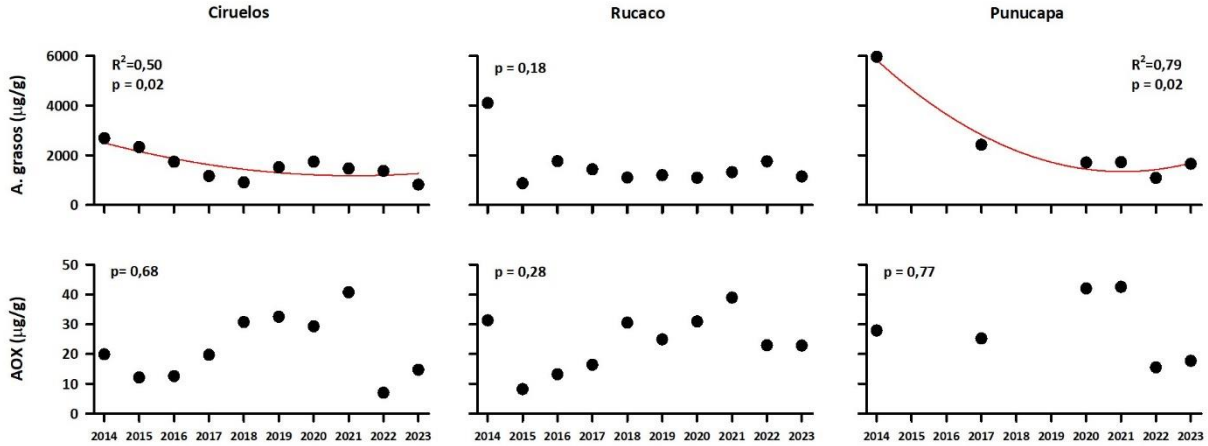


Figura 4.2.14. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias temporales, en las concentraciones de Ácidos grasos y AOX detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. Línea roja indica significancia estadística (p<0,05).

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

La Tabla 4.2.9 y la Figura 4.2.15 muestran las concentraciones de Dioxinas y Furanos expresadas en EQTs y Equivalentes Tóxicos totales (suma de dioxinas y furanos), en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2023 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023.

Tabla 4.2.9. Concentraciones de Dioxinas y Furanos (expresadas en Equivalentes tóxicos) y ETQs totales (suma de Dioxinas y Furanos), en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023, y en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. Los valores son promedios con una desviación estándar en paréntesis.

Estaciones	Campañas	Dioxinas en EQTs (ng/g)	Furanos en EQTs (ng/g)	EQTs totales (ng/g)
Eje central río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	0,000051 (0,00007)	0,000052 (0,00001)	0,000103 (0,00004)
	otoño 2015	0,000021 (0,00000)	0,000076 (0,00001)	0,000097 (0,00001)
sector Ciruelos	otoño 2016	0,000066 (0,00006)	0,000023 (0,00001)	0,000089 (0,00004)
	otoño 2017	0,000084 (0,00006)	0,000029 (0,00000)	0,000113 (0,00003)
	otoño 2018	0,000021 (0,00002)	0,000035 (0,00001)	0,000056 (0,00001)
	otoño 2019	0,000014 (0,00002)	0,000086 (0,00011)	0,000100 (0,00006)
	otoño 2020	0,000062	0,000071	0,000133
	otoño 2021	0,000064	0,000077	0,000141
	otoño 2022	0,000069	0,000050	0,000119
	otoño 2023	0,000055	0,000131	0,000186
sector Rucaco	otoño 2014	0,000007 (0,00001)	0,000060 (0,00000)	0,000067 (0,00001)
	otoño 2015	0,000003 (0,00000)	0,000095 (0,00009)	0,000098 (0,00005)
	otoño 2016	0,000056 (0,00008)	0,000023 (0,00000)	0,000079 (0,00004)
	otoño 2017	0,000032 (0,00000)	0,000029 (0,00000)	0,000061 (0,00000)
	otoño 2018	0,000056 (0,00001)	0,000035 (0,00003)	0,000091 (0,00002)
	otoño 2019	0,000001 (0,00000)	0,000039 (0,00002)	0,000040 (0,00001)
	otoño 2020	0,000046	0,000062	0,000108
	otoño 2021	0,000089	0,000052	0,000141
	otoño 2022	0,000299	0,000062	0,000361
	otoño 2023	0,000114	0,000113	0,000227
Eje central río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	0,000206 (0,00015)	0,000133 (0,00001)	0,000339 (0,00008)
	otoño 2017	0,000189 (0,00005)	0,000184 (0,00002)	0,000373 (0,00003)
Sector Punucapa	otoño 2020	0,000182	0,000165	0,000347
	otoño 2021	0,000018	0,000014	0,000032
	otoño 2022	0,000174	0,000090	0,000264
	otoño 2023	0,000245	0,000162	0,000407

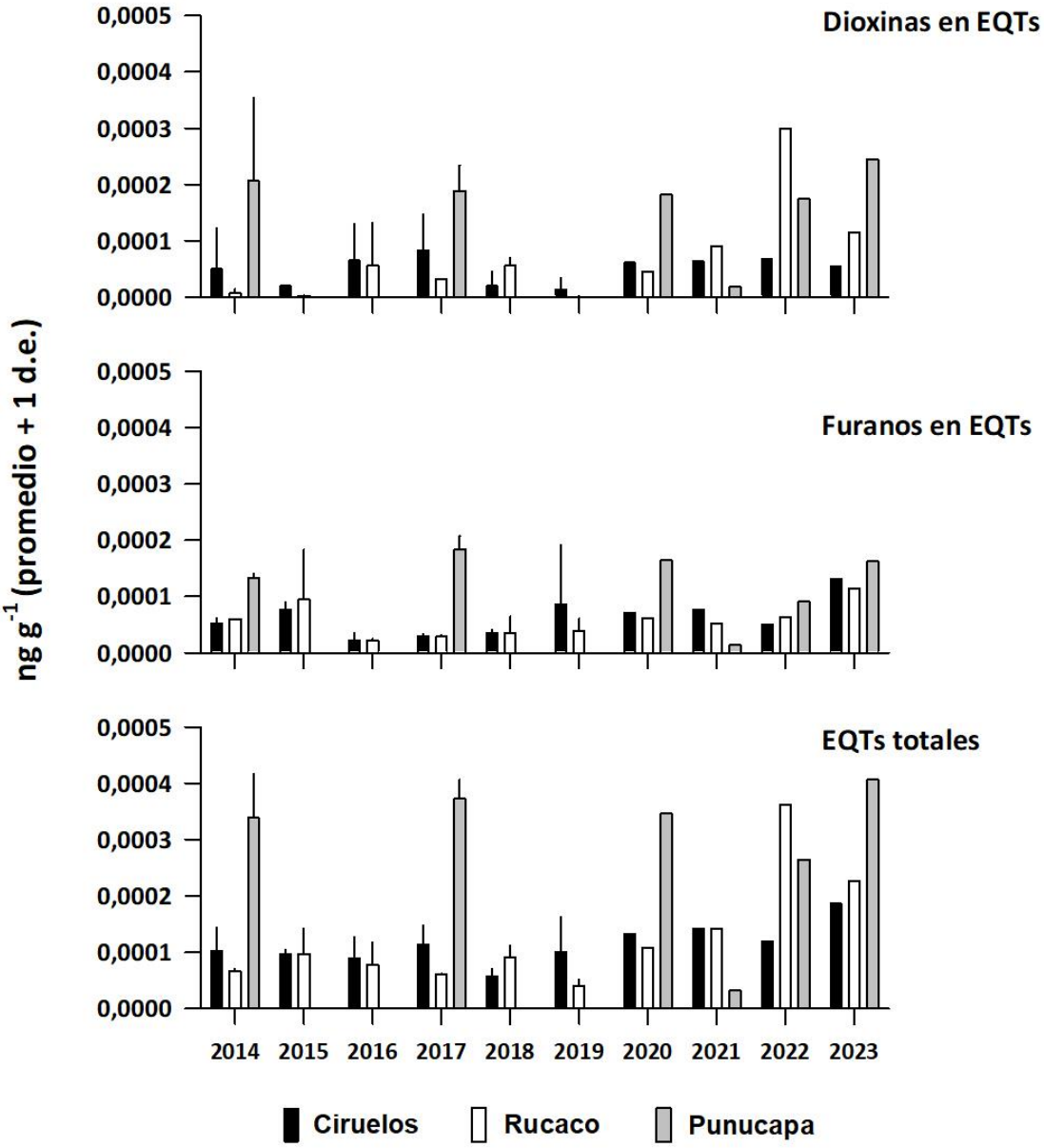


Figura 4.2.15. Concentraciones de Dioxinas y Furanos expresadas en Equivalentes tóxicos y Equivalentes tóxicos totales (ETQs) registradas en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. Los valores son promedios más desviación estándar.

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.2.10 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey para evaluar eventuales diferencias significativas ($p<0,05$) en la variabilidad inter anual y espacial de las concentraciones promedio de Dioxinas y Furanos expresados en EQTs y Equivalentes tóxicos totales (EQTs), presentes en tejidos de *Galaxias maculatus*.

Los resultados del ANDEVA muestran que las concentraciones de Furanos y EQTs presentaron solo diferencias espaciales, estas fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en Punucapa, mientras que las Dioxinas no presentaron diferencias ($p>0,05$) entre las fuentes de variación (años y estaciones de muestreo) (Tabla 4.2.10).

Tabla 4.2.10. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años) y espaciales (Estaciones), en las concentraciones promedio de Dioxinas y Furanos expresadas en Equivalentes tóxicos y Equivalentes tóxicos totales (EQTs) registrados en tejidos de Puyes capturados durante el periodo 2014-2023, en tres estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco y Pu=Punucapa). Los valores de p en negrilla son significativos ($p<0,05$) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	
Dioxinas (*)	Año	9	4,150	0,461	2,372	0,071	
	Estación	2	0,690	0,345	1,774	0,206	
	Error	14	2,721	0,194			
	Total	25	8,625	0,345			
Furanos	Año	9	0,001	0,002	1,676	0,186	
	Estación	2	0,001	0,007	5,541	**0,017**	Pu>Ci=Ru
	Error	14	0,002	0,001			
	Total	25	0,005	0,002			
EQTs (*)	Año	9	0,007	0,008	1,026	0,466	
	Estación	2	0,008	0,004	5,335	**0,019**	Pu>Ci=Ru
	Error	14	0,001	0,008			
	Total	25	0,003	0,001			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada.

Los resultados de análisis de regresión, muestran que las concentraciones de Dioxinas y EQTs registradas en puyes recolectados en Rucaco, han aumentado significativamente en el tiempo ($p<0,05$) (Fig. 4.2.16), mientras que, en Ciruelos solo los EQTs muestran tendencias temporales ($p<0,05$), en Punucapa las concentraciones de estos compuestos, no presentaron variabilidad temporal ($p>0,05$) (Fig. 4.2.16).

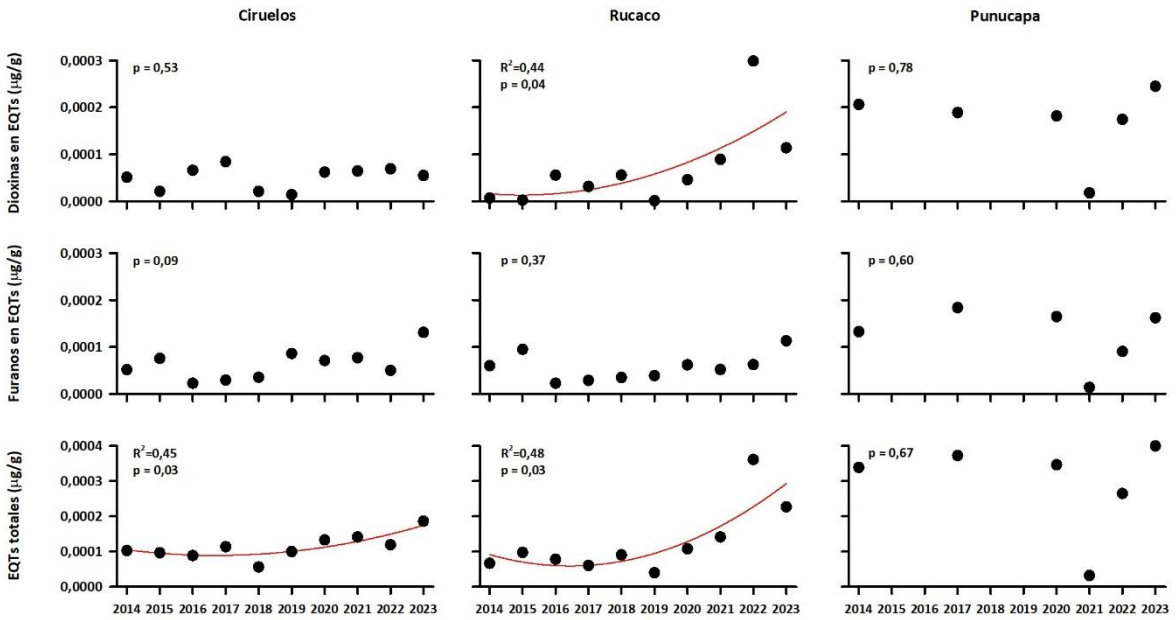


Figura 4.2.16. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de Dioxinas y Furanos expresadas en EQTs y Equivalentes tóxicos totales (EQTs) detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023.

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 4.2.11). 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 4.2.11).

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 descrito 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 4.2.11).

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 4.2.11. 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
Galaxias 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	
	1995	**1**	0,086	-	-	-	-	Francia	
Gadus morhua	**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 4.2.12 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los puyes de Ciruelos y Rucaco, durante el período 2014-2023, y en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023, ordenados de mayor a menor toxicidad. Ese número es en relación al número total de muestreos: 10 en Ciruelos y Rucaco y 6 en Punucapa. A su vez, la Figura 4.2.17 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 Punucapa en cinco muestreos, mientras que en puyes de Rucaco en seis campañas (Tabla 4.2.12 y Fig. 4.2.17). A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en puyes de Ciruelos (3 muestreos), Rucaco (2 muestreos) y Punucapa (4 muestreos) (Tabla 4.2.12 y Fig. 4.2.17).

En general, el resto de las dioxinas detectadas tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que las dos anteriormente mencionadas (Tabla 4.2.12).

El Furano 2.3.7.8 (TCDF) fue detectado en peces de Ciruelos y Rucaco en diez muestreos y en puyes de Punucapa en seis campañas (Tabla 4.2.12 y Fig. 4.2.17). A su vez, el Furano 1.2.3.7.8 (PeCDF) fue detectado en puyes de Ciruelos y Rucaco en nueve muestreos y en peces de Punucapa en seis campañas (Tabla 4.2.12 y Fig. 4.2.17). En general, el resto de los Furanos detectados tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que los dos anteriormente mencionados (Tabla 4.2.12).

Tabla 4.2.12. Número de detecciones de Dioxinas y Furanos en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2023, y en Punucapa, durante los años 2014, 2017, 2020, 2021, 2022 y 2023. El número de muestreos durante el mismo fue 10 y 6, 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)	5	6	5
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Dioxina (PeCDD)	3	2	4
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	5	3	4
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	6	6	4
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	6	5	4
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Dioxina (HpCDD)	8	8	4
OCDD Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	10	10	6
Furanos & congéneres			
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo Furano (TCDF)	10	10	6
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	9	9	6
2.3.4.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	9	9	6
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	6	6	3
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	6	6	3
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	3	6	
2.3.4.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HXCDF)	4	4	3
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	7	8	4
1.2.3.4.7.8.9 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	3	4	
OCDF Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	6	4	1

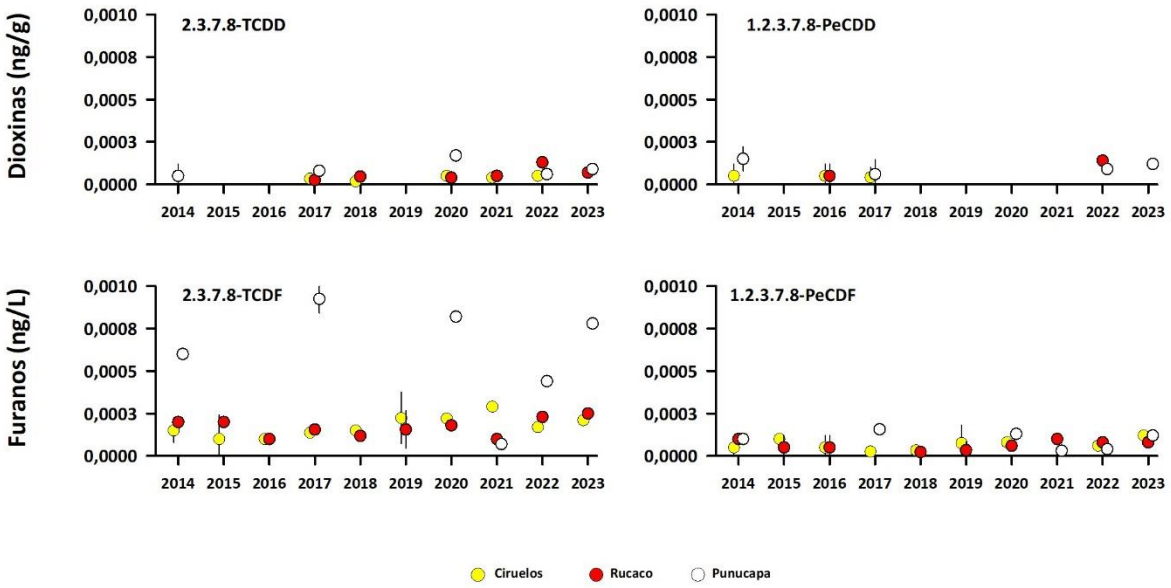


Figura 4.2.17. Concentraciones de las Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (paneles superiores) y los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (paneles inferiores) en puyes del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar. En algunos casos no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas.

CONCLUSIONES

- Nuestro análisis de diversidad alfa reveló variaciones estacionales significativas en la misma, con una mayor diversidad de especies durante la primavera en comparación con el otoño. Esta fluctuación estacional puede atribuirse a las actividades reproductivas de las especies de peces y/o a la disponibilidad de recursos que favorecen una mayor riqueza de especies. Además, la diversidad beta en el HRC muestra patrones distintos entre estaciones. Durante el otoño, la pérdida de especies es la principal causa de la diversidad beta, mientras que en primavera contribuye más el reemplazo, lo que denota mayores diferencias en la composición de especies entre localidades.
- Estas observaciones tienen múltiples implicaciones. En primer lugar, las variaciones estacionales en la diversidad de alfa ponen de relieve la importancia de conservar y proteger el HRC como hábitat crítico para la biodiversidad piscícola. El aumento de la riqueza de especies durante la primavera subraya la importancia

de preservar las zonas de reproducción y desove de estas especies. En segundo lugar, los patrones de diversidad beta reflejan la dinámica ecológica de la RCW y proporcionan información valiosa para los esfuerzos de conservación. Tercero, los resultados encontrados subrayan la necesidad de continuar el seguimiento y la investigación en el HRC. A medida que cambian las condiciones ambientales y persisten los impactos humanos, la recogida continua de datos es esencial para el seguimiento de la salud y las tendencias de las comunidades de peces ribereños. Esta información es crucial para la gestión adaptativa y las intervenciones oportunas cuando sea necesario.

- 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.
- En general, los metales no presentaron variabilidad inter anual y espacial, con excepción del Cobre, más altos en Punucapa y el Mercurio con concentraciones más altas en Ciruelos y Rucaco. A su vez, el Cobre no presentó un aumento significativo en el tiempo durante el periodo 2014-2023, en todas las estaciones en estudio.
- Las concentraciones de Ácidos grasos y AOX solo presentaron variabilidad inter anual, el primero fue más alto durante el inicio de este estudio (2014) y los AOX más altos el año 2020 y 2021 que los años 2015, 2016 y 2022. Aun cuando, las concentraciones de AOX en Ciruelos y Rucaco muestran una tendencia al aumento en el tiempo, estas no tienen significancia estadística. Las concentraciones de Ácidos grasos en puyes de Rucaco no presentaron tendencias definidas en el tiempo, sin embargo, las registradas en Ciruelos y Punucapa disminuyeron desde el inicio de este Programa de Monitoreo a la fecha.
- Los resultados de los análisis de las concentraciones de Furanos y EQTs en puyes recolectados en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020, 2021 y 2023, muestran diferencias espaciales significativas ($p>0,05$), estos fueron más altos que

los registrados en Ciruelos y Rucaco. A su vez, los resultados de los análisis de regresión muestran que las concentraciones de Dioxinas y EQTs registradas en puyes recolectados en Rucaco, han aumentado significativamente ($p<0,05$) desde el inicio de este Programa de Monitoreo, mientras que, en Ciruelos solo los EQTs aumentaron sus concentraciones 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, 2021 y 2022, durante el año 2023 solo fue registrada en peces de Ciruelos. A su vez, esta Dioxina apareció en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2020, 2022 y 2023. La Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en peces de Ciruelos durante los años 2014, 2016 y 2017, en Rucaco los años 2016 y 2022 y en Punucapa durante los años 2014, 2017, 2022 y 2023.
- En general, los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF se han registrado permanentemente en tejidos de puyes recolectados durante todo el periodo de estudio y en todas las estaciones de muestreo.

REFERENCIAS

Agostinho AA, Gomes LC, Veríssimo S et al. (2004) Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. Reviews in Fish Biology and Fisheries 14: 11–19. https://doi.org/10.1007/s11160-004-3551

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.

Ali H, Khan E (2018) Bioaccumulation of non-essential hazardous heavy metals and metalloids in freshwater fish. Risk to human health. Environmental Chemistry Letters 16: 903 – 917. https://doi.org/10.1007/s10311-018-0734-7

Alix M, Kjesbu OS, Anderson KC (2020) From gametogenesis to spawning: How climate-driven warming affects teleost reproductive biology. Journal of Fish Biology 97: 607–632. https://doi.org/10.1111/jfb.14439

Angert AL, Huxman TE, Chesson P et al. (2009). Functional tradeoffs determine species coexistence via the storage effect. Proceedings National Academy of Sciences USA 106: 11641–11645. https://doi.org/10.1073/pnas.0904512106
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.

Barbarossa V, Bosmans J, Wanders N, King H, Bierkens MFP, Huijbregts MAJ, Schipper AM (2021). Threats of global warming to the world's freshwater fishes. Nature Communications 12:1701. doi: 10.1038/s41467-021-21655-w.

Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. Global Ecology and Biogeography 19: 134 – 143. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

Baselga A, Orme D, Villeger S et al. (2023). betapart: Partitioning Beta Diversity into Turnover and Nestedness Components. R package version 1.6

Bates D, Mächler M, Bolker B, Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1 - 48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01

Boulton A (1999) An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater Biology 41(2):469-479.

Brodersen J, Nicolle A, Nilsson PA et al. (2011) Interplay between temperature, fish partial migration and trophic dynamics. Oikos 120: 1838 - 1846. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19433.x

Brönmark C, Brodersen J, Chapman BB et al. (2010) Regime shifts in shallow lakes: the importance of seasonal fish migration. Hydrobiologia 646, 91-100. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0165-3

Brönmark C, Skov C, Brodersen J et al. (2008) Seasonal migration determined by a trade-off between predator avoidance and growth. PLOS ONE 3: e1957. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001957

Butchart SHM et al. (2010) Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines.Science 328: 1164 – 1168. DOI:10.1126/science.1187512

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, Gavilan J (1996) Diferenciación morfológica entre Percichthys trucha y Percichthys melanops (Perciformes: Percichthyidae) entre 36° y 41° LS (Chile y Argentina), a través de análisis multivariados. Gayana Zoología 60: 99 – 120.

Campos H, Ruiz V, Gavilan JF, Alay F (1993) Pesci del fiume Biobío. Pubblicazione di divulgazione, vol 5:7-100.

Cardinale B, Duffy J, Gonzalez A. et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486: 59 – 67. https://doi.org/10.1038/nature11148.

Chao A, Hu K (2022) iNEXT.4steps: four steps of INterpolation and EXTrapolation analysis. R package version 1.0.1.

Chao A, Jost L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. Ecology 93: 2533 – 2547. https://doi.org/10.1890/11-1952.1

Chao A, Kubota Y, Zelený D, *et al*. (2020) Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. Ecological Research 35: 292 – 314.

Chea R, Lek S, Ngor P, Grenouillet G (2017) Large-scale patterns of fish diversity and assemblage structure in the longest tropical river in Asia. Ecology of Freshwater Fish 26: 575 – 585. https://doi.org/10.1111/eff.12301

Chesson P (2000) Mechanisms of maintenance of species diversity. Annual Review of Ecology and Systematics 31: 343 – 366. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343

Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ et al. (2012) Models and estimators linking individual-based and sample- based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. Journal of Plant Ecology 5: 3 – 21. https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044

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.

Dornelas M, Magurran AE, Buckland ST, et al. (2013) Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. Proceedings Royal Society B 280: 20121931. DOI: 10.1098/rspb.2012.1931.

Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO et al. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews 81: 163 – 182. https://doi.org/10.1017/S1464793105006950

Dudgeon D. (2019) Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. Current Biology 29: R960 – R967. doi: 10.1016/j.cub.2019.08.002.

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.

Florencio M, Díaz-Paniagua C, Serrano L (2016) Relationships between hydroperiod length, and seasonal and spatial patterns of beta-diversity of the microcrustacean assemblages in Mediterranean ponds. Hydrobiologia 774: 109 – 121. https://doi.org/10.1007/s10750-015-2515-7

Fraser GS, Bestgen KR, Winkelman DL, Thompson KG (2019), Temperature—Not Flow—Predicts Native Fish Reproduction with Implications for Climate Change. Transactions of the American Fisheries Society 148: 509 – 527. https://doi.org/10.1002/tafs.10151

Griffith AW, Gobler CJ (2020) Harmful algal blooms: A climate change co-stressor in marine and freshwater ecosystems. Harmful Algae 91: 101590. https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.03.008.

Habit E, Dyer B, Vila I (2006) Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. Gayana Concepción 70(1):100-113.

Harper M, Mejbel HS, Longert D et al. (2021). Twenty-five essential research questions to inform the protection and restoration of freshwater biodiversity. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 31: 2632–2653. https://doi.org/10.1002/aqc.3634 https://doi.org/10.1111/1440-1703.12102

Hutchinson GE (1961). The paradox of the plankton. American Naturalist 95: 137 – 145.
Jaureguiberry P et al. (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. Science Advances 8: eabm9982. DOI:10.1126/sciadv.abm9982

Jaureguizar AJ, Solari A, Cortés F (2016) Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. Journal of Fish Biology 89: 569 – 600. https://doi.org/10.1111/jfb.12975

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.

Kindong R, Wu J, Gao C. et al. (2020) Seasonal changes in fish diversity, density, biomass, and assemblage alongside environmental variables in the Yangtze River Estuary. Environmental Science and Pollution Research 27: 25461 – 25474. https://doi.org/10.1007/s11356-020-08674-8

Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB (2017). lmerTest package: Tests in Langer TA, Murry BA, Pangle KL et al. (2016) Species turnover drives β-diversity patterns across multiple spatial and temporal scales in Great Lake Coastal Wetland Communities. Hydrobiologia 777: 55 – 66. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2762-2

Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RHB (2017). *lmerTest* package: Tests in linear mixed effects models. J. Stat Soft 82: 1-26.

Loreau M, Hector A, Isbell F (2022) The ecological and societal consequences of biodiversity loss. ISTE.

Maasri A, Jähnig SC, Adamescu MC et al. (2022) A global agenda for advancing freshwater biodiversity research. Ecology Letters 25: 255 – 263. https://doi.org/10.1111/ele.13931

Magurran AE, Baillie SR, Buckland ST, Dick JM, Elston DA, Scott EM, Smith RI, Somerfield PJ, Watt AD. (2010) Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing

change in ecological communities through time. Trends in Ecology & Evolution 25: 574 – 582. doi: 10.1016/j.tree.2010.06.016.

Mathias A, Chesson P (2013). Coexistence and evolutionary dynamics mediated by seasonal environmental variation in annual plant communities. Theoretical Population Biology 84: 56 –71. https://doi.org/10.1016/j.tpb.2012.11.009

Mcdowall RM, Taylor MJ (2000) Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. Environmental Management 25(4):357-374.

Mellard JP, Audoye P, Loreau M (2019) Seasonal patterns in species diversity across biomes. Ecology100: e02627. https://doi.org/10.1002/ecy.2627

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.

Nichols J, Williams B (2006) Monitoring for conservation. Trends in Ecology & Evolution 21: 668 – 673. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007

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.

Pereira HM & Cooper D (2006). Towards the global monitoring of biodiversity change. Trends Ecology and Evolution 21: 123–129. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.10.015

Posthuma L, Zijp MC, De Zwart D et al. (2020) Chemical pollution imposes limitations to the ecological status of European surface waters. Scientific Reports 10: 14825. https://doi.org/10.1038/s41598-020-71537-2

R Core Team. 2022 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Reid AJ, Carlson AK, Creed IF et al. (2019) Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. Biological Reviews 94: 849

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.

Shimadzu H, Dornelas M, Henderson PA et al. (2013) Diversity is maintained by seasonal variation in species abundance. BMC Biology 11: 98 https://doi.org/10.1186/1741-7007-11-98

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.

Strokal M, Bai Z, Franssen W et al. (2021) Urbanization: an increasing source of multiple pollutants to rivers in the 21st century. npj Urban Sustainability 1: 24. https://doi.org/10.1038/s42949-021-00026-w

Teichert N, Lepage M, Chevillot X et al. (2018) Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. Journal of Biogeography 45: 406 – 417. https://doi.org/10.1111/jbi.13133

Tredennick AT, Adler PB, Adler FR (2017). The relationship between species richness and ecosystem variability is shaped by the mechanism of coexistence. Ecology Letters 20: 958 –968. https://doi.org/10.1111/ele.12793

Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE (2003) Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology 13: 57 – 149. https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6

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.

Wang X, Daigger G, de Vries W. et al. (2019) Impact hotspots of reduced nutrient discharge shift across the globe with population and dietary changes. Nature Communications 10: 2627. https://doi.org/10.1038/s41467-019-10445-0

Wen Y, Schoups G, van de Giesen N (2017) Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. Scientific Reports 7: 43289. https://doi.org/10.1038/srep43289

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.

Woodward J, Li J, Rothwell J et al. (2021) Acute riverine microplastic contamination due to avoidable releases of untreated wastewater. Nature Sustainability 4: 793 – 802. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00718-2

Zbinden ZD, Matthews WJ (2017) Beta diversity of stream fish assemblages: partitioning variation between spatial and environmental factors. Freshwater Biology 62: 1460 – 1471. https://doi.org/10.1111/fwb.12960

ANEXO 1

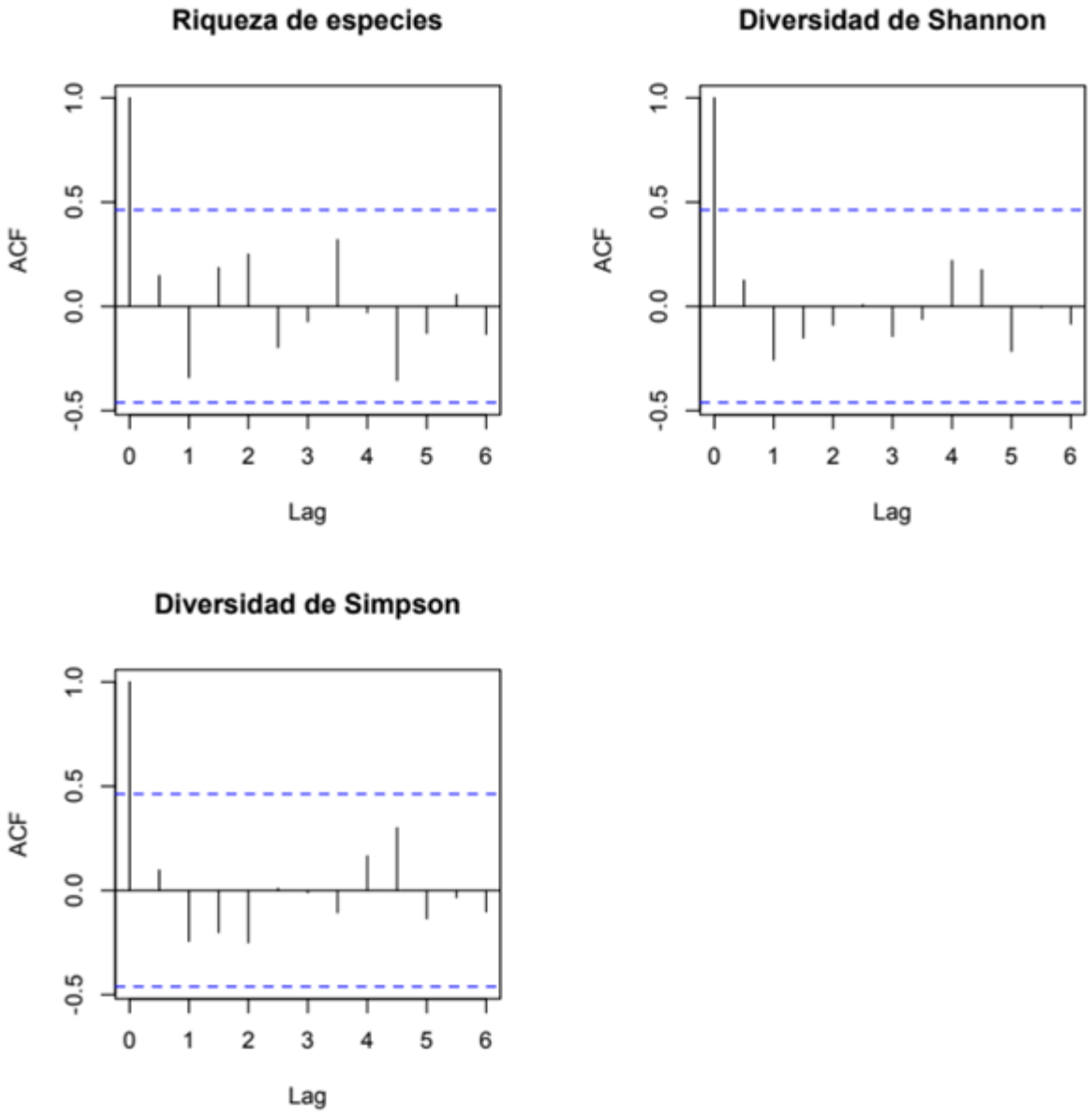


Figura 1. Función de autocorrelación para la riqueza de especies, la diversidad de Shannon y diversidad de Simpson durante los 10 años de monitoreo una vez removido el efecto estacional.

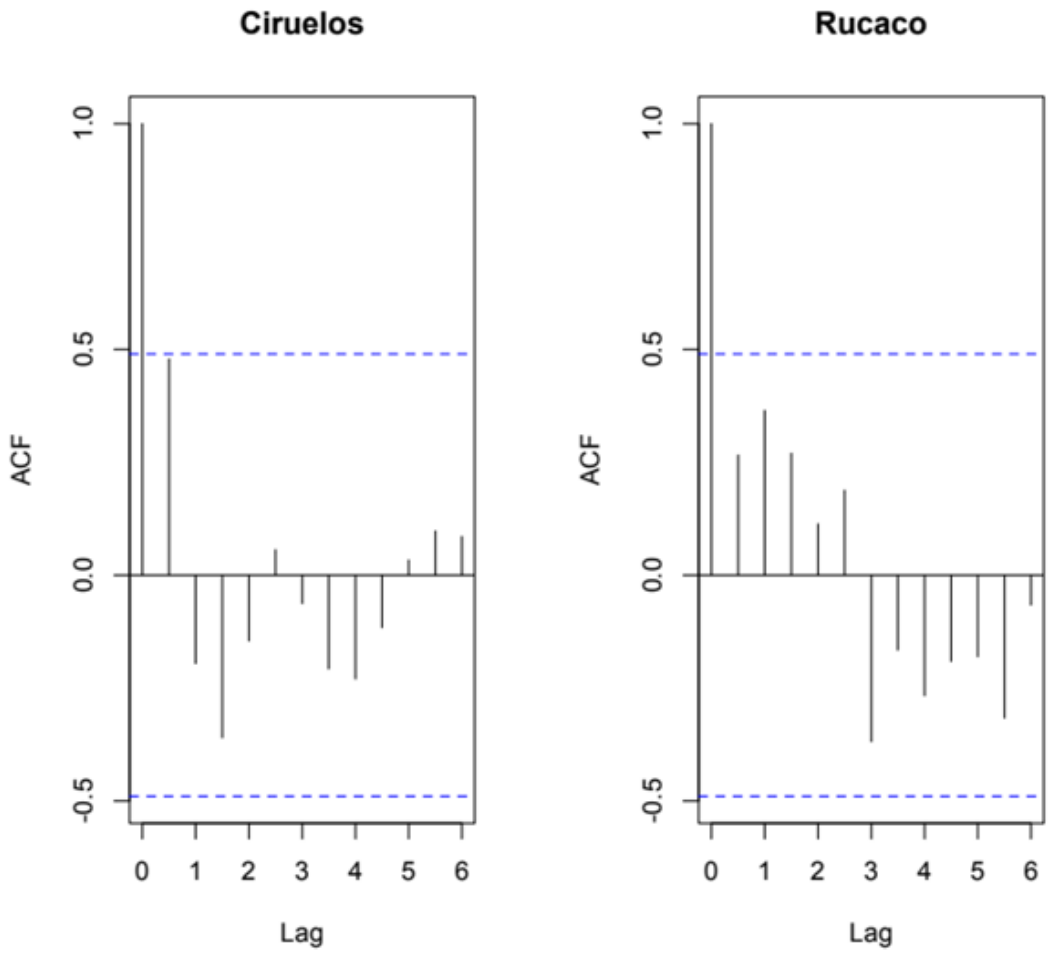


Figura 2. Función de autocorrelación para la talla de *Galaxias maculatus* en Ciruelos y Rucaco durante los 10 años de monitoreo una vez removido el efecto estacional.

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 de Continuidad Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios 2023-2025 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 del Humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios y durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

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 2023.
- 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 2023.
- Analizar relaciones fauna & sedimento.
- Comparar los resultados obtenidos durante las campañas de otoño y primavera del año 2023 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 22 de mayo y 26 de noviembre (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.

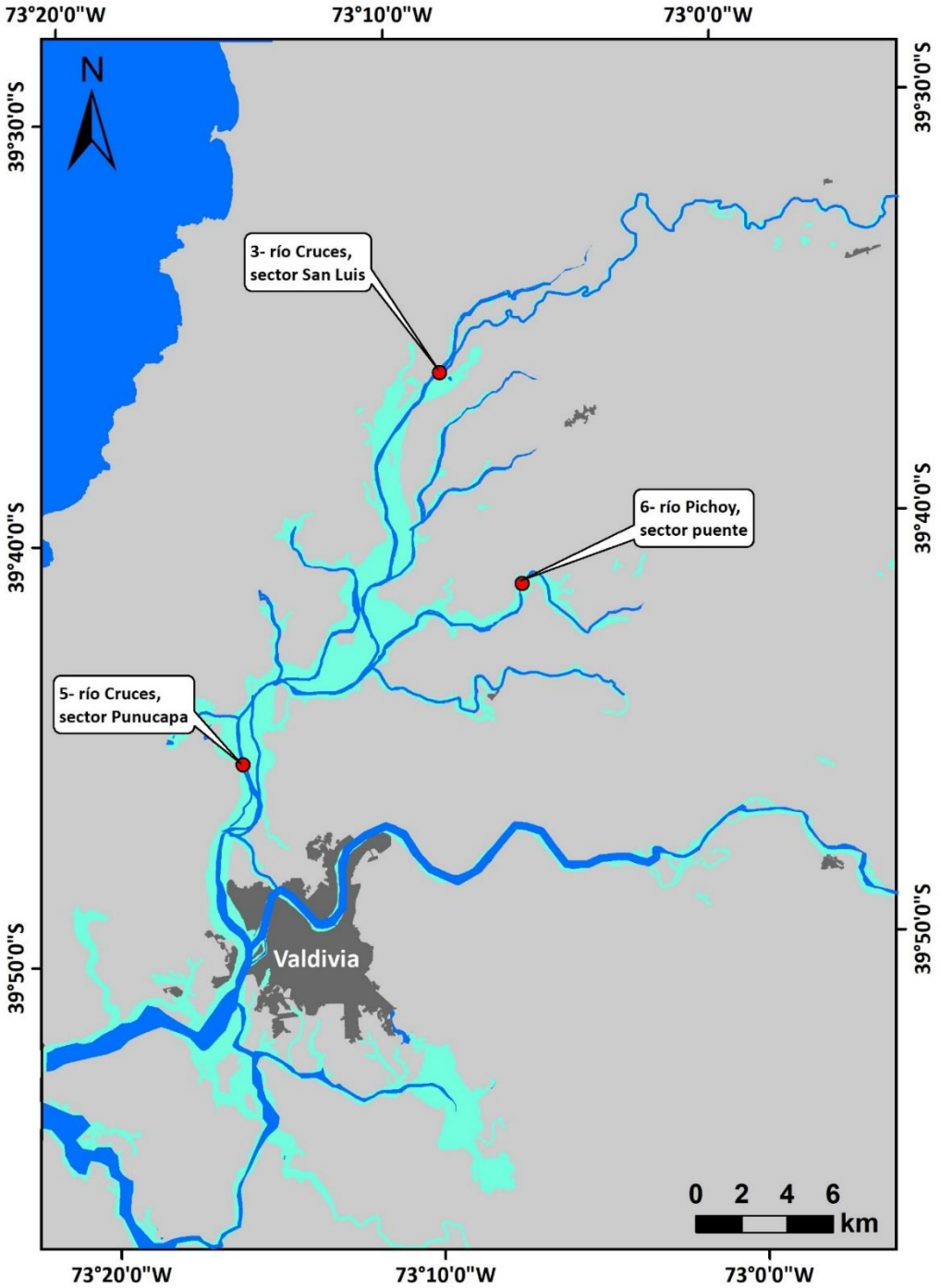


Figura 4.3.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el estudio de la macroinfauna bentónica de fondos sedimentarios submareales.

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 de Pearson. 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 2023.

Grava

Durante el año 2023 está fracción textural (>2000 µm) no estuvo presente durante las campañas de otoño y primavera 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%). Solo se han registrados dos valores altos, uno en la primavera del año 2015 en el sector de Punucapa donde se registró un valor de 32,1% y durante el otoño del año 2022 que alcanzó a 40,8% en el sector de San Luis (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 durante todo el periodo de estudio (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 2015-2023 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)
otoño 2022	40,8 (48,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2022	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
otoño 2023	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
primavera 2023	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

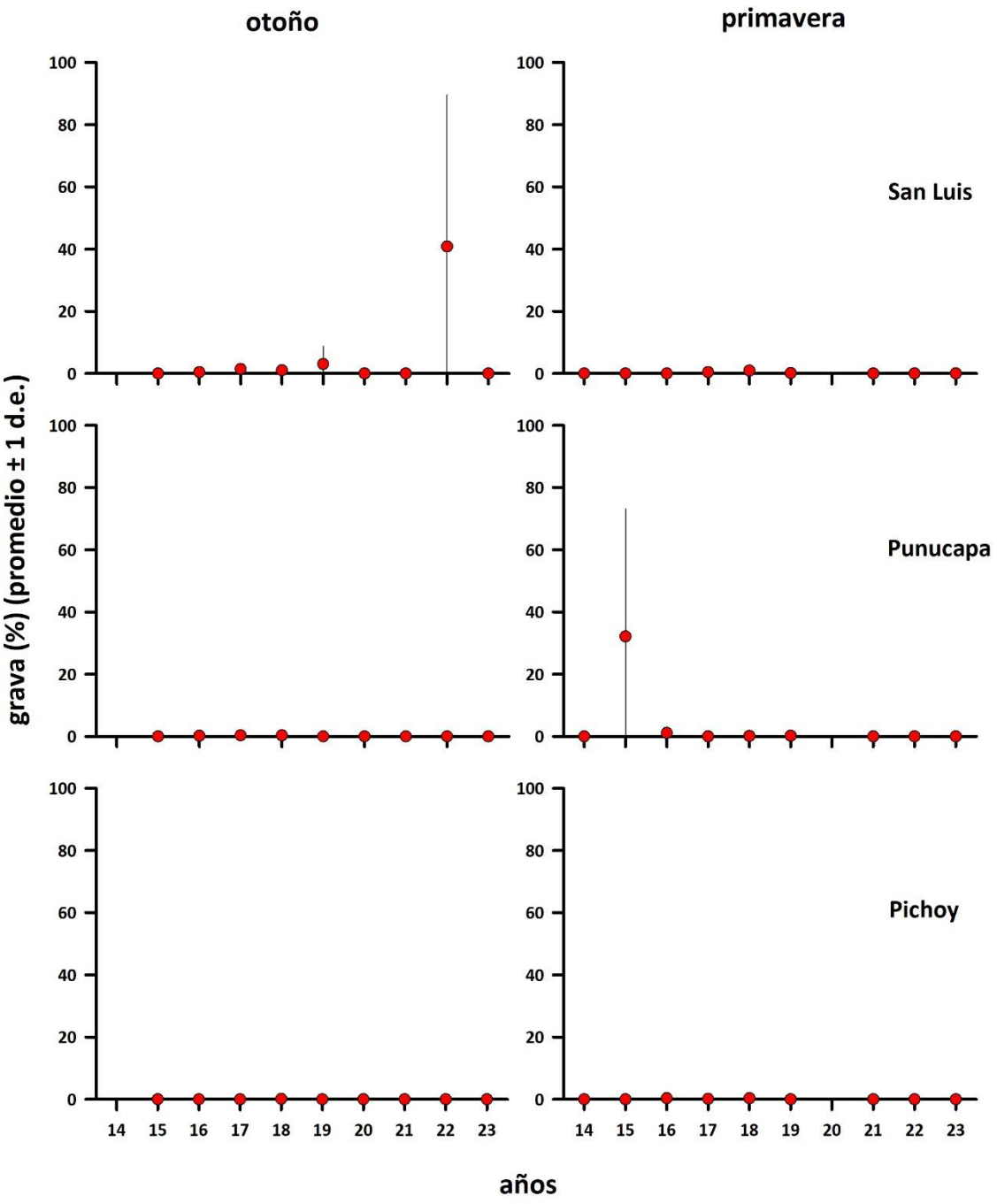


Figura 4.3.2. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Arena

Durante las campañas del año 2023, la fracción textural arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 µm), presentó su mayor valor porcentual en el río Pichoy (50,9%) durante la campaña de primavera (Tabla 4.3.2), valor menor al registrado durante la primavera del año 2014 y otoños de los años 2015, 2018 (>70%). El sector de Punucapa, ha sido el sitio que ha presentado las proporciones más bajas de arena (Tabla 4.3.2), aun cuando la variabilidad inter anual en los valores porcentuales de esta fracción en los sedimentos analizados; no mostraron tendencias significativas a la disminución (p>0,05) (Fig.4.3.3).

La Figura 4.3.3 muestra que no se ha observado una tendencia inter anual significativa (p>0,05) al aumento o disminución de la arena en los sedimentos analizados de los tres sitios de estudio.

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 2015-2023 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)
otoño 2022	25,2 (16,0)	39,0 (10,6)	56,2 (45,8)
primavera 2022	39,5 (8,6)	29,5 (21,7)	45,8 (22,9)
otoño 2023	33,7 (18,5)	27,5 (10,9)	33,0 (30,2)
primavera 2023	41,6 (39,9)	15,5 (2,7)	50,9 (23,2)

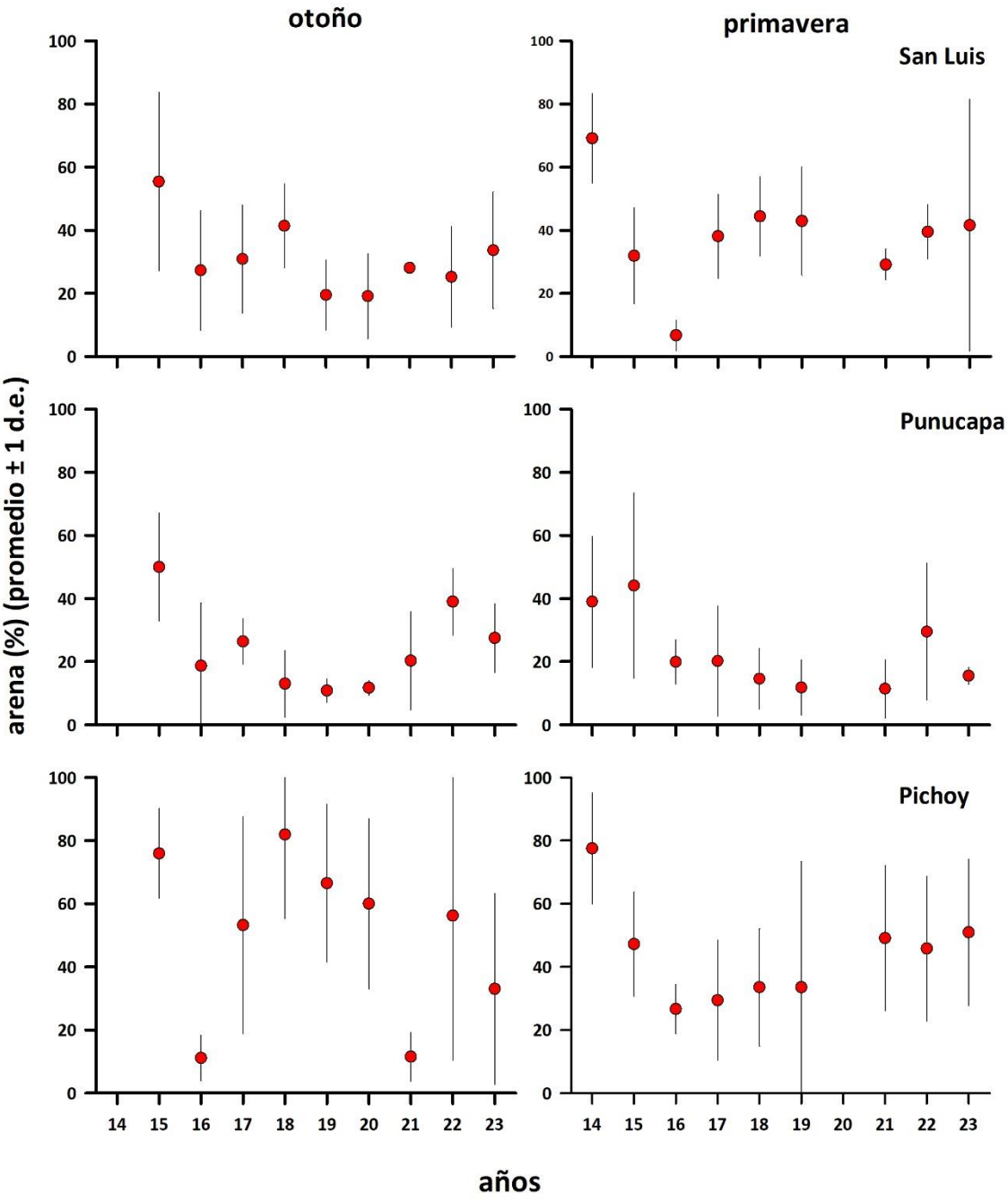


Figura 4.3.3. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Fango

Durante el año 2023, la fracción fango (partículas con diámetros inferiores a 63 µm), mostró valores en general, porcentuales más altos durante la campaña de otoño (>50,0%) con excepción de Punucapa durante la campaña de primavera la cual registro un valor porcentual de 78,2% (Tabla 4.3.3).

Durante el período 2014-2022, la concentración más alta de fango se registró en el sector Punucapa durante las campañas de otoño y primavera del año 2019, la primavera del año 2021 y en el río Pichoy durante el otoño del mismo año valores >80% (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; no se detectó una tendencia inter anual significativa ($p>0,05$) al aumento o disminución de esta fracción en los sedimentos del área de estudio.

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 2015-2023 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)
otoño 2022	26,8 (29,1)	53,3 (9,1)	39,9 (46,1)
primavera 2022	53,8 (6,7)	60,3 (22,4)	48,0 (24,2)
otoño 2023	53,3 (19,0)	57,0 (18,3)	56,8 (25,8)
primavera 2023	42,7 (39,1)	72,8 (1,4)	39,6 (26,6)

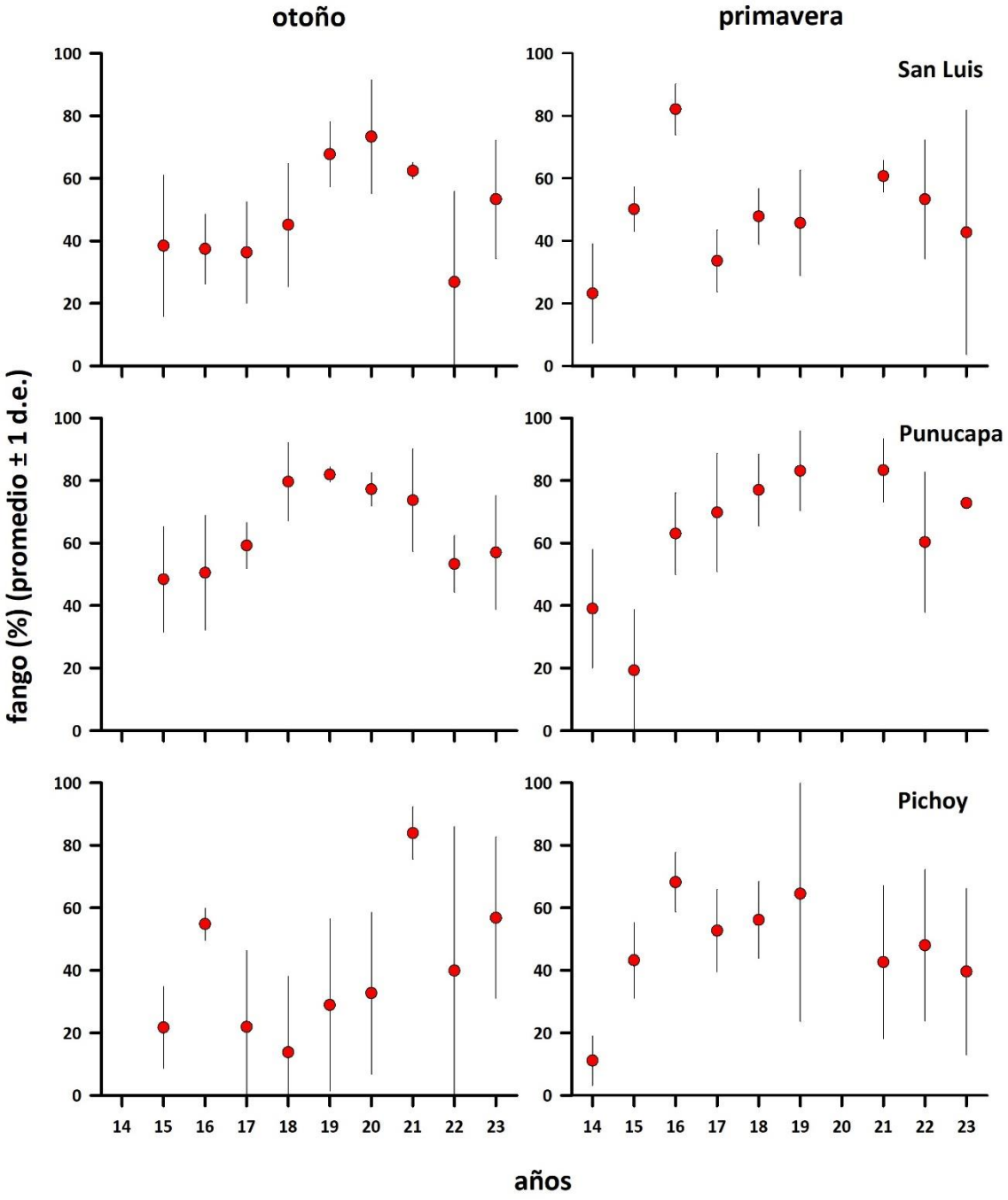


Figura 4.3.4. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Agregados biogénicos

Durante el año 2023, los agregados biogénicos presentaron en general valores similares entre sitios de muestreo, valores que no sobrepasan el 16% (Tabla 4.3.4). Los valores de agregados biogénicos más altos registrados durante el período 2014-2022, (*circa* 30-35%) se presentaron en los sedimentos de San Luis, Punucapa y Pichoy durante el otoño del año 2016 y en los sedimentos 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 2015-2023 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)
otoño 2022	7,3 (9,6)	7,7 (3,6)	3,8 (1,8)
primavera 2022	6,6 (2,5)	10,2 (2,7)	6,2 (2,3)
otoño 2023	12,9 (2,1)	15,5 (7,7)	10,2 (4,5)
primavera 2023	15,7 (7,9)	11,7 (1,8)	9,5 (4,1)

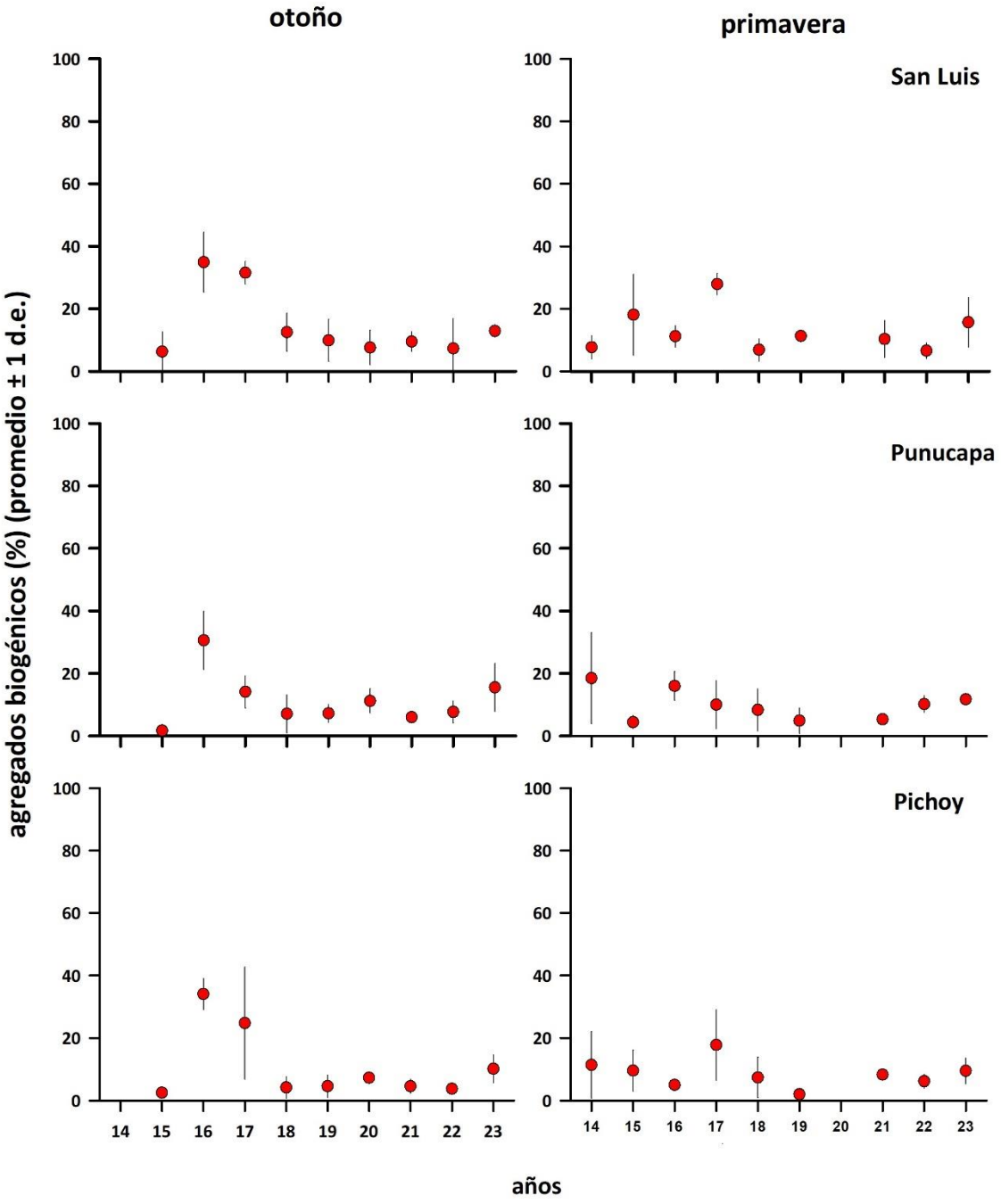


Figura 4.3.5. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1desviación estándar.

Materia orgánica total

Durante el año 2023, los valores promedio de materia orgánica total fueron más altos en Punucapa durante el otoño (25,4%), en tanto porcentajes más bajos durante ambas campañas se registraron en el río Pichoy (<10%). El valor más bajo registrado (3,8%) durante todo el periodo de estudio ocurrió en el invierno del año 2020 en el río Pichoy (Tabla 4.3.5). Durante el período de estudio (2014-2022), 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).

La Figura 4.3.6 mostró tendencias inter anuales significativas ($p<0,05$) a la disminución de la materia orgánica total en los sedimentos del río Pichoy durante el periodo de primavera (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 2015-2023 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)
otoño 2022	13,8 (14,5)	10,8 (0,7)	7,1 (3,4)
primavera 2022	10,9 (1,7)	11,8 (1,8)	6,5 (3,6)
otoño 2023	12,1 (2,8)	25,4 (11,9)	10,1 (4,7)
primavera 2023	17,7 (11,7)	13,0 (0,5)	6,1 (2,9)

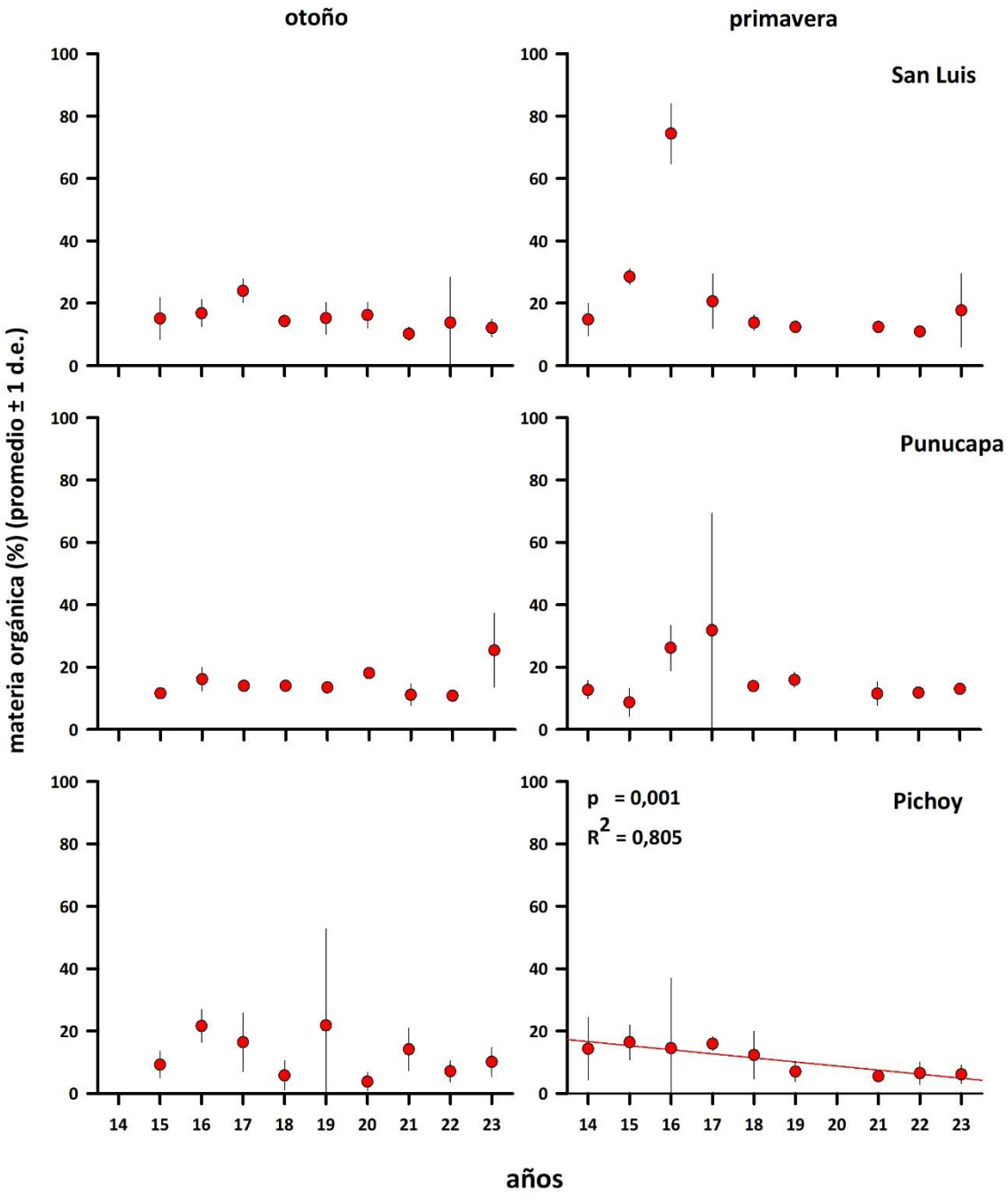


Figura 4.3.6. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio de materia orgánica total contenida en los sedimentos de orilla del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 el invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 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 Pichoy).

Tamaño medio de la partícula de arena

Las partículas de arenas contenidas en los fondos sedimentarios analizados durante el año 2023 presentaron tamaños de partículas en un rango de finas y medias (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 observa 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 no mostró tendencias inter-anuales significativas ($p>0,05$) a la disminución o aumento, en los sedimentos de los tres sitios de estudio (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 2015-2023 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)
otoño 2022	256,2 (116,8)	129,7 (6,6)	278,7 (15,5)
primavera 2022	205,2 (49,7)	126,6 (2,3)	156,0 (11,0)
otoño 2023	280,6 (39,2)	160,4 (49,1)	235,9 (41,2)
primavera 2023	295,1 (22,2)	187,2 (38,4)	249,8 (43,5)

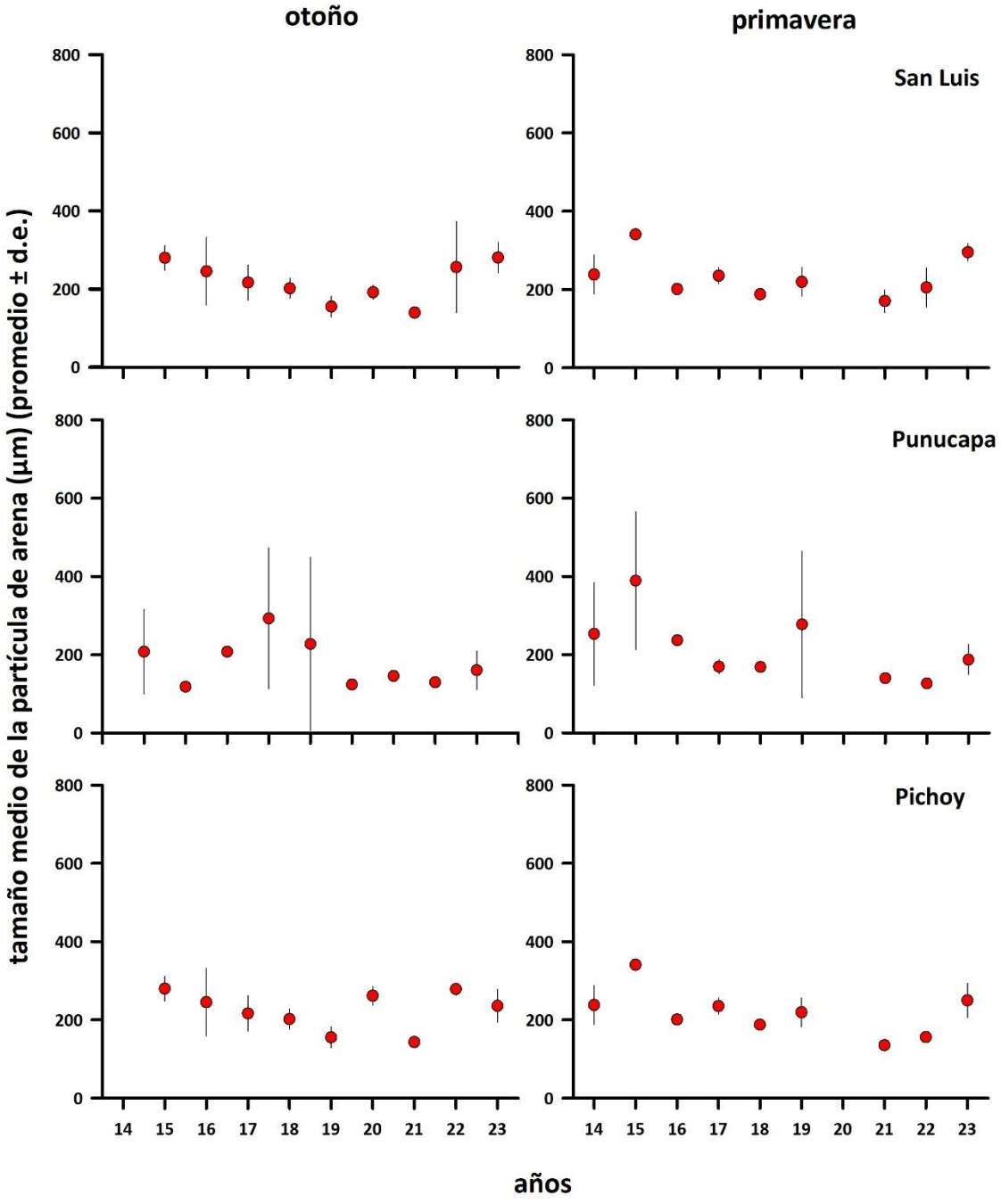


Figura 4.3.7. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio del tamaño medio de la partícula de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

pH

Durante el año 2023, los valores de pH fluctuaron entre 5,9 y 6,9 (otoño y primavera en los sedimentos de San Luis y primavera en los sedimentos de Pichoy, respectivamente) (Tabla 4.3.7). El valor promedio más bajo de pH (5,3) se midió en los sedimentos del río Pichoy, durante el otoño del año 2022, 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 y Punucapa durante la campaña de otoño (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 2015-2023 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)
otoño 2022	5,5 (0,3)	5,5 (0,2)	5,3 (0,2)
primavera 2022	6,6 (0,0)	6,5 (0,1)	6,8 (0,0)
otoño 2023	5,9 (0,1)	6,4 (0,0)	6,6 (0,1)
primavera 2023	5,9 (0,1)	6,1 (0,1)	6,9 (0,9)

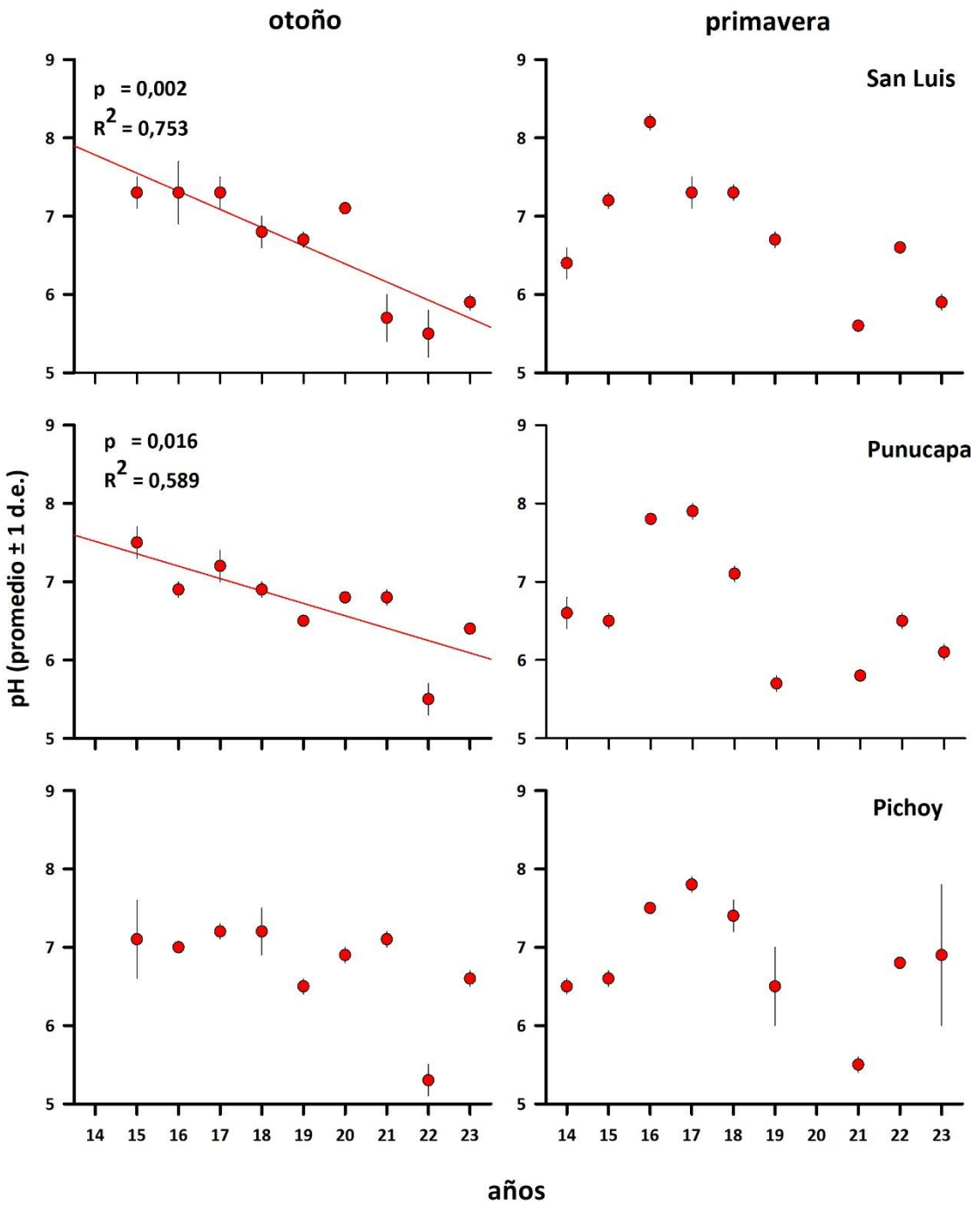


Figura 4.3.8. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio del pH en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R2 fueron significativos (*i.e.*, en San Luis y Punucapa).

Redox

Los valores porcentuales del potencial óxido reducción (redox) durante el año 2023, fueron valores negativos (*i.e.,* espacio intersticial del sedimento pobre en oxígeno), con excepción de Pichoy durante la primavera que registro un valor positivo (0,5mV). 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 2015-2023 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)
otoño 2022	-75,1 (17,2)	-27,3 (21,0)	74,7 (124,3)
primavera 2022	-51,1 (25,9)	-98,5 (13,5)	-86,2 (22,7)
otoño 2023	-141,7 (7,5)	-70,9 (14,0)	-90,6 (49,0)
primavera 2023	-25,7 (17,4)	-58,7 (16,5)	0,5 (43,7)

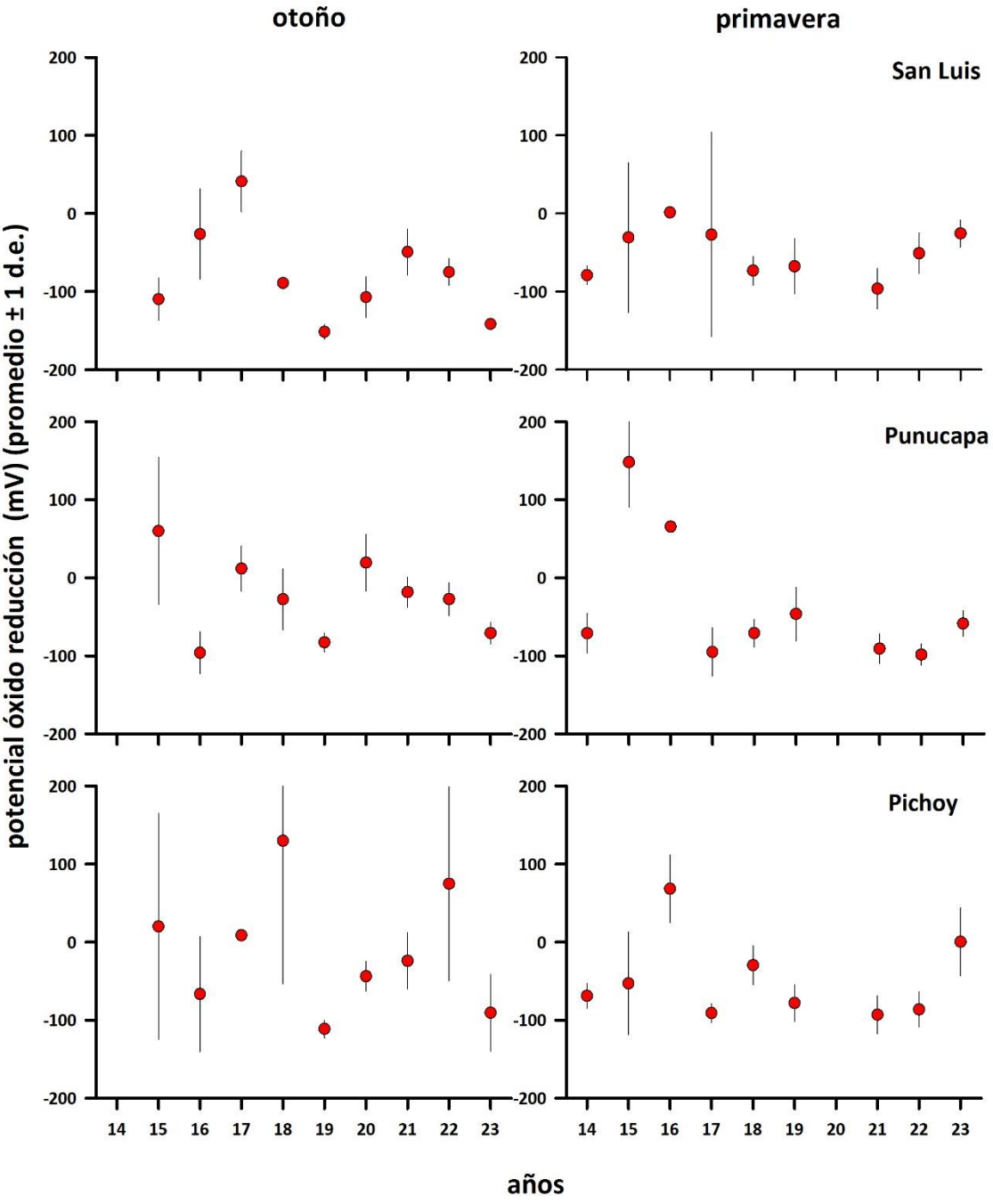


Figura 4.3.9. Comparación inter anual de los valores porcentuales promedio del potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Macroinfauna bentónica

Composición específica

La macroinfauna de fondos sedimentarios submareales del área de estudio, estuvo compuesta por seis taxa durante el otoño y siete taxa durante la primavera del año 2023. En general, se encontraron dos poliquetos (*Prionospio (Minuspio) patagonica* y *Perinereis gualpensis*), un oligoqueto de la familia Tubificidae, dos crustáceos (*Paracorophium hartmannorum* y *Leucon* sp.), tres insectos (uno de la familia Chironomidae, un Tanypodine y un Ephemeroptera) (Ver Anexo).

Las campañas del año 2023, junto con la composición faunística del año 2020 (7 taxa), la campaña de primavera del año 2022 han sido las más bajas hasta ahora observadas durante todo el período de estudio (6 taxa). El año 2016 fue el periodo anual cuando se registró la composición taxonómica más alta del periodo de estudio (17 especies). A las especies arriba mencionadas se suman los crustáceos *Cyprideis beaconensis*, una especie de copépoda, un ostrácodo, el insecto Ortocladine, un oligoqueto, dos moluscos bivalvos (*Mulinia edulis* y *Pisidium* sp.), un nemertino, un hirudineo 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 2023, la riqueza de especies varió entre 0 taxa en el otoño (San Luis) y 4 taxa en la primavera en el sector de Punucapa (Tabla 4.3.9).

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 del año 2019 y el otoño y la primavera de los años 2021 y 2022 (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 2015-2023 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)
otoño 2022	2 (1,7)	5 (1,3)	2 (1,0)
primavera 2022	1 (0,0)	5 (0,5)	3 (0,5)
otoño 2023	0 (0,0)	2 (1,0)	2 (1,0)
primavera 2023	1 (0,0)	4 (0,6)	2 (0,8)

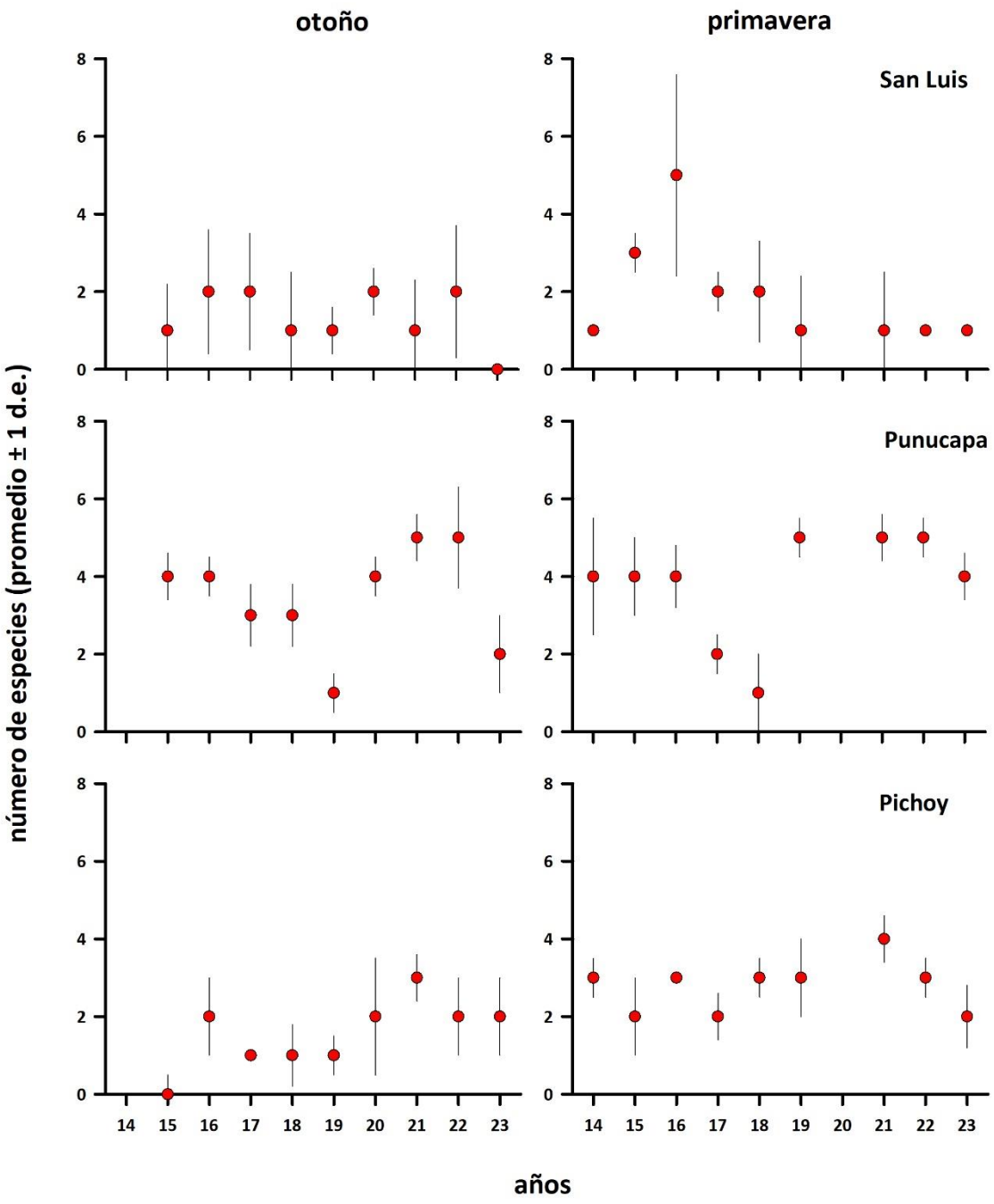


Figura 4.3.10. Comparación inter-anual de la riqueza de especies en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Abundancia total

El valor más alto de abundancia total durante el año 2023, se registró en la primavera en el sector de Punucapa (3.523 ind/m^2), en tanto que el valor de abundancia más bajo ocurrió en el otoño en el sector San Luis, donde no se registró ningún individuo. La abundancia total registrada para el año 2023 fue menor a la registrada en años anteriores (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 el 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 ha tendido a aumentar o disminuir en el tiempo), aun cuando se ha observado una disminución de la abundancia en el sector de Punucapa y Pichoy durante la primavera.

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 2015-2023 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)
otoño 2022	795 (656)	15.511 (2.659)	852 (751)
primavera 2022	341 (131)	10.682 (4.523)	8.807 (9.506)
otoño 2023	0	852 (218)	909 (643)
primavera 2023	1.250 (880)	3.523 (751)	1.307 (751)

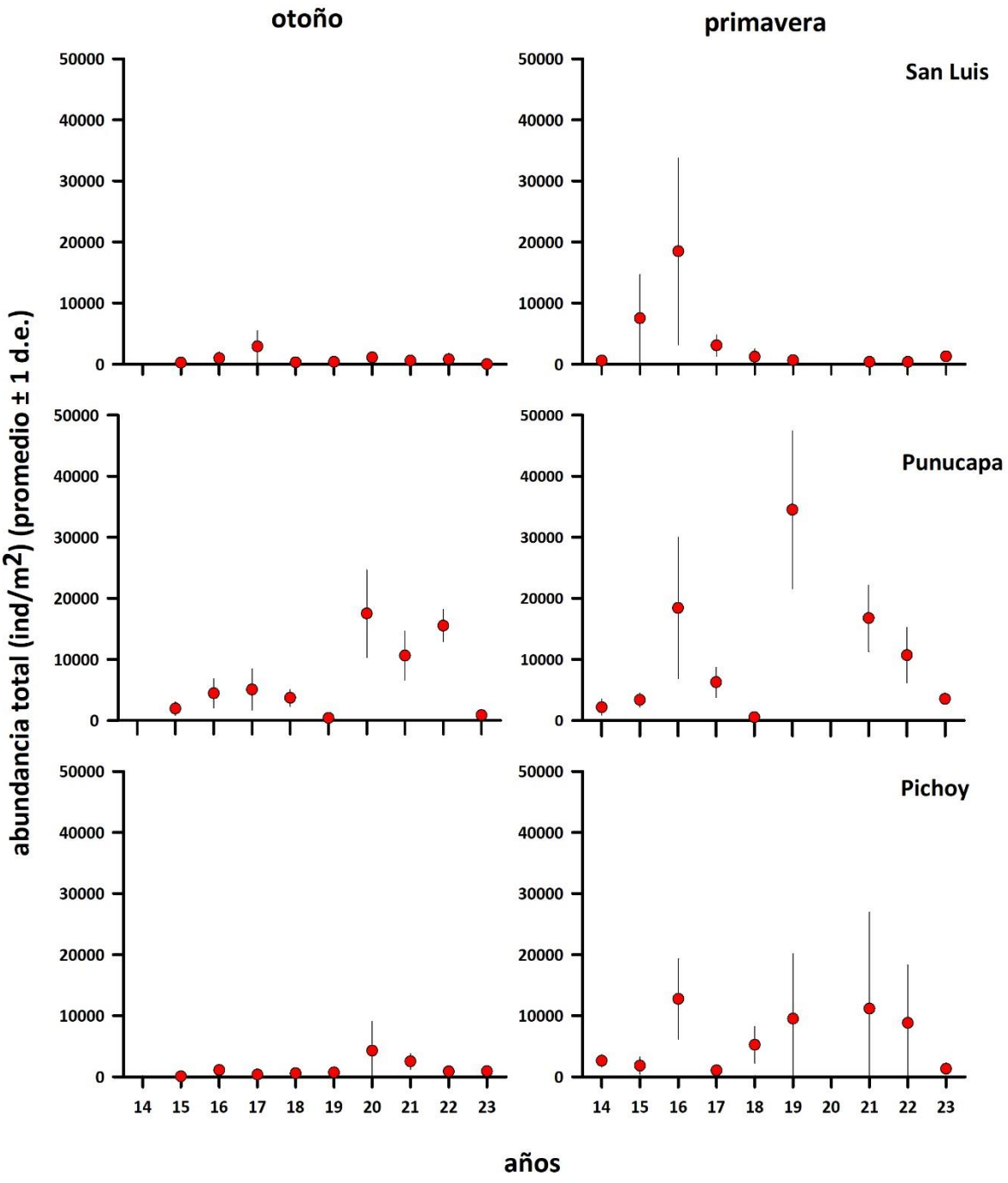


Figura 4.3.11. Comparación inter anual de la abundancia total (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

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 2023 (otoño y primavera) en los sedimentos de Punucapa (H'= 0,29 y 0,43, 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'=0,67), en tanto los menores valores de diversidad o valores iguales a cero se han registrado 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 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 2015-2023 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)
otoño 2022	0,31 (0,27)	0,36 (0,09)	0,21 (0,14)
primavera 2022	0,00 (0,00)	0,56 (0,03)	0,28 (0,15)
otoño 2023	0,00 (0,00)	0,29 (0,21)	0,18 (0,23)
primavera 2023	0,11 (0,13)	0,43 (0,04)	0,23 (0,17)

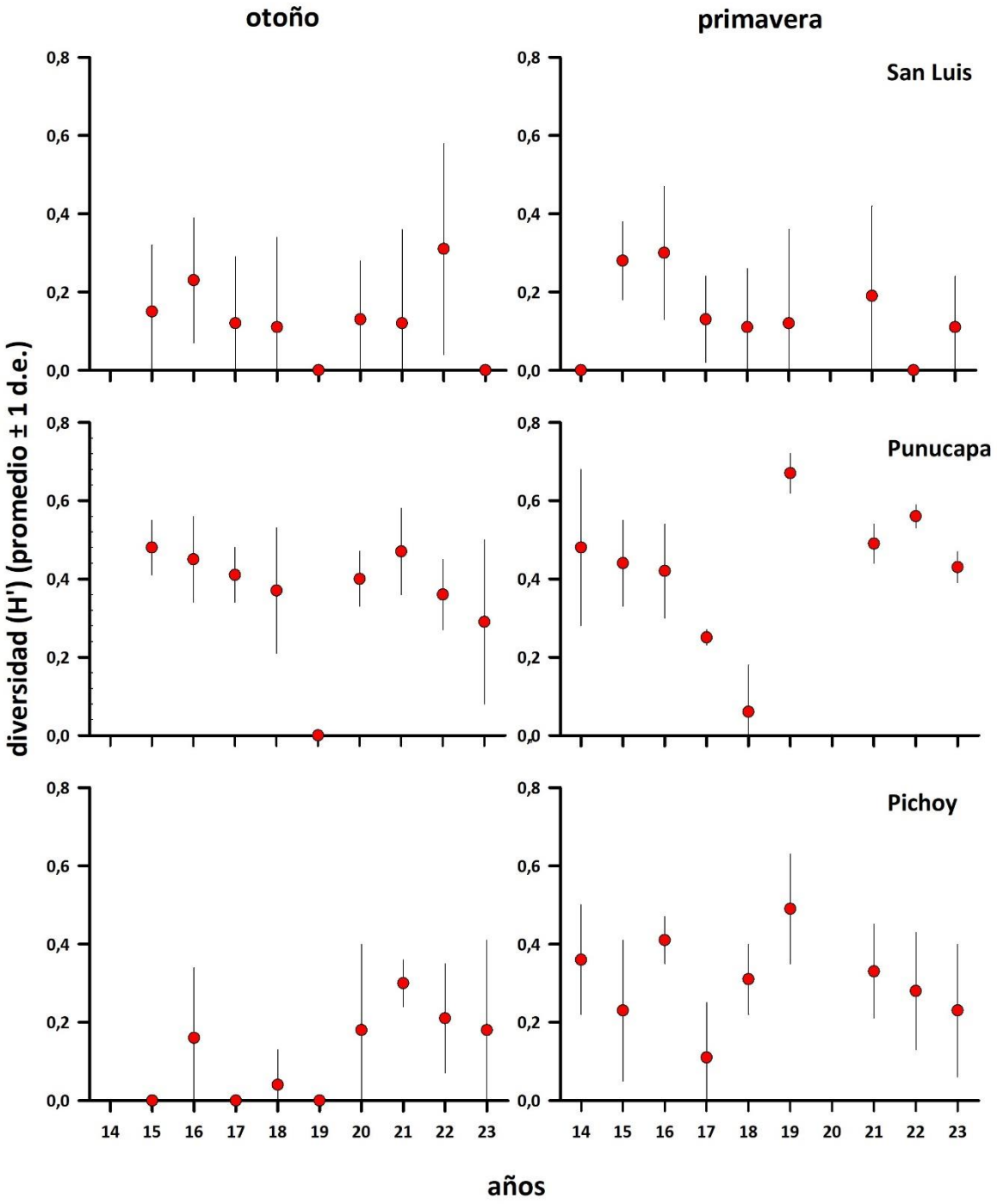


Figura 4.3.12. Comparación inter anual del Índice de diversidad Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación 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 y Fig. 4.3.14).

Durante el otoño del año 2023, el poliqueto *Prionospio (M) patagonica* registro el valor más bajo de abundancia en todo el periodo de estudio (398 ind/m^2). El valor de abundancia más alto hasta ahora encontrado (6.364 ind/m^2) se registró durante la primavera del año 2021 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 el mismo valor de abundancia durante el otoño y la primavera del año 2023 (114 ind/m^2), durante todo el periodo de estudio se registraron 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 4.3.14 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 2015-2023 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)
otoño 2022	0	1.818 (964)	0
primavera 2022	0	1.932 (880)	0
otoño 2023	0	398 (341)	0
primavera 2023	0	1.307 (388)	0

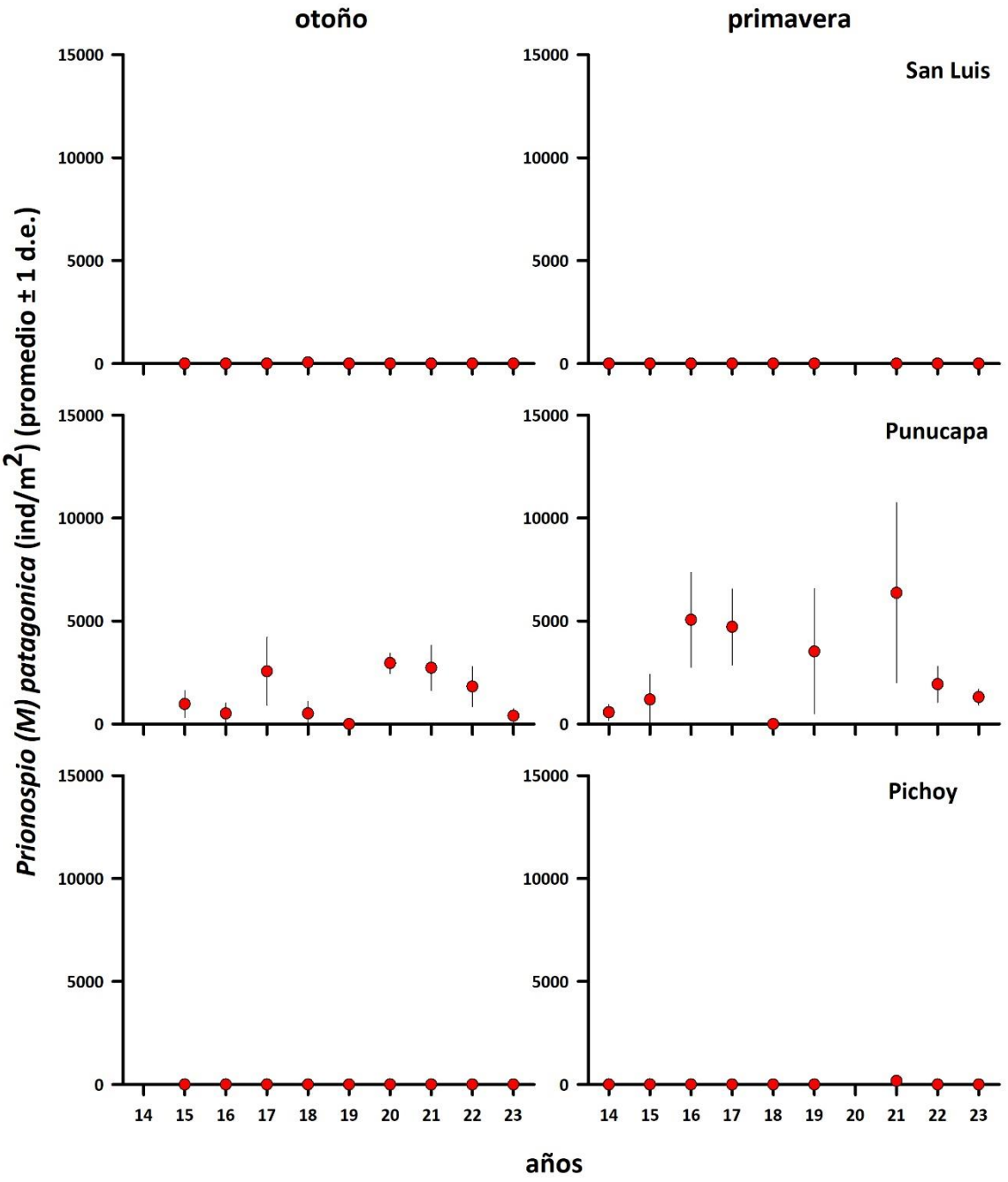


Figura 4.3.13. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Prionospio (M)* patagonica, en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

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 2015-2023 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
otoño 2022	0	170 (114)	0
primavera 2022	0	170 (114)	0
otoño 2023	0	114 (227)	0
primavera 2023	0	114 (131)	0

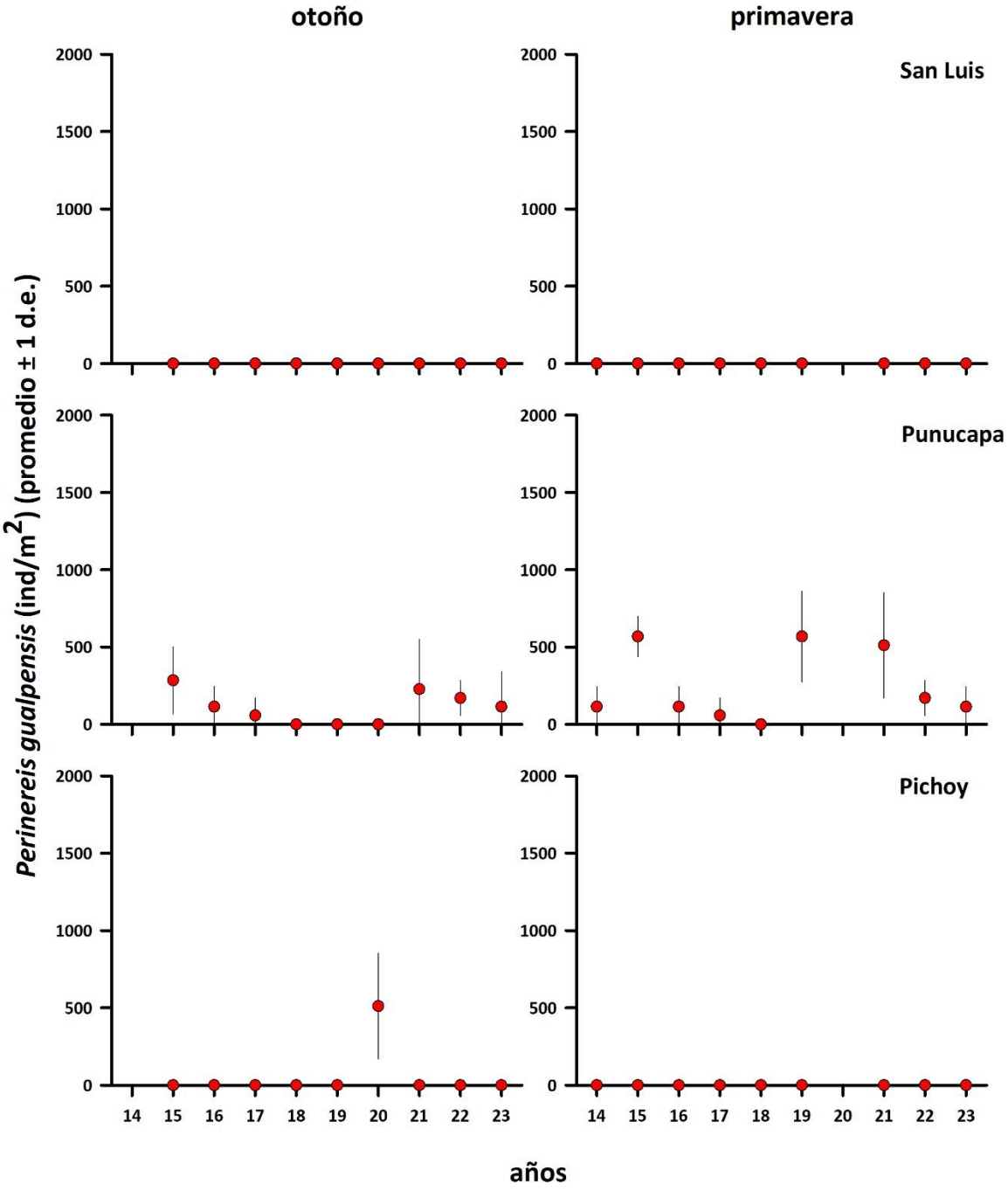


Figura 4.3.14. Abundancia (ind/m^2) del poliqueto *Perinereris gualpensis*, en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

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 mayores durante la primavera del año 2023 (1.761 ind/m^2), aun cuando un poco más bajas que las registradas en los últimos años. 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 en este último sitio (Tabla 4.3.14).

La Figura 4.3.15 muestra la variabilidad inter anual en la abundancia total de *Paracorophium hartmannorum*, la cual no mostró tendencia inter anual 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 2015-2023 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)
otoño 2022	0	10.909 (1.760)	114 (227)
primavera 2022	0	3.068 (1.265)	0
otoño 2023	0	114 (131)	227 (321)
primavera 2023	0	1.761 (935)	0

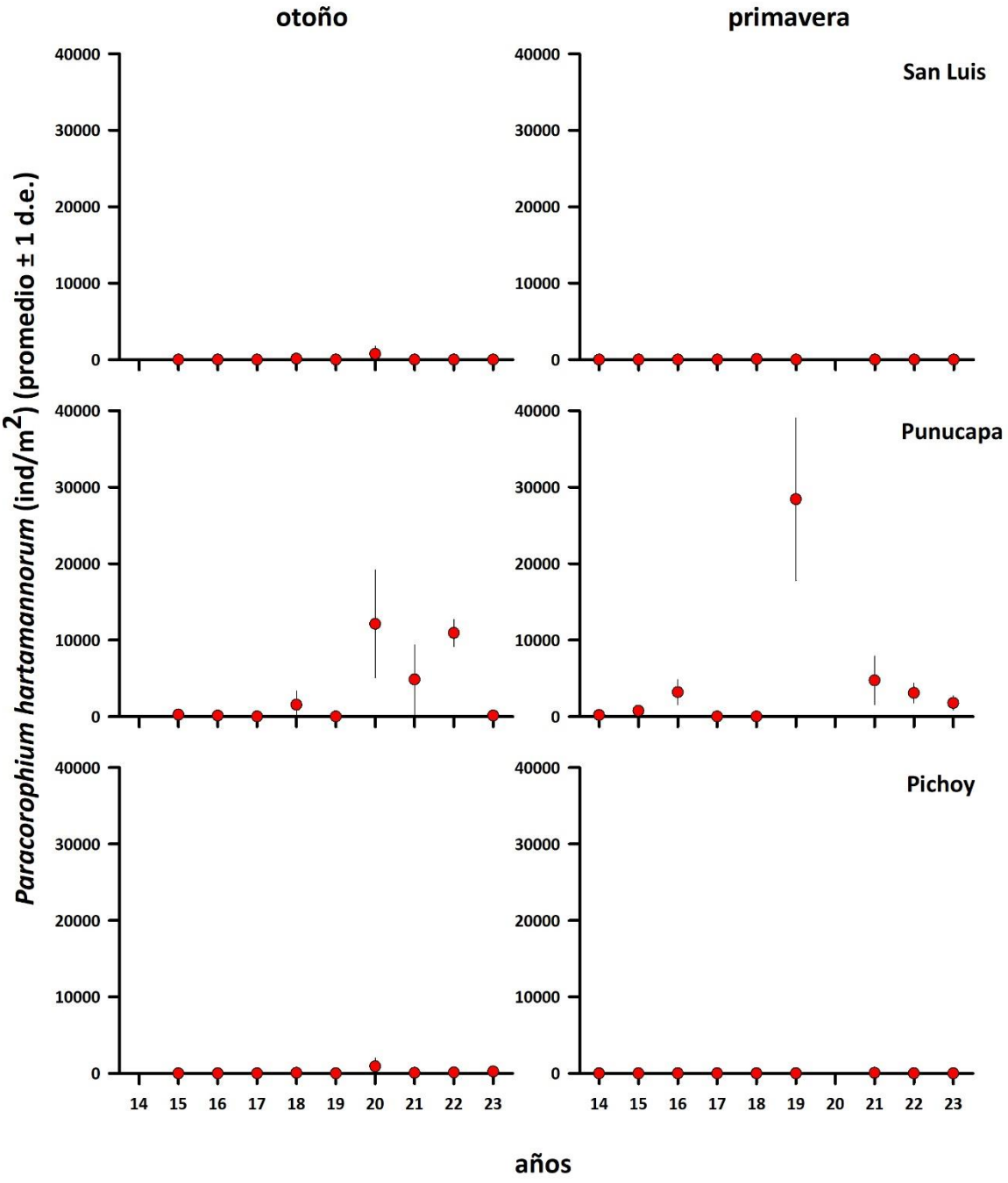


Figura 4.3.15. Abundancia (ind/m^2) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Oligoquetos de la familia Tubificidae, son los taxa que han presentado los valores más altos de abundancia en los fondos sedimentarios del área estudiada.

Las abundancias de oligoquetos durante el año 2023 fueron bajas, registrando en la primavera de los sedimentos de Pichoy el valor más alto 511 ind/m^2, en tanto en el sector de San Luis y Punucapa no se registró abundancia en el periodo de otoño (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. 4.3.16).

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 2015-2023 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)
otoño 2022	114 (131)	2.386 (1.395)	398 (469)
primavera 2022	227 (262)	4.375 (2.780)	3.011 (5.124)
otoño 2023	0	0	284 (341)
primavera 2023	114 (227)	227 (262)	511 (598)

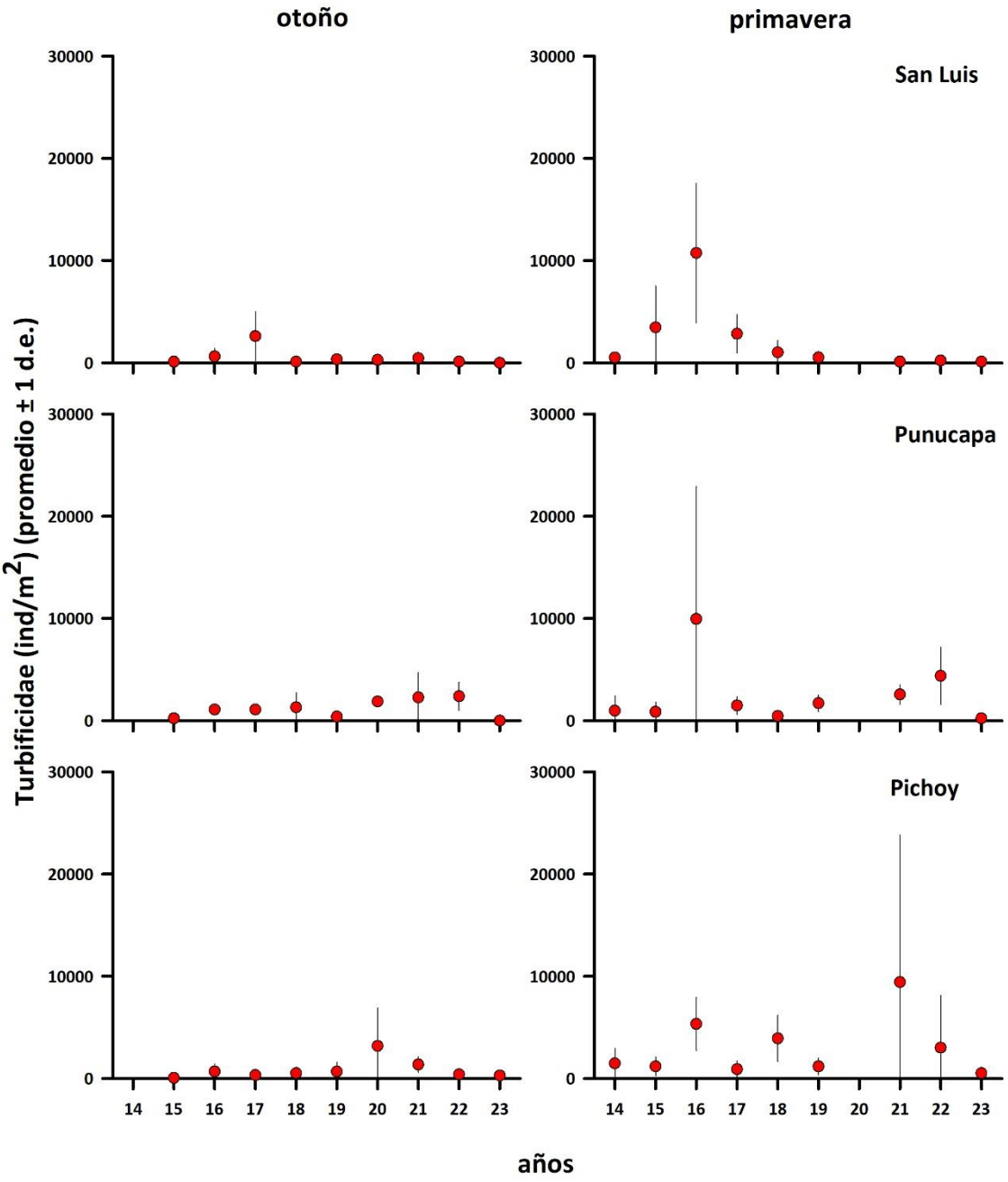


Figura 4.3.16. Abundancia (ind/m^2) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023, e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Durante el otoño del año 2023, los insectos de la familia Chironominae estuvieron ausentes en los sitios de estudio, en tanto durante la primavera el mayor valor de abundancia se registró en San Luis (1.080 ind/m^2) (Tabla 4.3.16).

Los insectos de la familia Chironominae han estado en general presentes en todos los sitios de estudio, aun cuando en abundancias relativamente bajas, en el río Pichoy se registra mayor abundancia de esta familia en relación a los demás sitios de estudio (Tabla 4.3.16 y Fig. 4.3.17). Por ejemplo, durante la primavera del año 2022, esta especie registró un valor de abundancia de 5.625 ind/m^2, valor más alto para esta especie durante todo el periodo de estudio (Tabla 4.3.16).

La Figura 4.3.17 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 2015-2023 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Chironominae	**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)
otoño 2022	341 (682)	57 (114)	0
primavera 2022	57 (114)	1.136 (850)	5.625 (5.624)
otoño 2023	0	0	0
primavera 2023	1.080 (817)	114 (131)	682 (491)

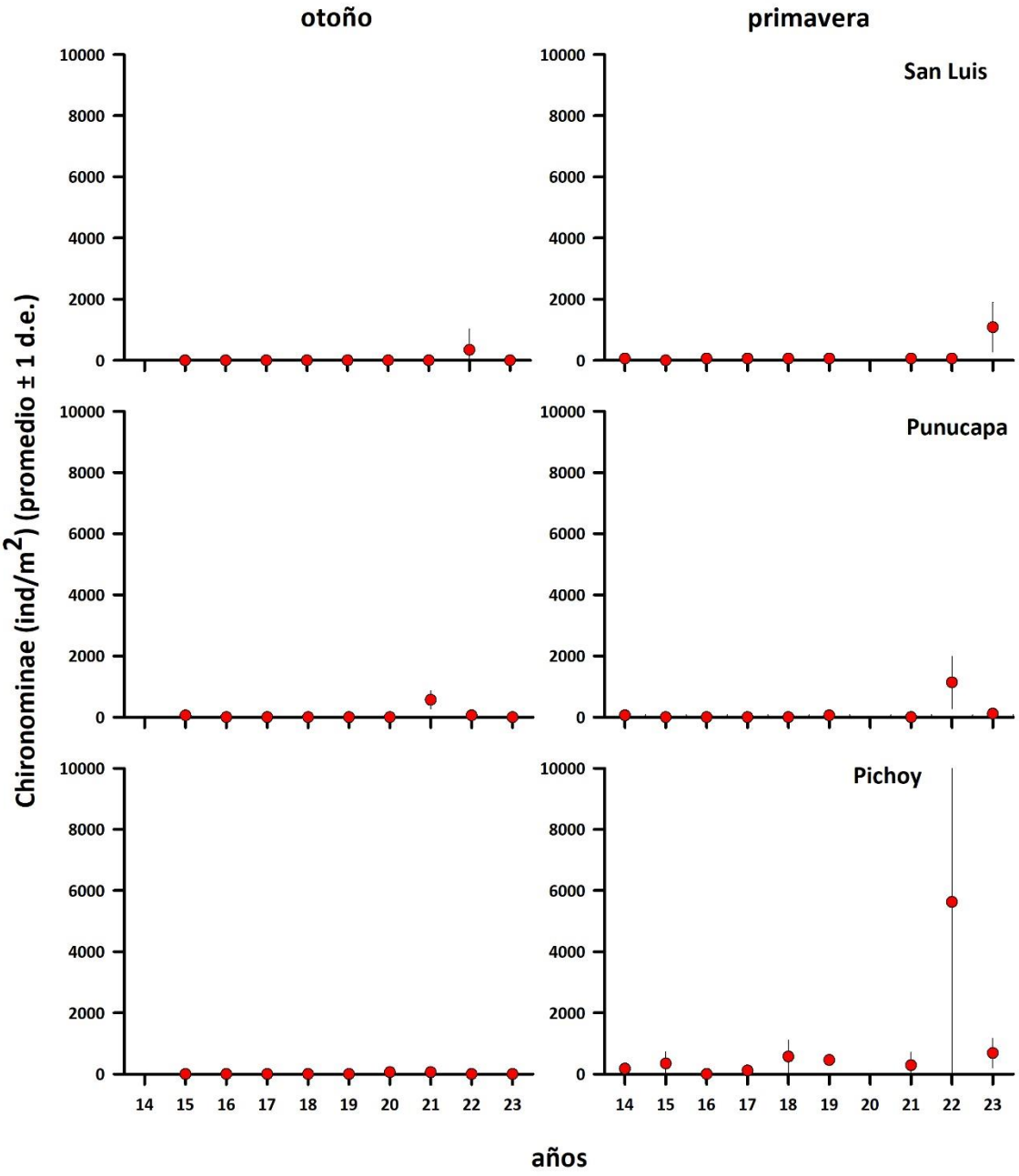


Figura 4.3.17. Abundancia (ind/m^2) del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2023 e invierno de los años 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Relaciones Fauna – Sedimento

Los resultados de los análisis de correlación, muestran que, durante el otoño del año 2023, la riqueza de especies y la abundancia de la macroinfauna bentónica se correlacionan en forma inversa con la selección de la partícula de arena y positivamente con el potencial óxido reducción y el pH. El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener fue correlacionada de forma inversa con la selección de la partícula de arena (Tabla 4.3.7 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, se correlacionaron de forma positiva con la fracción fango (Tabla 4.3.17 b).

Tabla 4.3.17. Coeficientes de correlación (r) 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 2023.

a) otoño

Variables biológicas	r
Riqueza de especies	-0,686 Selección partícula de arena; 0,596 Potencial óxido reducción; 0,824 pH
Índice de diversidad de Shannon - Wiener	-0,626 Selección partícula de arena
Abundancia macroinfauna bentónica	-0,608 Selección partícula de arena; 0,602 Potencial óxido reducción; 0,920 pH

b) primavera

Variables biológicas	r
Riqueza de especies	0,676 Fango
Índice de diversidad de Shannon - Wiener	0,641 Fango
Abundancia macroinfauna bentónica	0,597 Fango

CONCLUSIONES

- Las fracciones texturales arena y fango son las que predominan en los fondos sedimentarios del área de estudio; los tamaños predominantes de arena corresponden a partículas finas (125-250 µm) y medias (250-500 µm).
- Los sedimentos del sector de San Luis, Punucapa y río Pichoy, no han mostrado una tendencia significativa ($p>0,05$) a aumentar en el tiempo en la fracción fango como también no se observa una disminución en el tamaño medio de la partícula de arena, lo que permite hipotetizar que no están ocurriendo procesos activos de sedimentación de las partículas más finas de arena en los sitios de estudio, lo anterior es otra evidencia que no están ocurriendo aumentos de tasas de sedimentación en el HRC.
- La composición faunística de la macroinfauna de fondos sedimentarios fue de 6 especies durante el otoño y 7 especies durante la primavera del año 2023; estas corresponden a dos especies de poliquetos, un oligoqueto, dos crustáceos, tres de insectos. Junto con la composición faunística de la campaña de primavera 2022, han sido las más bajas – en cuanto a número de especies - hasta ahora observada durante el período 2014-2022 (6 taxa). La riqueza más alta de especies se registró en el año 2016 (17 taxa).
- La 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) han ocurrido 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, aun cuando se ha observado una disminución de la abundancia en Punucapa y Pichoy durante la primavera.

- 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 2023)

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 2015-2023 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			
	otoño 2021 (junio)	primavera 2021 (octubre)	otoño 2022 (abril)	primavera 2022 (diciembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	454,5	113,6	113,6	227,3
Nais pardalis	0	0	0	
INSECTA				
Chironomidae	56,8	56,8	340,9	56,8
Tanypodine	0	170,5	170,5	56,8
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	113,6	0
Plecoptera	0	0		
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	0	0	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.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	56,8	0	56,8	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)	Fuerte San Luis	
	otoño 2023 mayo	primavera 2023 noviembre
TAXA		
POLYCHAETA		
Prionospio (M) patagonica	0	0
Perinereis gualpensis	0	0
OLIGOCHAETA		
Tubificidae	0	113,6
Nais pardalis	0	0
INSECTA		
Chironomidae	0	1.079,5
Tanypodine	0	0
Ortocladine	0	0
Stilobezzia sp.	0	0
Ephemeroptera	0	56,8
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	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)	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			
	otoño 2021 (junio)	primavera 2021 (octubre)	otoño 2022 (abril)	primavera 2022 (diciembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	2.727,3	6.363,6	1.818,2	1.931,8
Perinereis gualpensis	227,3	511,4	170,5	170,5
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	2.272,7	2.556,8	2.386,4	4.375,0
Nais pardalis	0	0	56,8	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	56,8	1.136,4
Tanypodine	0	170,5	113,6	0
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	4.829,5	7.159,1	10.909,1	3.068,2
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0
Leucon sp.	568,2	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	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa	
	otoño 2023 mayo	primavera 2023 noviembre
TAXA		
POLYCHAETA		
Prionospio (M) patagonica	397,7	1.306,8
Perinereis gualpensis	113,6	113,6
OLIGOCHAETA		
Tubificidae	0	227,3
Nais pardalis	0	0
INSECTA		
Chironomidae	0	113,6
Tanypodine	56,8	0
Ortocladine	0	0
Stilobezzia sp.	0	0
Ephemeroptera	0	0
Plecoptera	0	0
CRUSTACEA		
Paracorophiun hartmannorum	113,6	1.761,4
Cyprideis beaconensis	0	0
Ostracoda	0	0
Phoxocephalidae	0	0
Heterias exul	0	0
Leucon sp.	170,5	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			
	otoño 2021 (junio)	primavera 2021 (octubre)	otoño 2022 (abril)	primavera 2022 (diciembre)
TAXA				
POLYCHAETA				
Prionospio (M) patagonica	0	170,5	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	1.363,6	9.431,8	397,7	3.011,4
Nais pardalis	0	852,3	113,6	0
INSECTA				
Chironomidae	0	284,1	0	5.626,0
Tanypodine	0	340,9	227,3	170,5
Ortocladine	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
Paracorophiun hartmannorum	56,8	56,8	113,6	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.	56,8	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	0	0	0	0
NEMERTEA				
Nemertea	0	0	0	0

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Pichoy	
	otoño 2023 mayo	primavera 2023 noviembre
TAXA		
POLYCHAETA		
Prionospio (M) patagonica	0	0
Perinereis gualpensis	0	0
OLIGOCHAETA		
Tubificidae	284,1	511,4
Nais pardalis	0	0
INSECTA		
Chironomidae	0	681,8
Tanypodine	397,7	113,6
Ortocladine	0	0
Stilobezzia sp.	0	0
Ephemeroptera	0	0
Plecoptera	0	0
CRUSTACEA		
Paracorophiun hartmannorum	227,3	0
Cyprideis beaconensis	0	0
Ostracoda	0	0
Phoxocephalidae	0	0
Heterias exul	0	0
Leucon sp.	0	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 2014-2023.
- 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 2023, con los datos de los muestreos realizados durante el período 2014-2022.

METODOLOGIAS

Obtención de las muestras de invertebrados bentónicos

Los muestreos se realizaron en otoño (mayo) y primavera (octubre) del año 2023, 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.

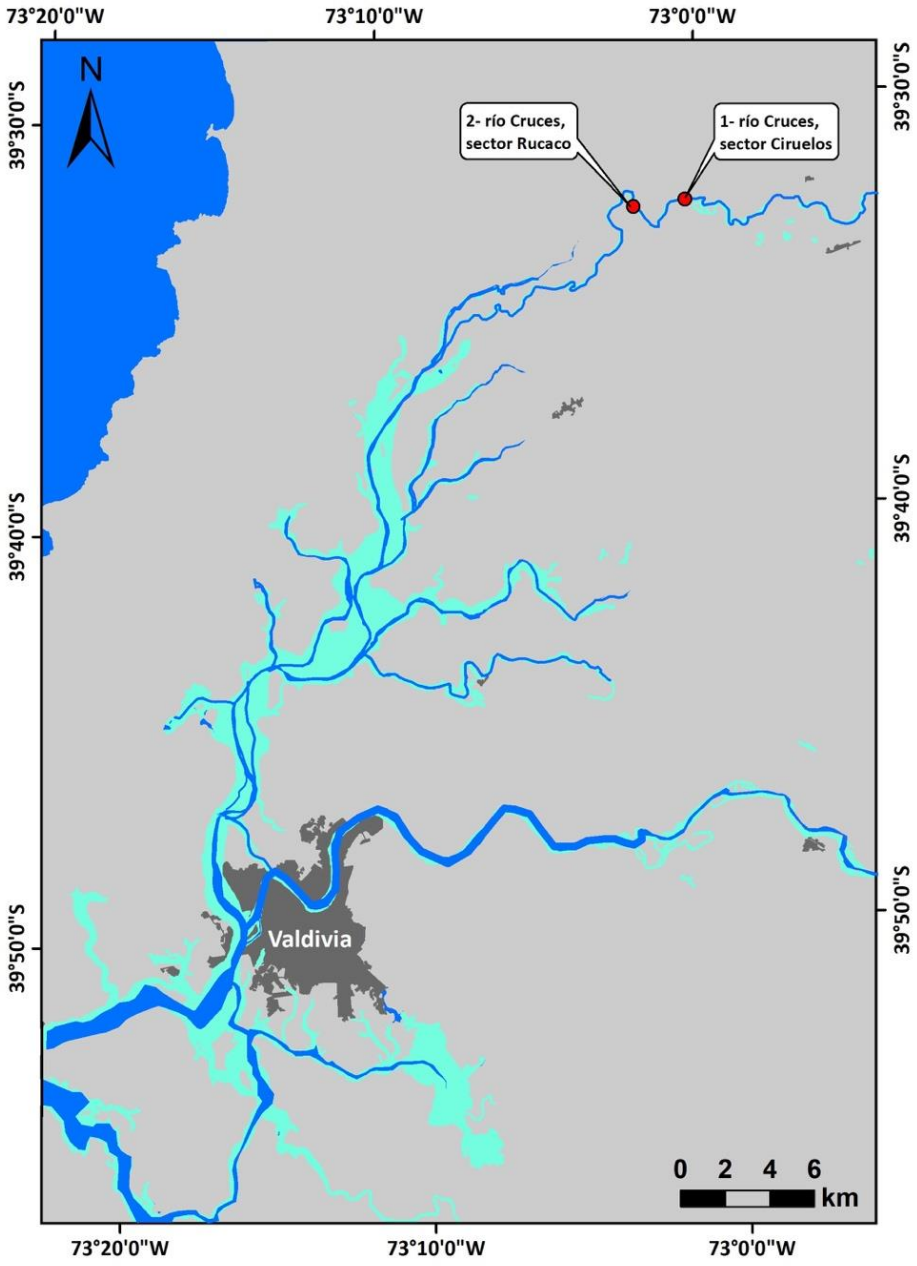


Figura 4.4.1. Ubicación de las dos estaciones de muestreo seleccionadas para el monitoreo de la macrofauna de fondos ritrales en el río Cruces. La correspondencia de estas estaciones con las destinadas al estudio del agua superficial y sedimentos submareales es: Ciruelos (estación 1) y Rucaco (estación 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 2023 se registraron 37 taxa de macroinvertebrados, bentónicos en los fondos ritrales de las estaciones Ciruelos y Rucaco, siendo los insectos del orden Díptera los que tuvieron la mayor diversidad tanto en otoño como en primavera. En otoño se registraron 28 taxa, de los cuales 23 correspondieron a Insectos. En primavera en tanto también se registraron 28 taxa, correspondiendo 21 a Insectos, mientras que los otros taxa correspondieron a crustáceos, moluscos, gusanos planos platelmintos y gusanos anélidos.

La Tabla 4.4.2 muestra la presencia de taxa en cada estación del año y los valores de tolerancia a la contaminación orgánica de cada taxa que serán utilizados en el Índice Biótico de Hilsenhoff (*cf*. Tabla 4.4.1).

Tabla 4.4.2. Invertebrados bentónicos de fondos ritrales recolectados en el área de estudio durante el año 2023 (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 2023	Primavera 2023
Arthropoda	Insecta	Diptera	*Eukiefierella* sp.	4	✓	✓
			Corynoneura sp.	4	✓	✓
			Simulium sp.	4	✓	✓
			Atherix sp.	4	✓	✓
			Orthocladiinae	6	✓	✓
			Orthocladius sp.	6	✓	✓
			Reothanytarsus sp.	6	✓	✓
			Podonomus sp.	1	✓	✓
			Limonia sp.	4	✓	✓
			Empididae	6	✓	✓
			Ceratopogonidae	6	X	✓
		Ephemeroptera	*Meridialaris spina*	4	✓	X
			Nousia maculata	4	✓	X
			Andesiops torrens	4	✓	✓
			Andesiops peruvianus	5	X	✓
			Penaphlebia chilensis	5	✓	✓
			Siphlonella guttata	4	X	✓
		Plecoptera	*Antarctoperla michaelseni*	1	✓	✓
			Limnoperla jaffueli	2	X	✓
		Trichoptera	*Smicridea annulicornis*	5	✓	✓
			Oxyethira sp.	5	✓	X
			Cailloma sp.	3	✓	X
			Metrichia sp.	5	✓	✓
			Limnephilidae	2	X	✓
		Coleoptera	*Luchoelmis* sp.	4	✓	X
			Sthetelmis sp.	4	✓	X
			Austrolimnius sp.	4	✓	✓
		Megaloptera	*Protochauliodes* sp.	4	✓	X
	Arachnida	Acariformes	Hydracarina	6	✓	X
	Crustacea	Decapoda	*Aegla* sp.	5	✓	✓
		Anfipoda	*Hyalella* sp.	7	X	✓
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	*Uncancylus* sp.	6	✓	X
		Physidae	*Physa sp.*	8	X	✓
	Bivalvia	Sphaeriida	*Pisidium* sp.	6	X	✓
Platyhelminthes	Tricladida	Dugesiidae	*Dugesia* sp.	4	✓	✓
Annelida	Oligochaeta	Tubificidae	*Tubifex* sp.	10	X	✓
		Lumbriculida	Lumbriculidae	10	✓	✓

Atributos Comunitarios

Riqueza de especies

Desde el comienzo de este monitoreo, durante las veinte campañas realizadas entre el período 2014 - 2023, el promedio de la riqueza de especies ha variado desde dos especies, esto registrado en el sector de Rucaco en otoño del año 2022, hasta 21 especies, registrado en el sector de Rucaco durante la primavera del año 2021 (Tabla 4.4.3). En el muestreo del año 2023, la riqueza de especies fue mayor en Ciruelos (16 taxa) comparado a Rucaco (12) en otoño, mientras que en primavera la riqueza de especie fue mayor en Rucaco (13) comparado al sector de Ciruelos (11) (Tabla 4.4.3).

Al igual que en el informe anterior, 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 2014-2023. 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)

	otoño 2022	primavera 2022	otoño 2023	primavera 2023
1 (sector Ciruelos)	4 (2)	16 (1)	16 (3)	11 (1)
2 (sector Rucaco)	2 (1)	14 (4)	12 (2)	13 (2)

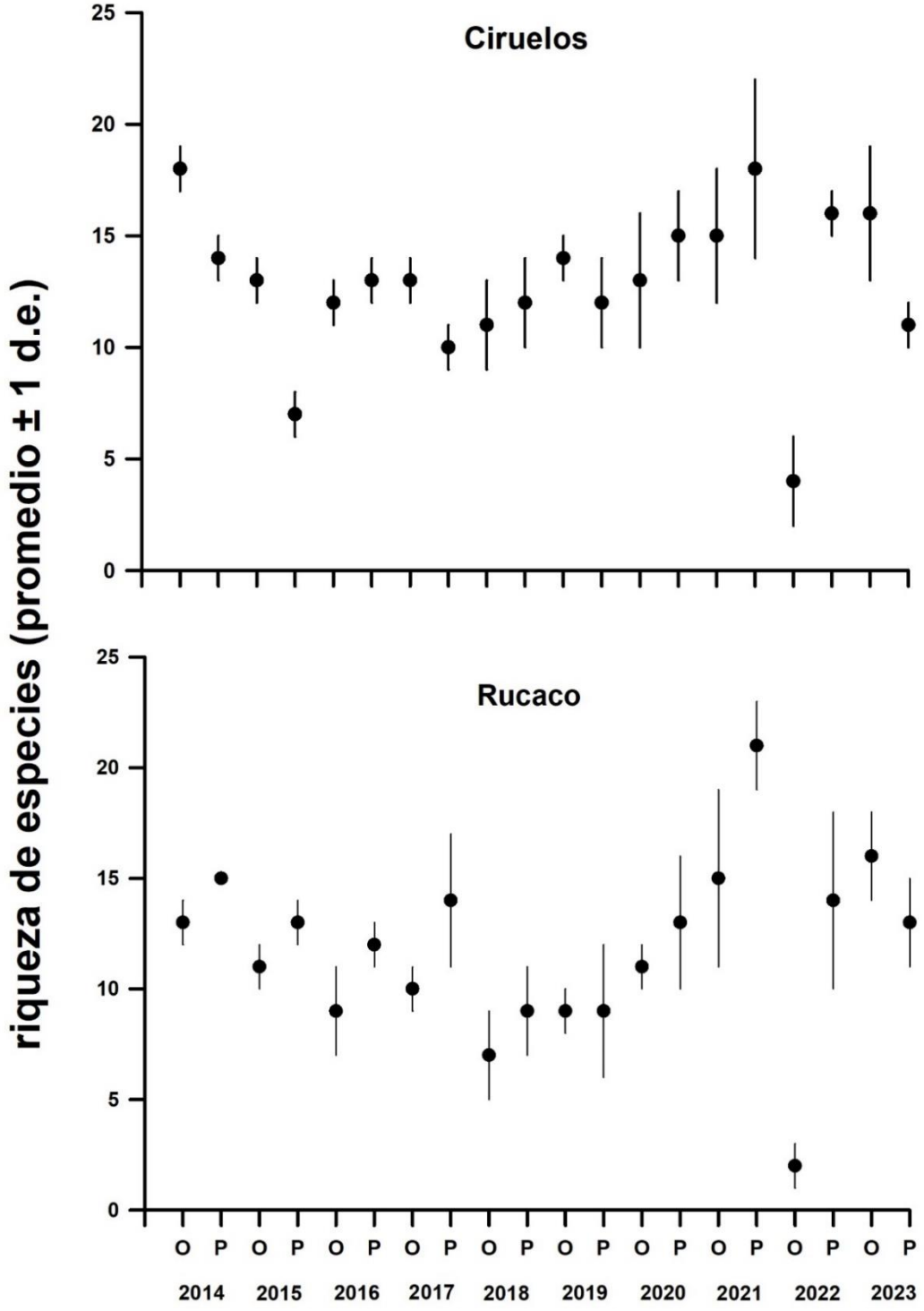


Figura 4.4.3. Riqueza promedio de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2023.

Abundancia

Desde el comienzo de este monitoreo, 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 (38,8 ind/m^2) en otoño del año 2022 (Tabla 4.4.4). Durante el último muestreo del año 2023, la mayor abundancia se registró en el sector de Ciruelos durante el otoño con 3.902,8 ind/m^2 (Tabla 4.4.4).

Al igual que en último informe, 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 2014-2023. 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)
	otoño 2022	primavera 2022	otoño 2023	primavera 2023
1 sector Ciruelos	122,2 (52,1)	2.538 (382,4)	3.902,8 (2.1271,1)	522,2 (96,4)
2 sector Rucaco	38,8 (6,4)	2.519,4 (1.427,0)	1.819 (1.129)	694,4 (420,3)

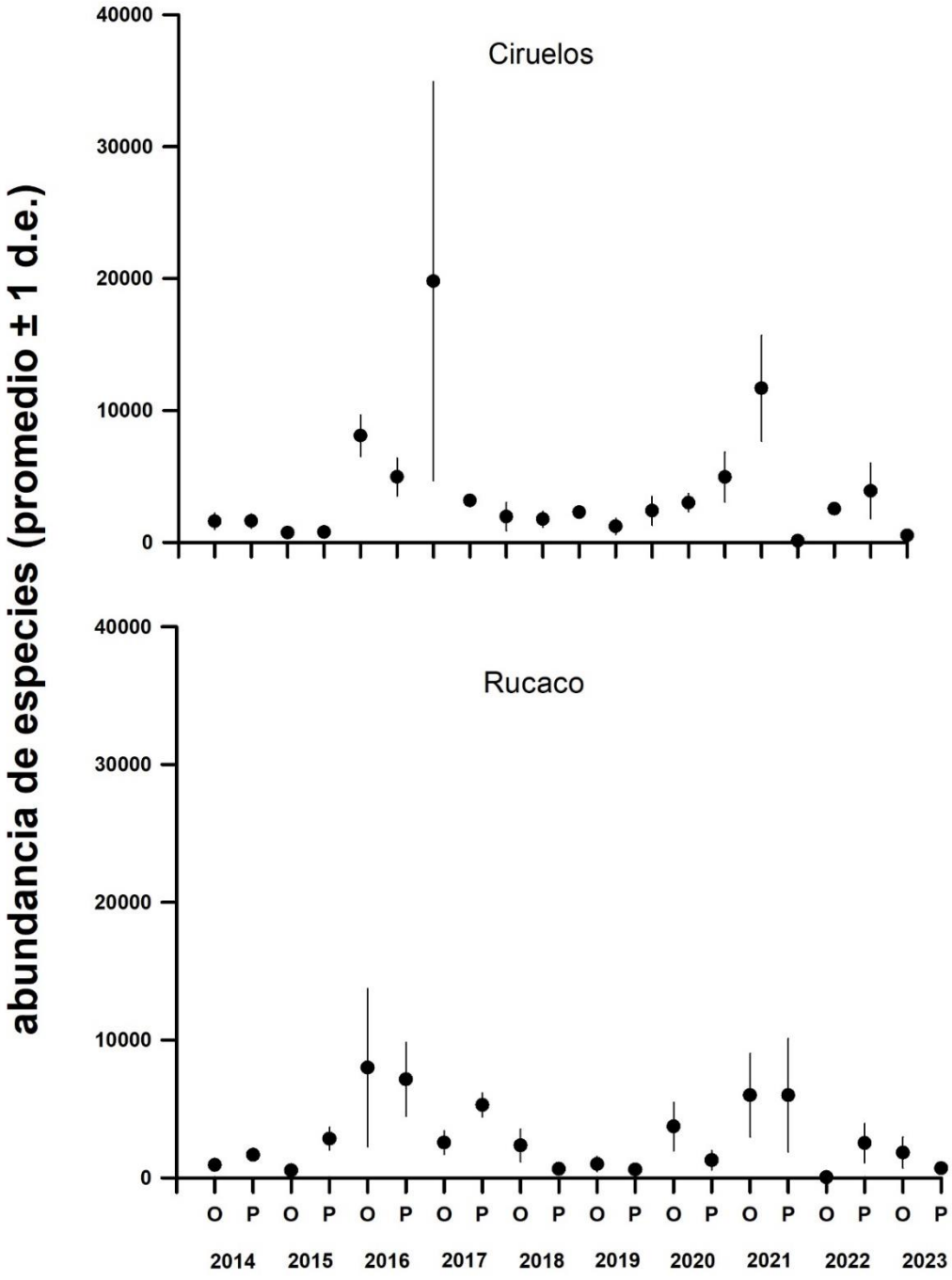


Figura 4.4.4. Abundancia total promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2023.

Dominancia

La especie que ha presentado la mayor ocurrencia en porcentaje durante el período de estudio, es *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 2023, cuatro especies dominaron en cada estación de muestreo durante las dos épocas del año. Esto es, el chironomido *Eukiefierella* sp. dominó en el sector de Ciruelos en otoño con un 37,2%. En tanto en el sector Rucaco para la misma época del año dominó con un 22,3% el trichoptero *Smicridea annulicornis*. Para primavera, el plecóptero *Antarctoperla michaelseni* dominó con un 28,7% en el sector de Ciruelos, mientras que en el sector de Rucaco dominó por primera vez el platelminto *Dugesia* sp. con un 36,8% (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- 2023. 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
	otoño 2022		**primavera 2022**	
1 sector Ciruelos	*Antarctoperla michaelseni*	38,6	*Smicridea annulicornis*	41,7
2 sector Rucaco	*Antarctoperla michaelseni*	35,7	*Smicridea annulicornis*	31,9
	otoño 2023		**primavera 2023**	
1 sector Ciruelos	*Eukiefierella* sp.	37,2	*Antarctoperla michaelseni*	28,7
2 sector Rucaco	*Smicridea annulicornis*	22,3	*Dugesia* sp.	36,8

Diversidad

Los valores del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') han oscilado entre 0,31 (Rucaco, otoño 2022) y 1,02 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 de monitoreo realizadas durante el año 2023, los valores variaron entre 0,80 y 0,91 (muestreos de otoño en Ciruelos y primavera en el sector de Rucaco) (Tabla 4.4.6). En ambas estaciones de muestreo la variabilidad temporal del índice de diversidad no presentó tendencia hacia un aumento o disminución estadísticamente significativa a través del tiempo ($p<0,05$) (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 2014-2023. 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)
	otoño 2022	primavera 2022	otoño 2023	primavera 2023
1 (sector Ciruelos)	0,49 (0,18)	0,85 (0,07)	0,80 (0,05)	0,84 (0,09)
2 (sector Rucaco)	0,31 (0,11)	0,79 (0,09)	0,91 (0,08)	0,81 (0,25)

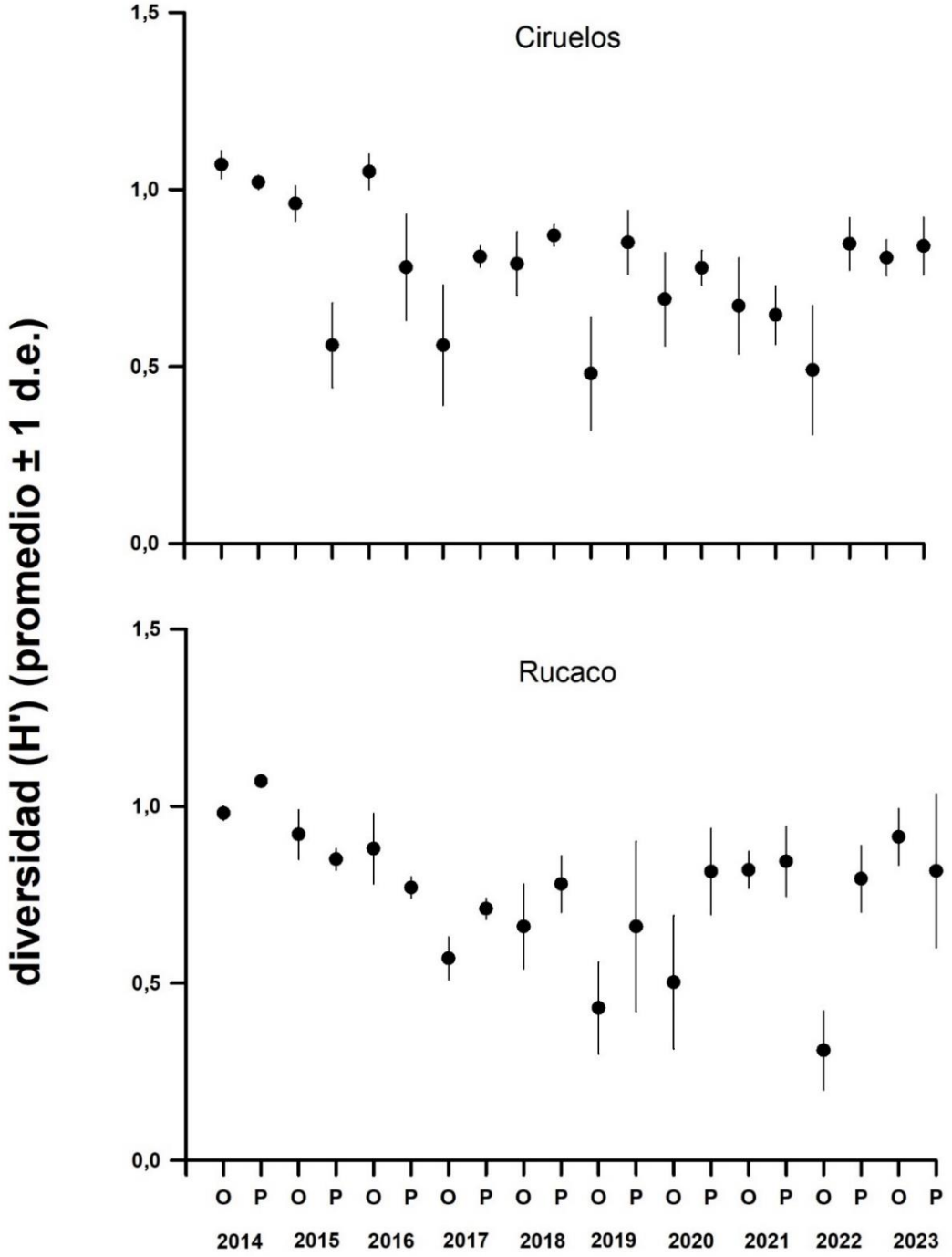


Figura 4.4.5. Diversidad promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2023.

Organismos bentónicos de fondos ritrales y carga orgánica en el agua

Durante el período 2014 - 2023 y de acuerdo a los valores establecidos para el Índice de Hilsenhoff (RBP III), la calidad del ambiente acuático con respecto a la carga orgánica del mismo, ha sido predominantemente “buena” y “muy buena”, con solo dos excepciones. En primavera del año 2015 la condición fue regular en el sector de Ciruelos, y en el muestreo de otoño 2022 en el sector de Rucaco donde la calidad del agua fue categorizada de excelente (excelente: contaminación orgánica no aparente) (Tabla 4.4.7). Durante el monitoreo de otoño del año 2023, la calidad del agua para la estación de Ciruelos y Rucaco en ambas estaciones fue buena, mientras que en primavera en ambas estaciones fue de muy buena (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 2014-2023 (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
Otoño 2022	3.61	Muy Buena	3.36	Excelente
Primavera 2022	4.79	Buena	4.87	Buena
Otoño 2023	4.51	Buena	4.55	Buena
Primavera 2023	4.26	Muy buena	4.07	Muy 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 40% (estimación exigente), se observa la conformación de seis grupos. Tres estaciones quedan separadas en tres grupos, las estaciones Ciruelos y Rucaco muestreadas en otoño 2022 y la estación Rucaco muestreada en otoño 2019. Estas estaciones y en estas fechas de muestreo tuvieron una composición del ensamble de macroinvertebrados diferente al resto del monitoreo, en efecto tienen el menor valor del Índice de Diversidad de Shannon a través de todo el estudio. El cuarto grupo de estaciones del análisis EMDNM corresponde a las estaciones Rucaco y Ciruelos muestreadas en primavera de 2023 y Rucaco muestreada en primavera de 2019, las cuales alcanzaron bajos valores de abundancia de macroinvertebrados si las comparamos a todas las campañas de monitoreo desde el año 2014. El quinto grupo incluye a las estaciones muestreadas entre el año 2014-2018, y el sexto grupo a las estaciones muestreadas entre 2020 y 2021 (Fig. 4.4.6).

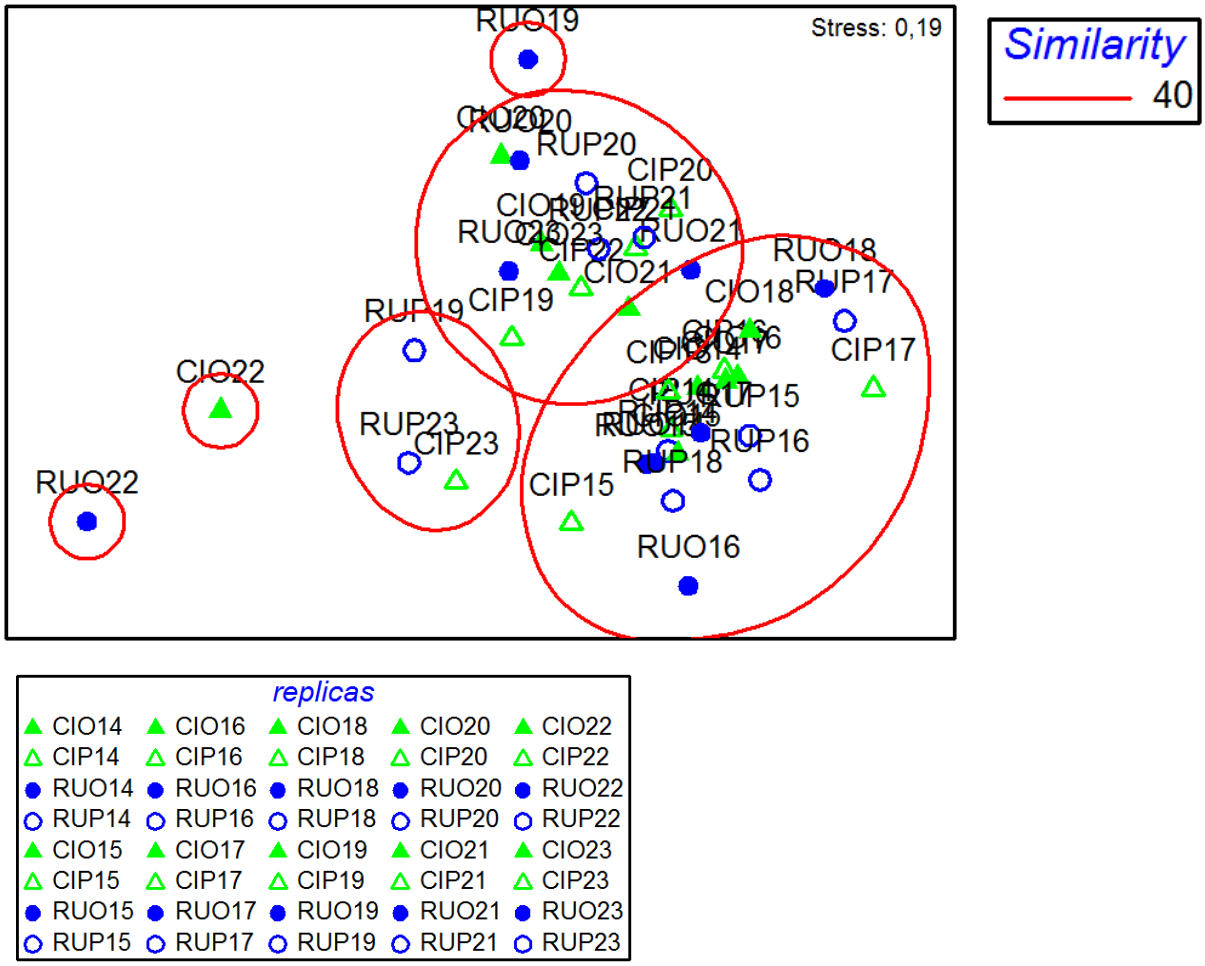


Figura 4.4.6. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) basado en la abundancia de los diferentes taxa, presentes en los fondos pedregosos del área de estudio (2014-2023) en base a una similitud de 40%. CI = Ciruelos, RU = Rucaco, O = otoño, P = primavera).

CONCLUSIONES

• En este monitoreo del año 2023, se han registrado 37 taxa de macroinvertebrados en el área de estudio. Siendo la riqueza de especies en este monitoreo similar a lo registrado desde el año 2014 al año 2022.

• Las especies que predominaron en las campañas de muestreo del año 2023 en las estaciones Ciruelos y Rucaco son insectos acuáticos, destacándose el díptero Chironomido: *Eukiefierella* sp., el trichoptero *Smicridea annulicornis*, el plecóptero *Antarctoperla michaelseni* y por primera vez, el platelminto *Dugesia* sp.

• Al igual que en informes anteriores, 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 y Rucaco no presentaron tendencias significativas de aumento o disminución de este índice a través del tiempo ($p<0,05$).

• Los valores del Índice biótico de Hilsenhoff, indican que la calidad del agua durante los muestreos realizados el año 2023 es buena y muy buena. Estos resultados son similares a lo registrado durante todo el período 2014 – 2022.

• 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 forman 6 grupos. Uno de estos está conformado por las estaciones Ciruelos y Rucaco en primavera de 2023. Esta separación se dio probablemente debido a la baja abundancia de macroinvertebrados en esta época de muestreo. De cualquier forma, en general los datos se separan básicamente por años y no por sitios, por ende, se 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 (*SAMASTACUS SPINIFRONS*)

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), así como de mamíferos acuáticos (*Lontra provocax,* Huillín; *Neovison vison,* Visón) (Medina, 1997, Franco *et al.,* 2013).

El estudio de Medina (1997) da cuenta de la importancia de los camarones para la dieta de esos depredadores; *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, están constituidas 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%. 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 cambios en el tiempo 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, es que se seleccionó a *Samastacus spinifrons*, camarón que habita en el HRC y sus ríos tributarios, como parte del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC. En este Capítulo se analizan los resultados del año 2023 y se comparan con los obtenidos durante el período 2014 – 2022.

OBJETIVOS

- Analizar la abundancia del Camarón de río (*Samastacus spinifrons*) en el área de estudio durante el año 2023.
- Comparar los resultados obtenidos durante ese año, con los registrados durante el desarrollo de los Programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (abril 2014 - diciembre 2022).

MATERIAL Y METODOS

Obtención de las muestras de *Samastacus spinifrons*

Durante las campañas de otoño y primavera del año 2023, se realizaron los muestreos destinados a recolectar camarones de río (*Samastacus spinifrons*) correspondientes al cuarto año del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC. Estas fueron realizadas en cuatro estaciones: río Cruces, sectores Ciruelos, Rucaco y Punucapa y río Pichoy (Fig. 4.5.1).

Se realizaron transectos de muestreo de 10 metros de largo por 3 de ancho, en cuatro secciones seleccionadas aleatoriamente; el tiempo de trabajo en cada sección 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 su captura, los individuos recolectados fueron colocados en estanques con agua donde fueron medidos y liberados en el mismo lugar de captura.

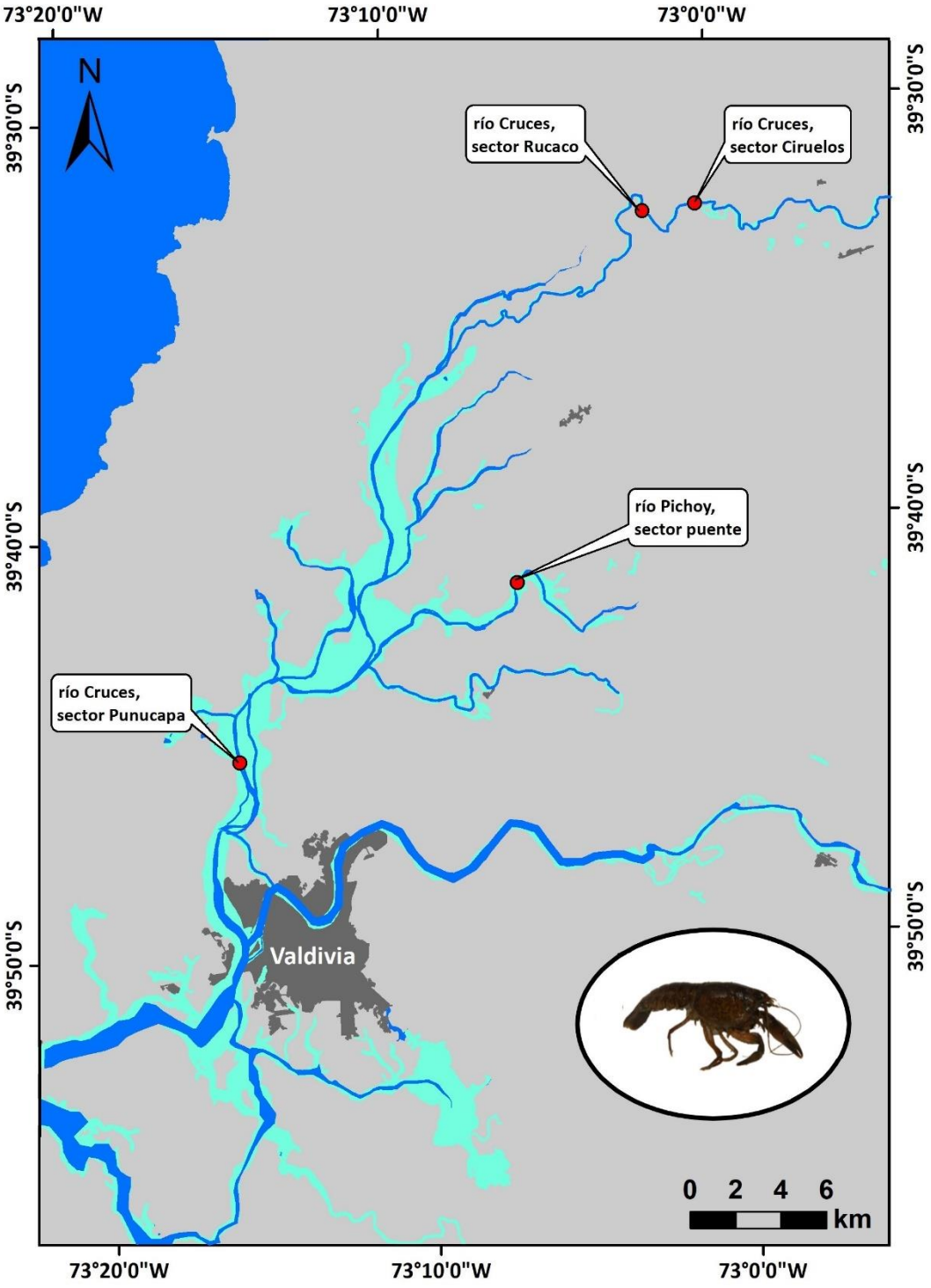


Figura 4.5.1. Ubicación de los 4 sectores seleccionados para el estudio del Camarón de río *Samastacus spinifrons*, realizados durante el Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC.

Estimaciones de abundancia de *Samastacus spinifrons*

La abundancia de *S. spinifrons* por sector, se estimó en base al promedio de las capturas totales de 4 transectos de 10 metros de largo por 3 de ancho (Fig. 4.5.2). De esta forma se recorrieron 120 m^2 con el sistema de pesca eléctrica en cada sector del área de estudio. Los valores de abundancia de camarones, se expresan en promedio ± 1 desviación estándar.

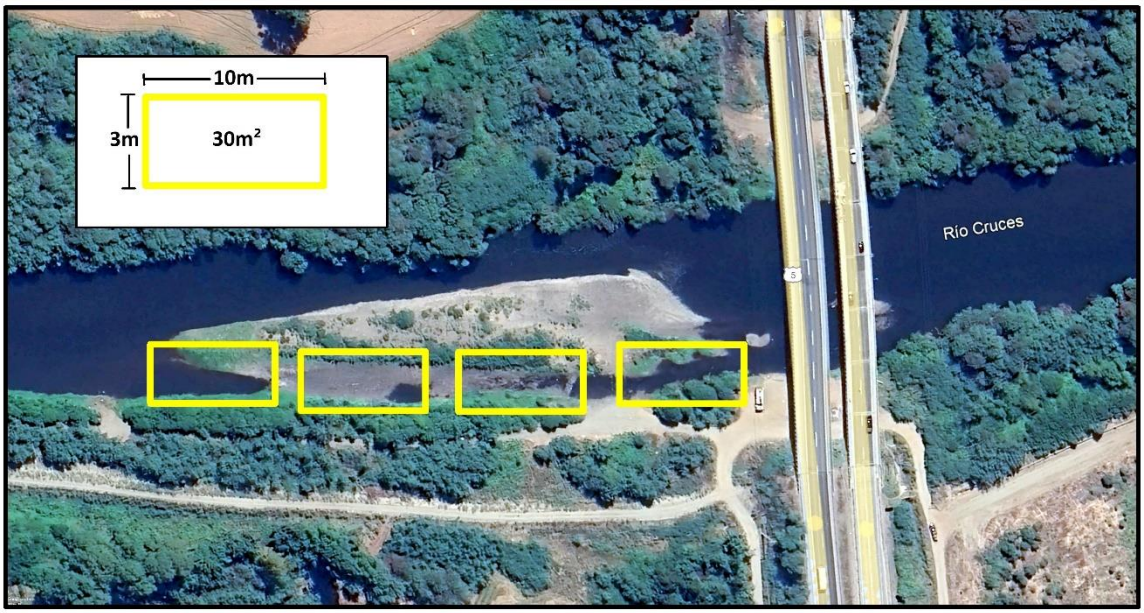


Figura 4.5.2. Distribución de los transectos de aproximadamente 30 m^2, destinados a capturar camarones de río en las riberas del área de estudio (en el caso de esta foto, río Cruces, sector Rucaco).

RESULTADOS

Abundancia de *Samastacus spinifrons*

La Tabla 4.5.1 y la Figura 4.5.3, muestran las abundancias del Camarón de río en los transectos ribereños, estudiados a través de las campañas realizadas durante los Programas de Diagnóstico (2014) y Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2023). En términos generales los resultados indican que después de 10 años de estudio las abundancias promedio fueron mayores en Punucapa, eje central del HRC (3,4 ± 2,9 individuos, (desv.est.)); por el contrario, los valores más bajos se registraon en Rucaco (1,0 ± 2,5 individuos, (desv.est.)).

Similar a lo observado con la data histórica, durante las campañas otoñales las mayores abundancias se registraron en Punucapa, con un promedio general (todos los muestreos incluidos) de 3,5 ± 2,8 individuos (desv. est.). Durante esas campañas otoñales, los promedios más altos en las abundancias de camarones ocurrieron durante los años 2014 y 2021 (promedio 8,0 ± 6,1 (desv. est.) y 6,0 ± 4,7 individuos (desv.est, respectivamente). A su vez y para la misma estación (otoño), no se registraron en general camarones en el sector Ciruelos y Rucaco: desde el año 2018 y 2015, respectivamente (Tabla 4.5.1 y Fig. 4.5.3).

Durante la campaña primaveral, se mantiene la tendencia anteriormente descrita para el período otoñal; es decir, mayores registros de camarones en Punucapa con un promedio general (todos los muestreos incluidos) de 3,4 ± 3,0 individuos (desv.est.). Durante esas campañas primaverales y en Punucapa, los promedios más altos en las abundancias de camarones ocurrieron durante los años 2014 y 2017 (promedio 9,0 ± 5,5 (desv.est.) y 6,8 ± 6,8 (desv.est.), individuos respectivamente). A su vez y para la misma estación (primavera), prácticamente no se recolectaron camarones en el sector Rucaco (Tabla 4.5.1 y Fig. 4.5.3). Durante la campaña primaveral del año 2023 y con respecto al año 2022, las abundancias de camarones fueron más altas en todos los sectores (Tabla 4.5.1).

Tabla 4.5.1. Número de individuos de *Samastacus spinifrons* recolectados en cada transecto durante las campañas de otoño y primavera de los años 2014-2023. Se muestran valores promedio por estación con desviación estándar en paréntesis. Durante el año 2014 se realizaron sólo tres transectos de muestreo*. SD= sin datos. Durante el otoño 2020 y por motivos de pandemia, no se realizaron transectos en las estaciones Punucapa y río Pichoy (Ver Materiales y Métodos).

		abundancia				
estaciones	**campaña**	**1**	**2**	**3**	**4**	**promedio**
Eje central río Cruces	otoño 2014	6	10	4	*	6,7 (3,1)
(área límnica)	primavera 2014	7	3	7	*	5,7 (2,3)
sector 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)
	otoño 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2022	3	0	1	0	1,0 (1,2)
	otoño 2023	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2023	1	0	0	2	0,8 (0,8)
			Promedio general			**1,7 ± 2,0**
sector 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)

Continuación Tabla 4.5.1		abundancia				
estaciones	**campaña**	**1**	**2**	**3**	**4**	**promedio**
	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)
	otoño 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2023	0	1	0	1	0,5 (0,5)
	primavera 2023	2	0	0	2	1,0 (1,0)
			Promedio general			**1,0 ± 2,5**
Eje central río Cruces	otoño 2014	12	11	1	*	8,0 (6,1)
(área estuarial)	primavera 2014	12	3	12	*	9,0 (5,5)
sector 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)
	otoño 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2023	1	0	0	0	0,3 (0,4)
	primavera 2023	0	0	1	0	0,3 (0,4)
			Promedio general			**3,4 ± 2,9**
Río tributario del río	otoño 2014	9	12	7	*	9,3 (2,5)
Cruces	primavera 2014	4	8	6	*	6,0 (2,0)
sector río Pichoy	otoño 2015	0	0	0	4	1,0 (2,0)
	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)

Continuación Tabla 4.5.1		**abundancia**				
estaciones	**campaña**	**1**	**2**	**3**	**4**	**promedio**
	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)
	otoño 2022	0	0	0	1	0,3 (0,5)
	primavera 2022	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	otoño 2023	0	0	1	0	0,3 (0,4)
	primavera 2023	0	0	0	2	0,5 (0,9)
			Promedio general			**1,5 ± 2,3**

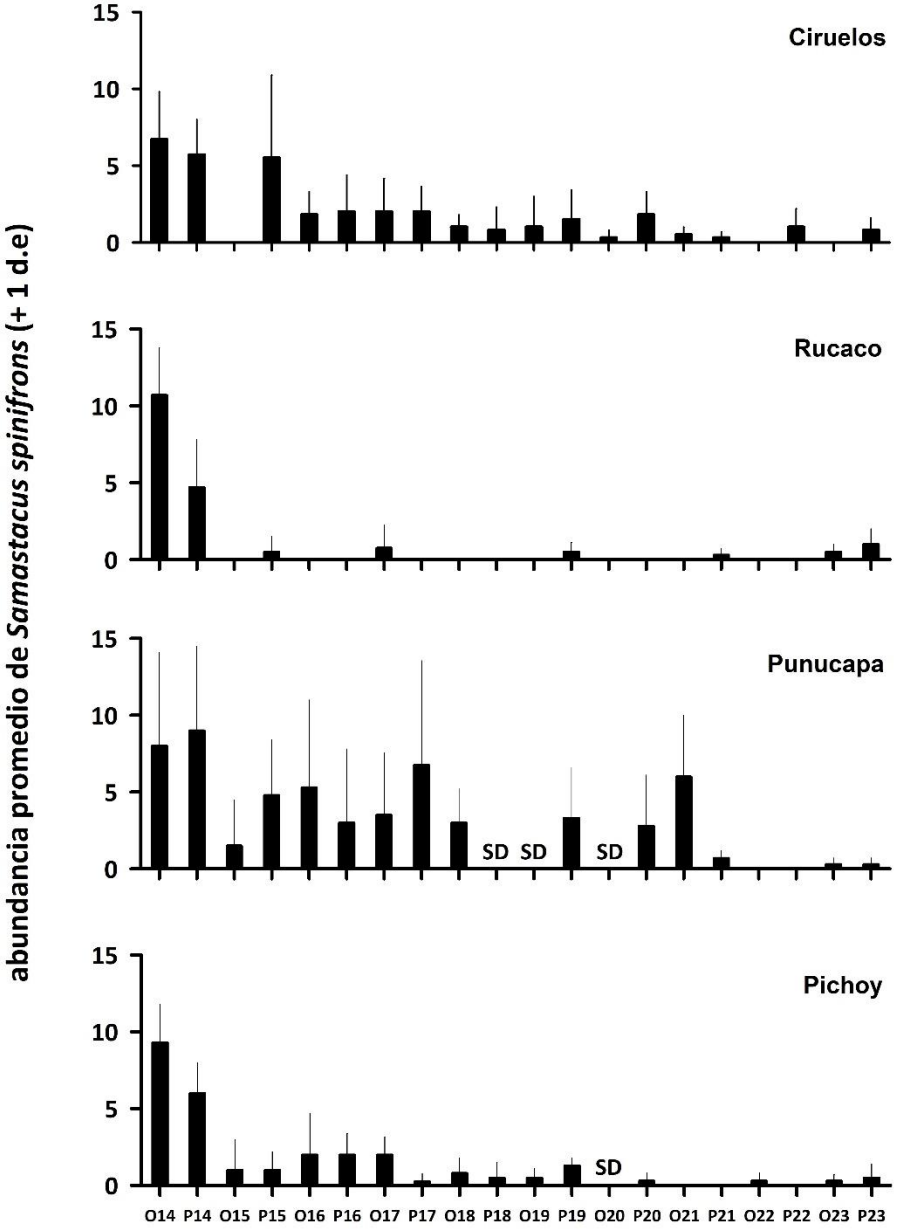


Figura 4.5.3. Abundancia promedio de *Samastacus spinifrons* durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del periodo 2014-2023. Las barras que acompañan al promedio, corresponden a una desviación estándar (+ 1 d.e). SD= sin datos.

Al comparar la estacionalidad en las abundancias promedio de camarones en todos los sectores, se observa una leve dominancia de estos durante la temporada otoñal, con la excepción de la estación Ciruelos, donde las mayores abundancias promedio de camarones se registraron durante las campañas de primavera (Fig. 4.5.4).

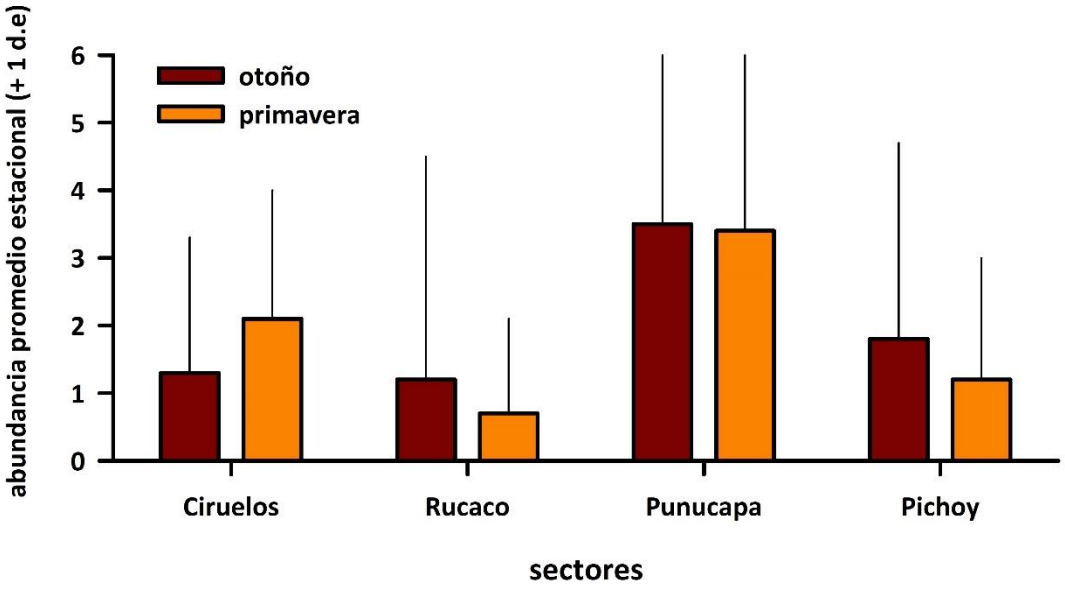


Figura 4.5.4. Abundancia promedio estacional de *Samastacus spinifrons* durante el periodo 2014-2023. Las barras que acompañan al promedio corresponden a una desviación estándar (+ 1 d.e).

Análisis estadísticos

En la Tabla 4.5.2 se muestran los resultados del análisis ANDEVA y Test de Tukey, para evaluar eventuales diferencias en la variabilidad interanual, espacial y temporal de la abundancia promedio de *Samastacus spinifrons*. La Figura 4.5.5 muestra los resultados de los análisis de regresión llevados a cabo para evaluar si estas abundancias presentan tendencias significativas en el tiempo.

Los análisis de ANDEVA indican que las abundancias de camarones de río, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el inicio de este Programa de Monitoreo (2014 - 2017) que, durante el período 2020 - 2023. A su vez, las abundancias registradas en Punucapa, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las estimadas en Ciruelos, Rucaco y Pichoy (Tabla 4.5.2). No se registraron diferencias inter anuales significativas ($p>0,05$) al comparar temporadas de muestreo.

Tabla 4.5.2. Resumen de ANDEVA y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias inter anuales (Años), espaciales (Estaciones) y temporales (Otoño (O)-Primavera (P)), en los valores promedio de la abundancia total de camarones registradas durante el periodo 2014-2023, en cuatro estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, 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
Abundancia total	Año	8	7,340	0,917	3,368	**0,003**	14=15=16=17>22; 22=18=19=20=21=23
(*)(**)	Estación	4	11,743	2,936	10,779	**<0,001**	Pu > Ci = Ru = Pi
	Temporada	1	0,432	0,432	0,848	0,361	
	Error	55	14,980	0,272			
	Total	67	34,054	0,508			

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados Medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados $\log_{10}$ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Por su parte, los análisis de regresión evidenciaron una disminución significativa (p<0,05) en la abundancia de camarones desde el inicio de este Programa de Monitoreo a la fecha y en todas las estaciones en estudio (Fig. 4.5.5).

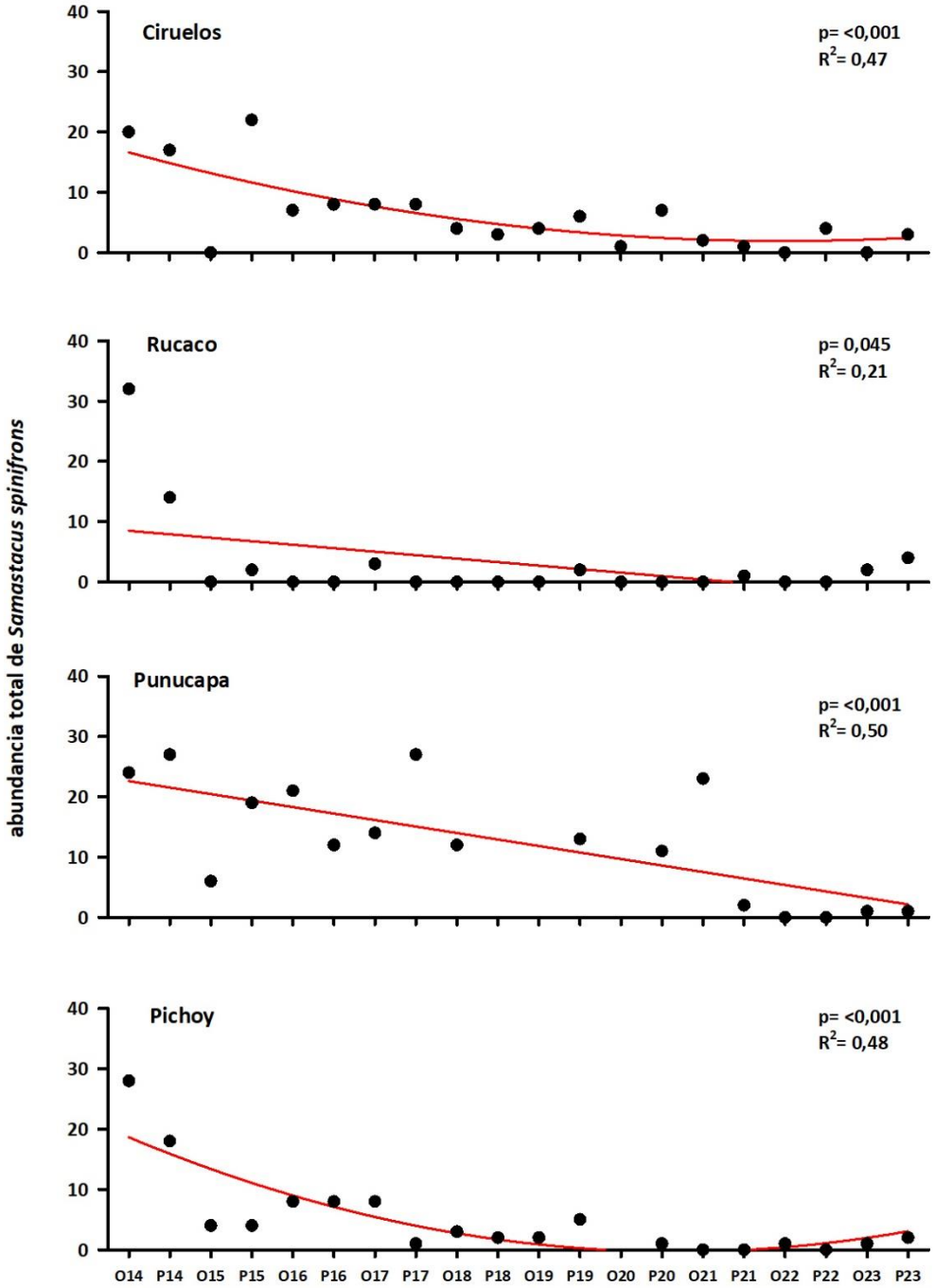


Figura 4.5.5. Abundancia promedio de *Samastacus spinifrons* en cada sitio de estudio, durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) de los años 2014 a 2023. La línea roja indica regresión con significancia estadística.

CONCLUSIONES

- Las comparaciones inter anuales muestran que la abundancia total de *Samastacus spinifrons* fue mayor el año 2014. A su vez, en la estación Punucapa se registraron abundancias significativamente más altas ($p<0,05$) que, en Ciruelos, Rucaco y Pichoy. Estas abundancias no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre las campañas de otoño y primavera.
- Las abundancias de esta especie muestran una disminución sostenida desde el inicio de este Programa de Monitoreo a la fecha (2014 a 2023), en todas las estaciones, tendencia debida probablemente a modificaciones de las riberas para construcción de caminos, viviendas, etc, lo cual estaría afectando su hábitat natural de reproducción y alimentación o simplemente, lo observado es una afectación por esfuerzo pesquero.

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. 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 analizaron los resultados de censos mensuales llevados a cabo por CONAF entre los años 1991 y 2023 (ambos incluidos) y de muestreos estacionales realizados por la UACh entre noviembre 2015 y diciembre 2023. Estos últimos, como parte de los programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2014 - diciembre 2023), diseñados con posterioridad 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*., 2018 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 de la 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 continúa 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 enero 1991 – diciembre 2023.
- 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 enero 1991 – diciembre 2023.
- 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 enero 1991 – diciembre 2023.
- Analizar - en base a la data de la UACh - la abundancia y distribución espacial de las aves arriba mencionadas en 21 sitios, distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC, durante el período noviembre 2015 – diciembre 2023.
- 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 – diciembre 2023, 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 diciembre 2023 y estructurada por el equipo de la UACh, en base a los ocho sectores que se muestran en la Figura 4.6.1 y Tabla 4.6.1.

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 4.6.1).

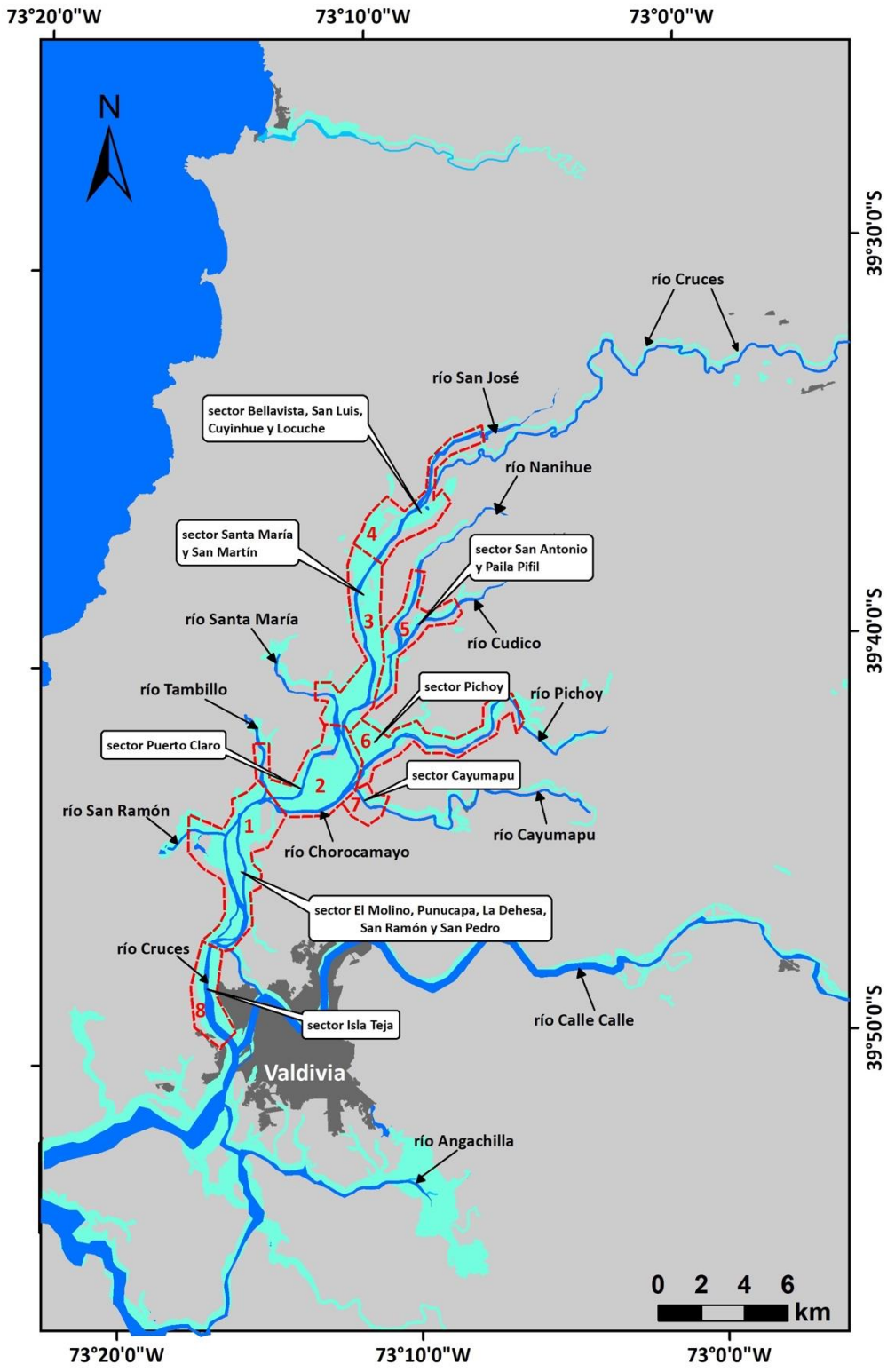


Figura 4.6.1. Ubicación de los ocho sectores delimitados para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática, en base a los censos mensuales llevados a cabo por CONAF entre los años 1991 y 2023.

Tabla 4.6.1. 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 4.6.2. Entre noviembre 2015 y diciembre 2023, los datos tienen una periodicidad *circa* estacional, a la vez que, entre enero 2021 y diciembre 2023 la periodicidad de los censos fue prácticamente mensual (Tabla 4.6.2). Durante esas fechas se censó en 21 sitios distribuidos en 3 sectores específicos del HRC y cuyas ubicaciones se muestran en la Fig. 4.6.2.

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. 4.6.3). 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 4.6.2. 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
		29 - 30 noviembre 2022
		26 - 27 diciembre 2022
		30 - 31 enero 2023
		27 - 28 febrero 2023
		28 - 29 marzo 2023

Continuación Tabla 4.6.2

programa	periodo	fecha censos
Cuarto año de Monitoreo Voluntario del HRC	abril 2023 – diciembre 2023	26 - 27 abril 2023 Mayo 2023 Junio 2023 Julio 2023 Agosto 2023 Septiembre 2023 Octubre 2023 Noviembre 2023 Diciembre 2023

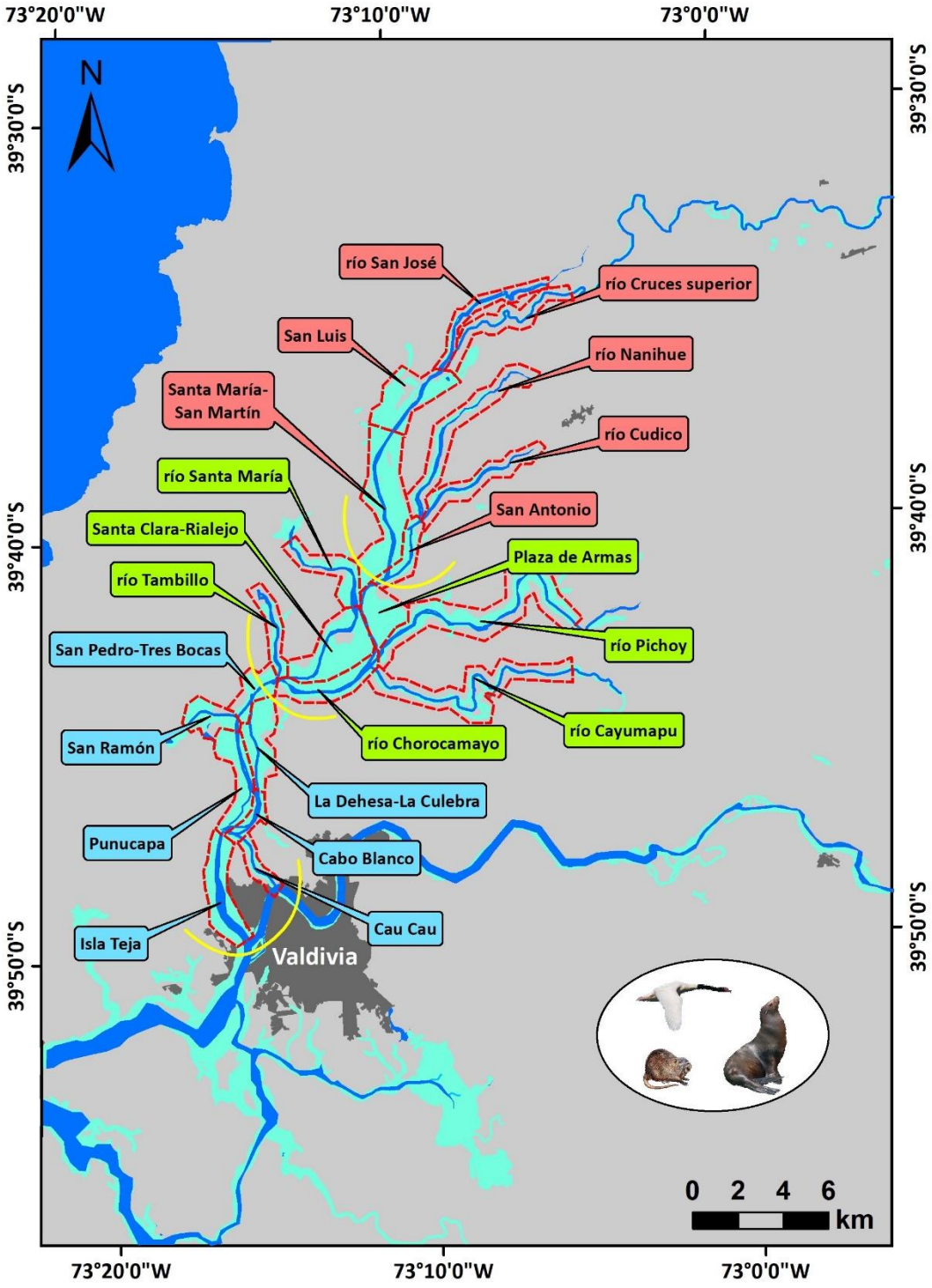


Figura 4.6.2. Ubicación de los 21 sitios destinados para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática y distribuidos en 3 sectores, en base a los censos llevados a cabo por la UACh entre noviembre 2015 y diciembre 2023 en todas las riberas del HRC (ver Fig. 4.6.3). Color rosado, verde y celeste indican sector norte, centro y sur del HRC.

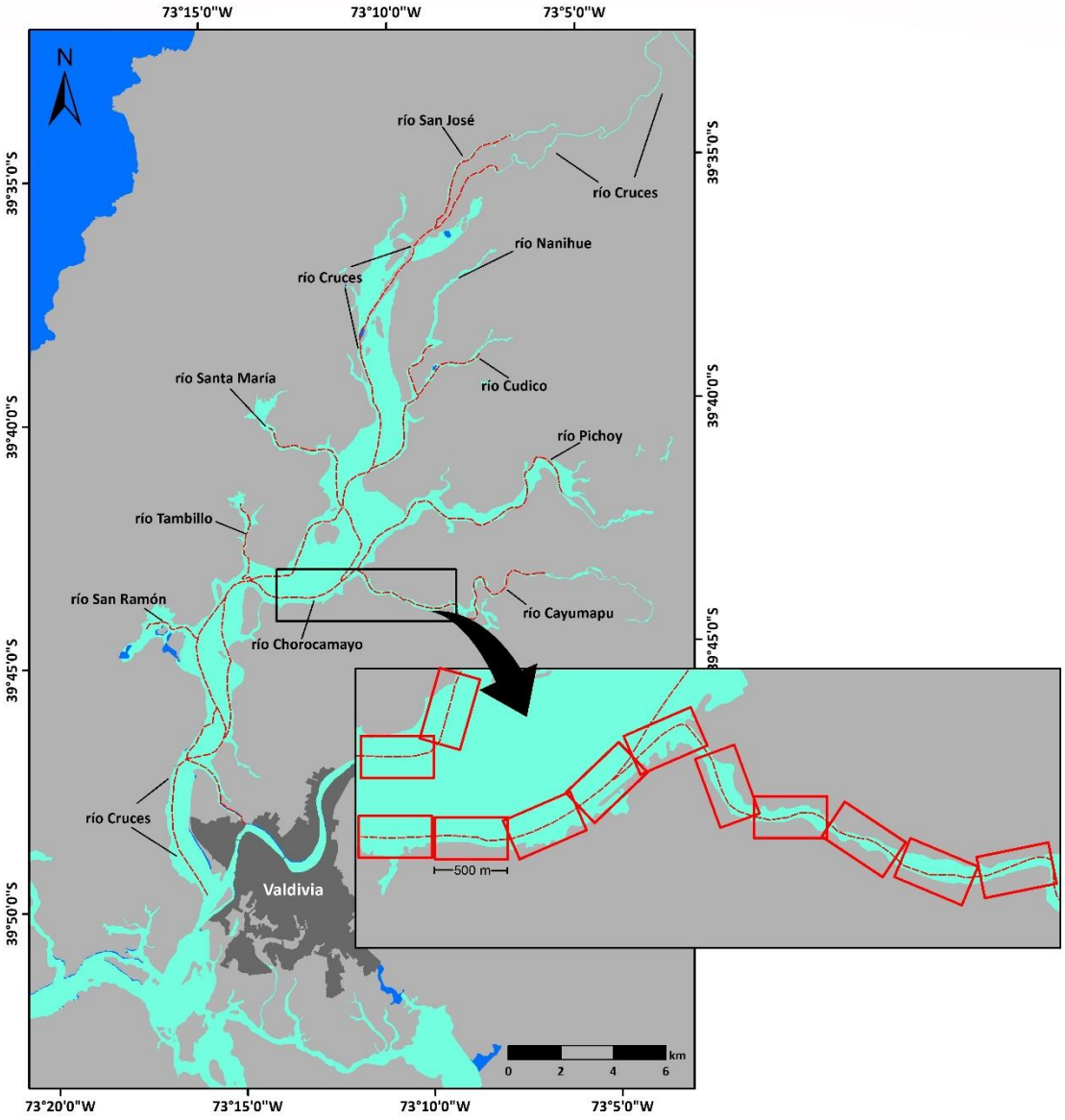


Figura 4.6.3. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a censar la avifauna acuática en las riberas del HRC y sus ríos tributarios.

RESULTADOS

4.6.1. DATA CONAF (PERIODICIDAD MENSUAL (ENERO 1991 - DICIEMBRE 2023)

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. 4.6.1), durante el período enero 1991 – diciembre 2023.

En general, los valores de riqueza de especies en el sector 1 del eje central del HRC, presentaron pequeñas fluctuaciones inter anuales sin tendencias definidas (Fig. 4.6.4). Por el contrario, en los sectores 2, 3 y 4, tales valores tendieron a disminuir significativamente ($p<0,05$) en el tiempo: desde aproximadamente 20 especies en al año 1991 a cerca de 15 taxa el año 2023 (Fig. 4.6.4).

La Figura 4.6.5 muestra que, con posteridad a los cambios ambientales del 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. 4.6.5). 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), el cual a la fecha mantiene una población estable de aves (*ca*. 3.500).

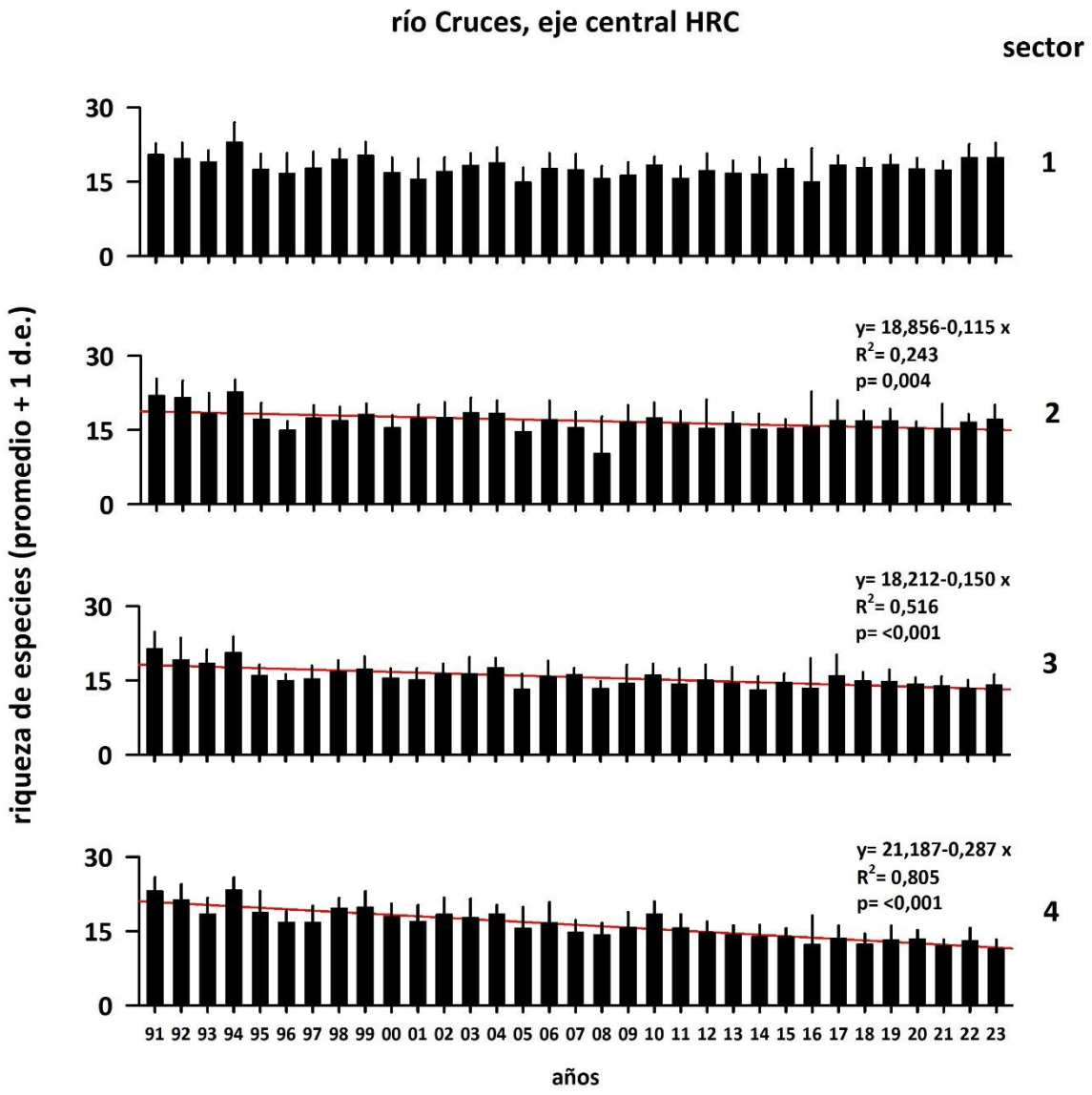


Figura 4.6.4. Variabilidad inter anual de la riqueza de especies de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC (enero 1991 a diciembre 2023). Los promedios están basados en los doce datos mensuales de cada año. La línea roja indica tendencia significativa derivada del análisis de regresión, entre riqueza de especies y años. Fuente de datos: CONAF.

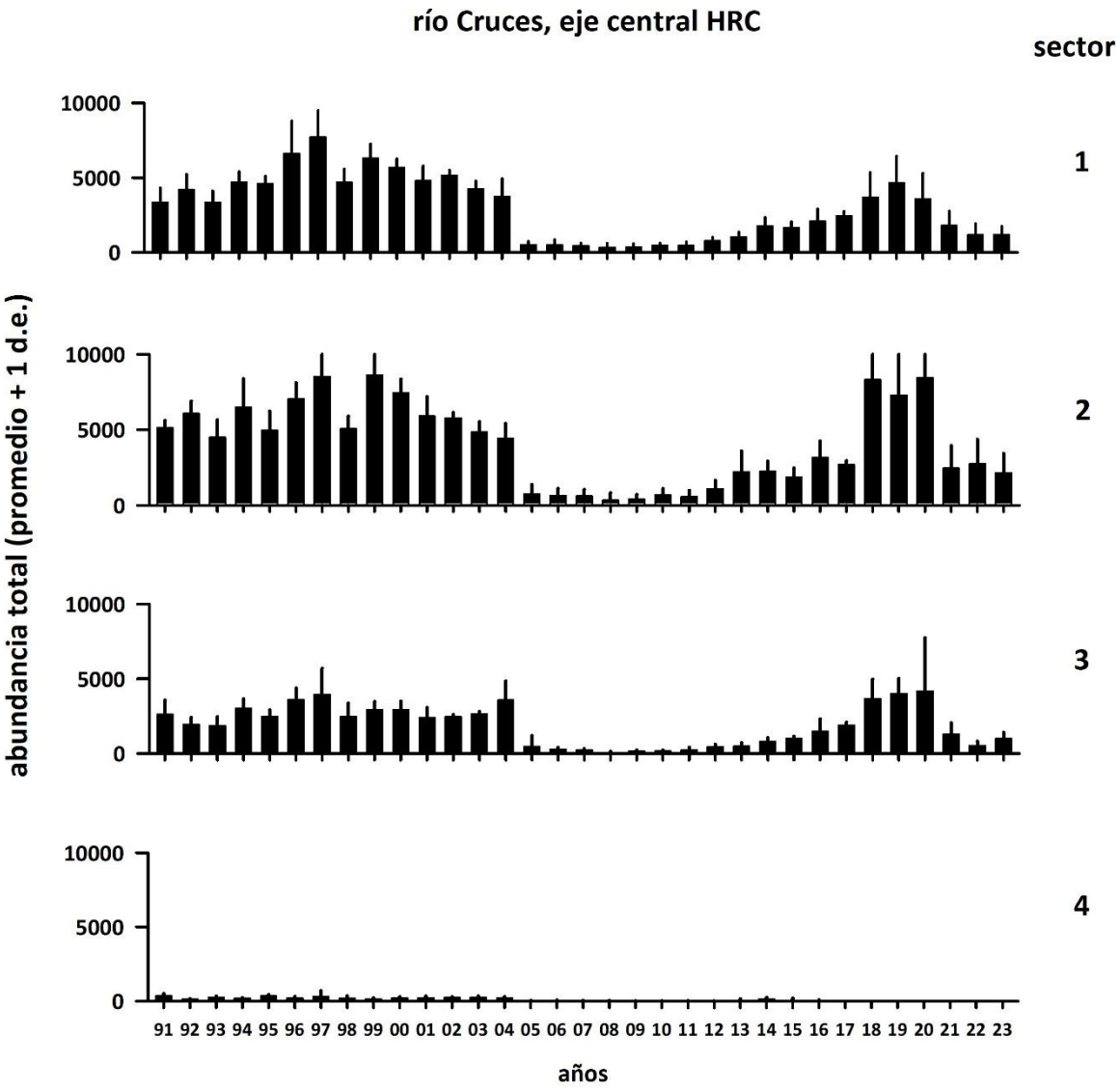


Figura 4.6.5. Variabilidad inter anual de la abundancia total de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC (enero 1991 a diciembre 2023). Los promedios están basados en los doce datos mensuales de cada año. Fuente de datos: CONAF.

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. 4.6.1), durante el período enero 1991 – diciembre 2023. 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. 4.6.1).

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*. 2.000 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. 4.6.6 y 4.6.7). A partir del año 2012, las abundancias de los cisnes aumentaron sostenida y significativamente ($p<0,05$) hasta los años 2019 y 2020 (promedios cercanos *ca.* 13.000 individuos para cada uno de esos años), para luego disminuir significativamente a *ca.* 5.200, 3.600 y 3.700 cisnes como promedio anual para los años 2021, 2022 y 2023, respectivamente (Fig. 4.6.6 y 4.6.7).

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.* 8.000 y 15.300 aves (años 1998 y 1999, respectivamente); durante el año 2005, ese valor promedio cayó abruptamente a *ca.* 1.100 aves, posterior al 2005 a menos de 500 aves, situación que se mantuvo hasta los años 2013 y 2014, con abundancias promedios más bajas durante los años 2009 y 2011 (94 y 88 taguas promedio/mes) (Fig. 4.6.6). Desde el año 2018 la abundancia aumento hasta cerca de 6.140 aves, posterior la población de taguas disminuyó gradualmente a 515 individuos el año 2022 y 437 el año 2023 (Fig. 4.6.6). Durante los dos primeros períodos de estudio (1991 - 2004 y 2005 - 2017), las abundancias promedio anuales de las taguas no mostraron tendencias inter anuales significativas ($p>0,05$), sin embargo, durante el tercer periodo (2018 - 2023) estas abundancias disminuyeron significativamente ($p<0,05$) (Fig. 4.6.7).

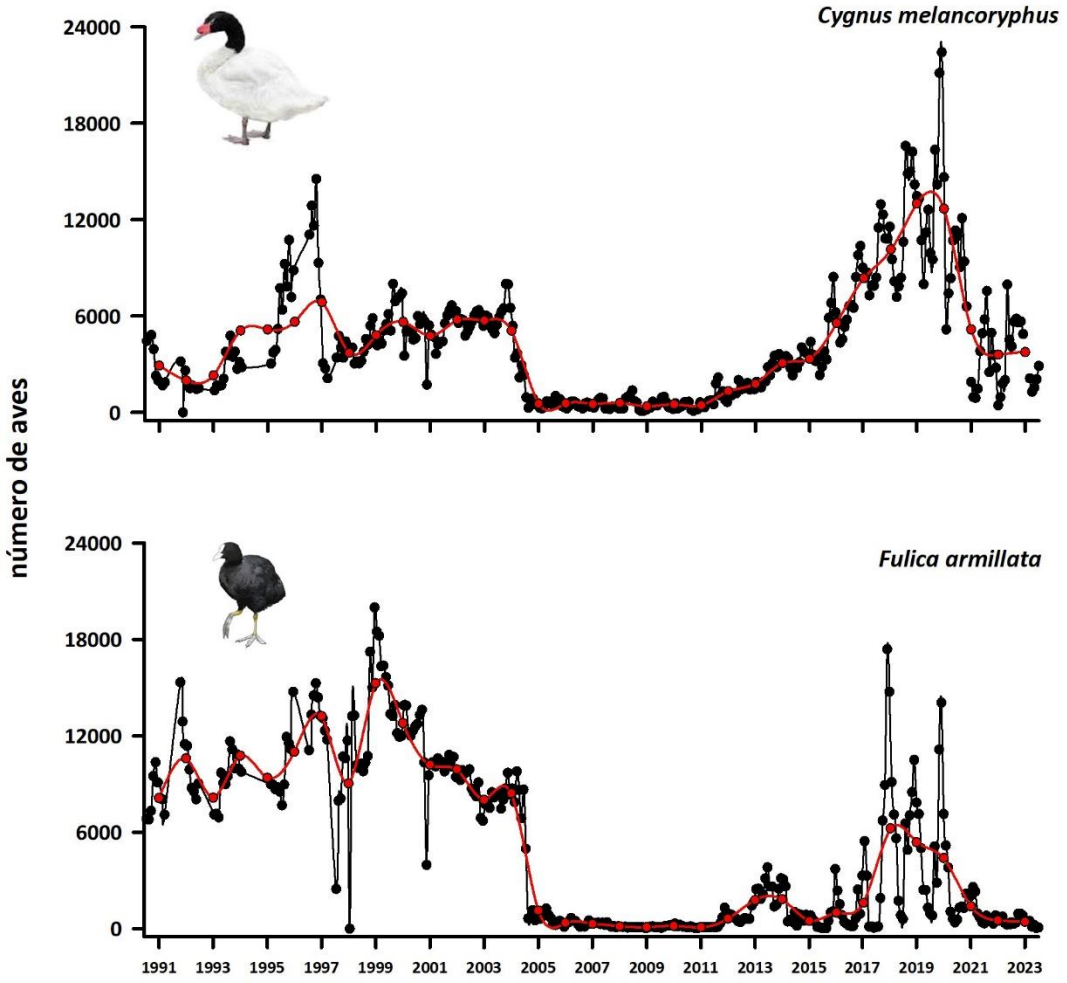


Figura 4.6.6. Variabilidad intra (puntos negros) e inter anual (puntos rojos) en el número de ejemplares de *C. melancoryphus* y *F. armillata*, entre enero del año 1991 y diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

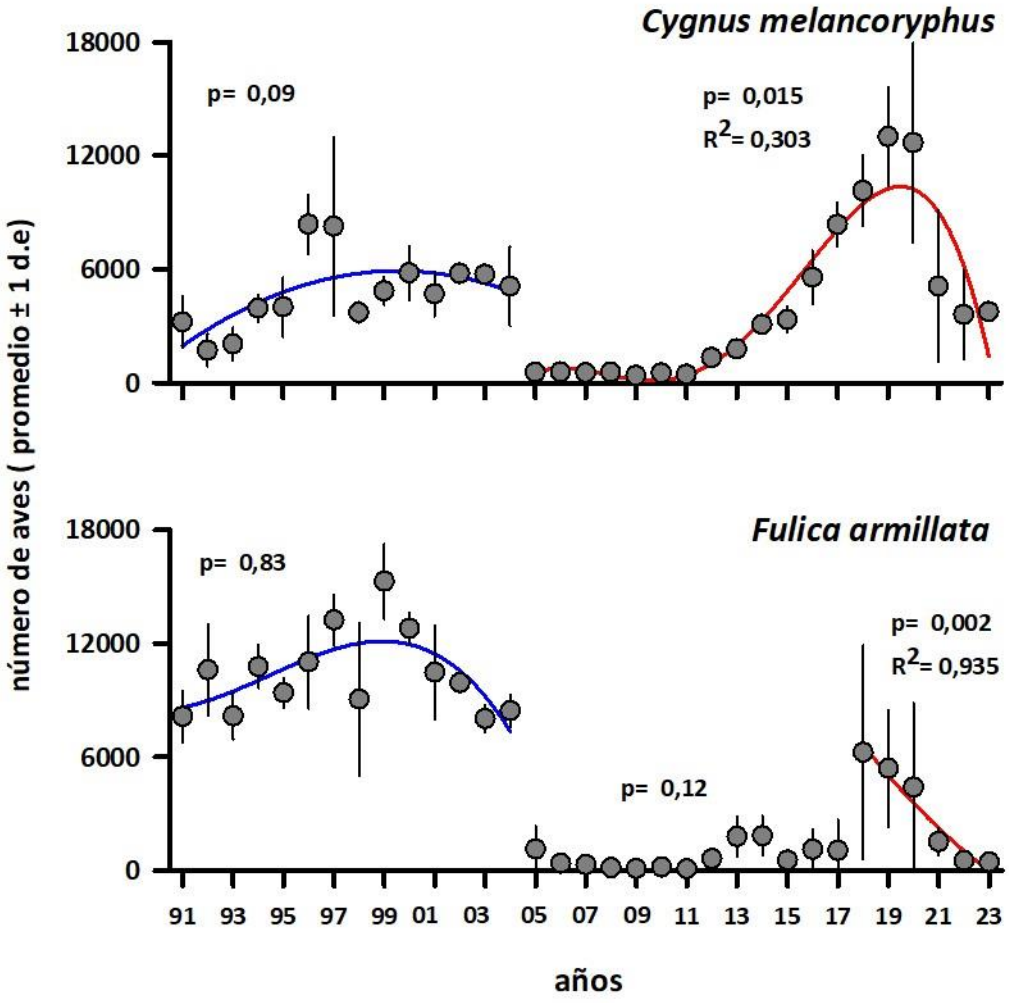


Figura 4.6.7. Variabilidad inter anual en el número de ejemplares de *C. melancoryphus* y *F. armillata*, entre los años 1991 y 2023. Análisis de regresión para la data 1991 - 2004 y 2012 - 2023. Las líneas rojas indican tendencias significativas ($p<0,05$), las azules no presentan significancia estadística ($p>0,05$). 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. 4.6.8), durante el período enero 1991 - diciembre 2023.

Garza cuca

Durante el período 1991 - 2004, la abundancia promedio anual de la Garza cuca varió entre *ca.* 12 y 36 aves (año 1994 para el primer valor y 2004, para el segundo) (Fig. 4.6.8). Durante el segundo período (2005 - 2012), los rangos promedios anuales en las abundancias de esta especie, fueron más altos que los registrados para el primer período: *ca.* 23 a 32 aves (años 2008 y 2009, respectivamente) (Fig. 4.6.8), a su vez el tercer periodo (2013 – 2023) presentó las mayores abundancias promedio anual: *ca*. 29 a 66 aves (años 2021 y 2018, respectivamente). Por su parte, durante este año la abundancia de las garzas cuca fluctuó entre 18 y 61 aves (mayo y octubre, respectivamente) (Fig. 4.6.8).

La abundancia poblacional de la Garza cuca incrementó significativamente ($p<0,05$) durante el primer periodo (1991 - 2004) (Fig. 4.6.9). Aun cuando, durante los dos periodos siguientes el número de aves fue mayor, ese aumento no fue sostenido en el tiempo (a diferencia del primero) (Fig. 4.6.9).

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. 4.6.8). Durante el segundo período (2005 - 2012), el rango promedio anual en las abundancias de esta garza fue de *ca.* 33 y 62 aves (2007 y 2012, respectivamente), mientras que, durante el último periodo las abundancias promedio fluctuaron entre 22 y 56 aves, durante los años 2019 y 2013, respectivamente (Fig. 4.6.8). Durante este periodo de

monitoreo la población de garzas blanca grande presentó rangos entre 8 y 45 aves (diciembre y octubre, respectivamente)

Contrario a lo observado con la Garza cuca, la abundancia poblacional de la Garza blanca grande disminuyó significativamente ($p<0,05$) durante el período 1991 - 2004 (con los valores más bajos registrados entre los años 1996 y 2001); por el contrario, para los siguientes periodos, no se detectó una tendencia significativa en el tiempo ($p>0,05$) (Fig. 4.6.9).

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. 4.6.8). Durante el segundo período (2005 - 2012), los rangos promedios anuales en las abundancias de esta garza, fueron más altos que durante el primer período: *ca.* 21 - 52 aves, durante los años 2007 y 2009, respectivamente (Fig. 4.6.8). Durante el último periodo (2013 – 2023) el número de aves promedio fluctuó entre 13 y 84 individuos (los años 2019 y 2022, respectivamente) y el 2023 entre 8 y 62 aves (diciembre y enero, respectivamente) (Fig. 4.6.8).

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, 2005 – 2012 y 2013 - 2023) (Fig. 4.6.9). No obstante, una re - evaluación de los datos del segundo período e incluyendo solo la data 2012 - 2023, muestra una tendencia significativa a la baja de esta especie hasta los años 2018 y 2019, para luego volver a aumentar hasta el año 2022 (similar a lo observado para la Garza blanca grande) (Fig. 4.6.9).

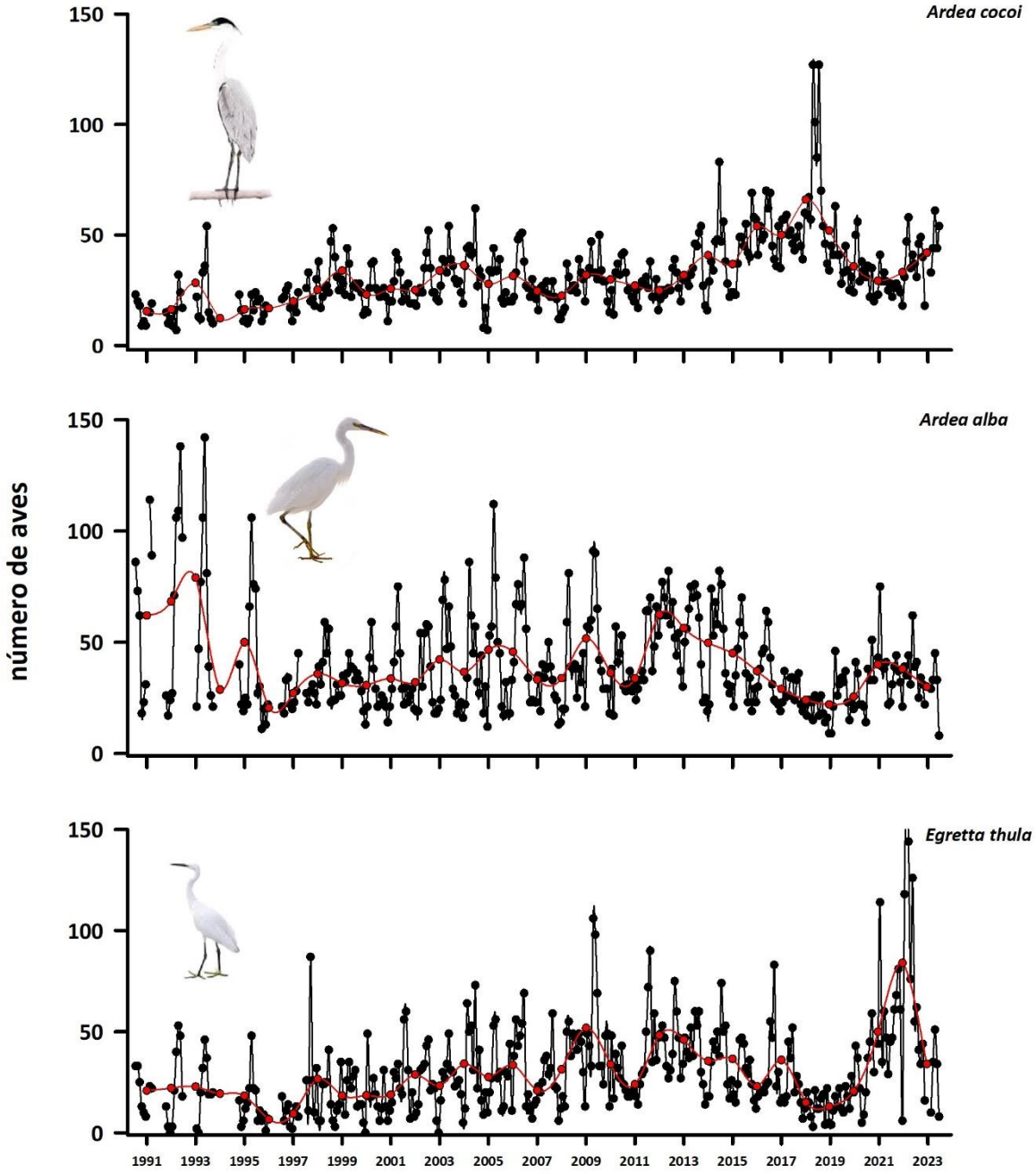


Figura 4.6.8. Variabilidad intra (puntos negros) e inter anual (puntos rojos) en el número de individuos de *A. cocoi, A. alba y E. thula* entre enero del año 1991 y diciembre del año 2023. Fuente de datos: CONAF.

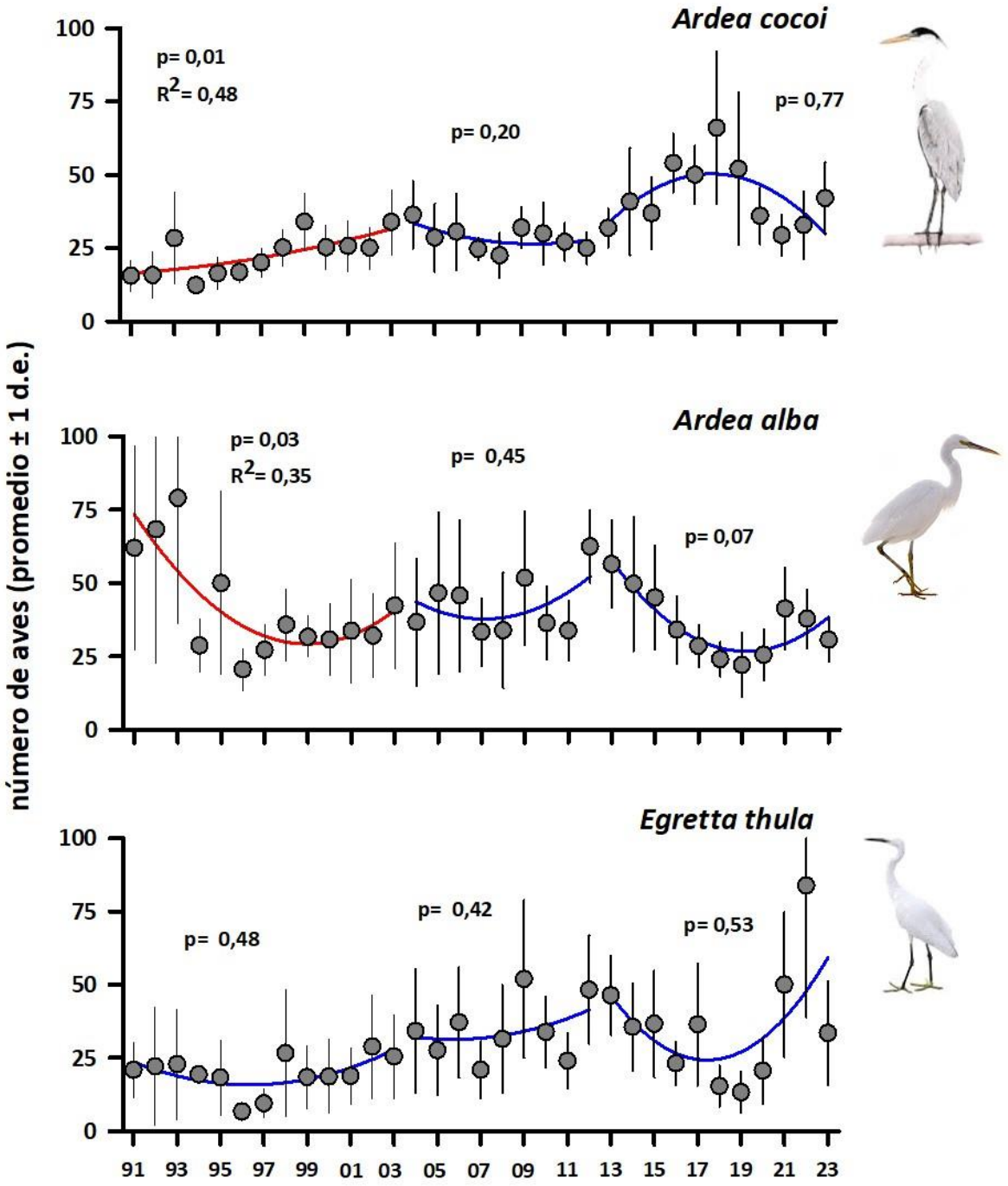


Figura 4.6.9. Variabilidad inter anual en el número de ejemplares de *A. cocoi, A. alba y E. thula*, entre los años 1991 y 2023. Análisis de regresión para la data 1991 – 2004; 2005 – 2012 y 2013 - 2023. Las líneas rojas indican tendencias significativas (p<0,05), las azules no presentan significancia estadística (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. 4.6.10). 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. 4.6.10). El aumento de cisnes en el río Cayumapu, duró hasta el año 2013 (Fig. 4.6.10), cuando ya se había iniciado la recuperación gradual de esta ave en el HRC luego de los cambios ambientales anteriormente referidos. La Figura 4.6.10, también muestra la notoria disminución de cisnes durante el año 2021, coincidente con la disminución de la cobertura de Luchecillo en gran parte del HRC, principalmente en los sectores del eje central del HRC (1, 2 y 3), pero no así en los sectores 5 y 6 (San Antonio y río Cayumapu, correspondientemente) (Fig. 4.6.10), lo que sugiere que estos lugares pueden ser 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, desde el año 2018 y su posterior expansión, hacia ríos tributarios a partir de ese año.

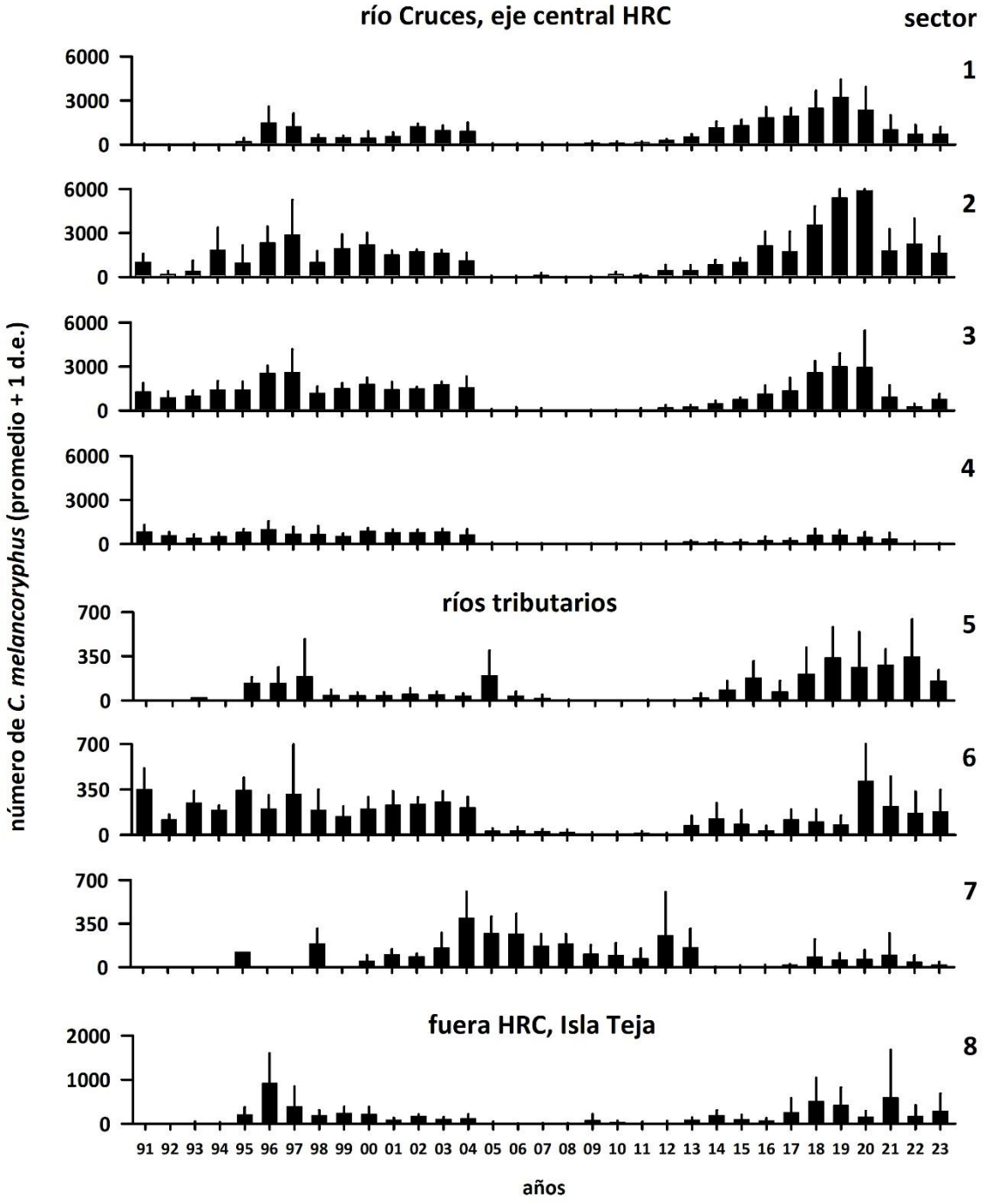


Figura 4.6.10. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Cygnus melancoryphus* en siete sectores ubicados dentro del HRC y uno fuera del mismo (Isla Teja), durante el período enero 1991 – diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

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. 4.6.11). Luego de ocurridos los cambios ambientales del año 2004, las taguas desaparecieron de prácticamente 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. 4.6.11). La Figura 4.6.11, también muestra que, durante el año 2021, la abundancia de taguas disminuyó en todo el HRC, situación que se mantiene al presente año y que durante el período 2007 – 2023, el número de taguas en el sector 8 (Isla Teja) ha sido muy bajo (inferior a 100 aves).

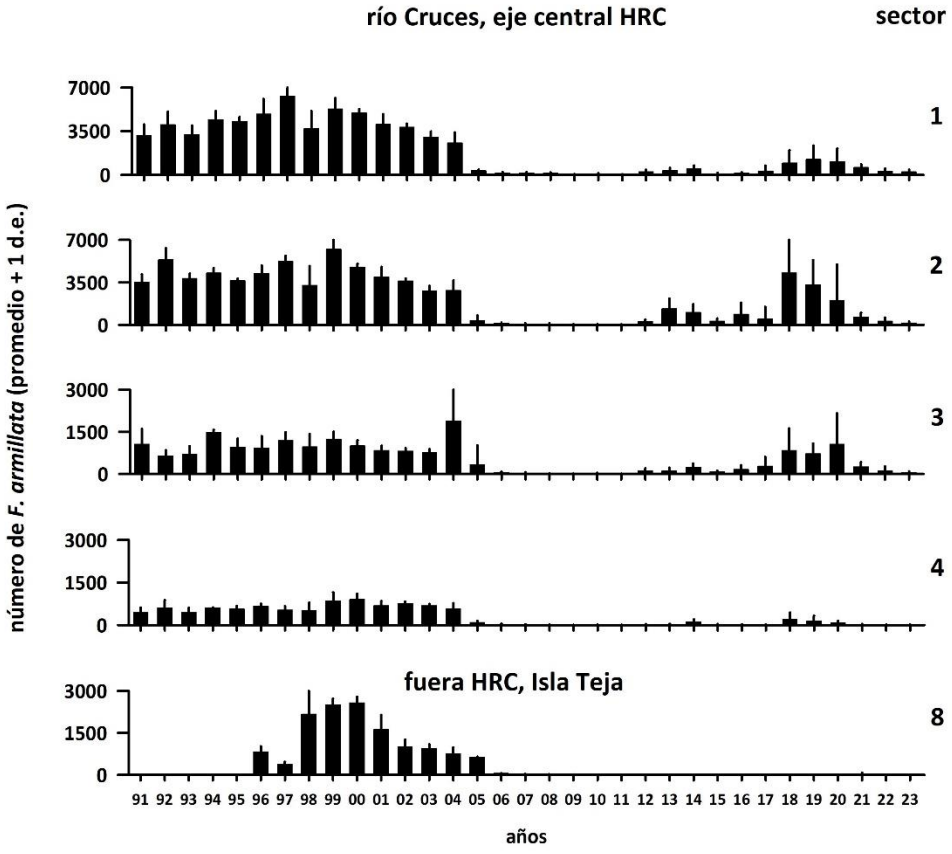


Figura 4.6.11. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Fulica armillata* en cuatro sectores ubicados dentro del HRC (1 a 4) y uno fuera del mismo (Isla Teja), durante el período enero 1991 – diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

Abundancia de aves acuáticas carnívoras en diferentes sectores del HRC (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 4.6.12 a 4.6.14 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 todos los sectores del eje central del HRC (Fig. 4.6.12). Posterior, 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. 4.6.12), sin embargo, el año 2023 se registró un aumento en las poblaciones de esta ave, pero solo en los sectores 2 y 3. Por su parte, en los sectores 1 y 4 la abundancia de esta ave no presentó variabilidad temporal durante todo el periodo de estudio (Fig. 4.6.12).

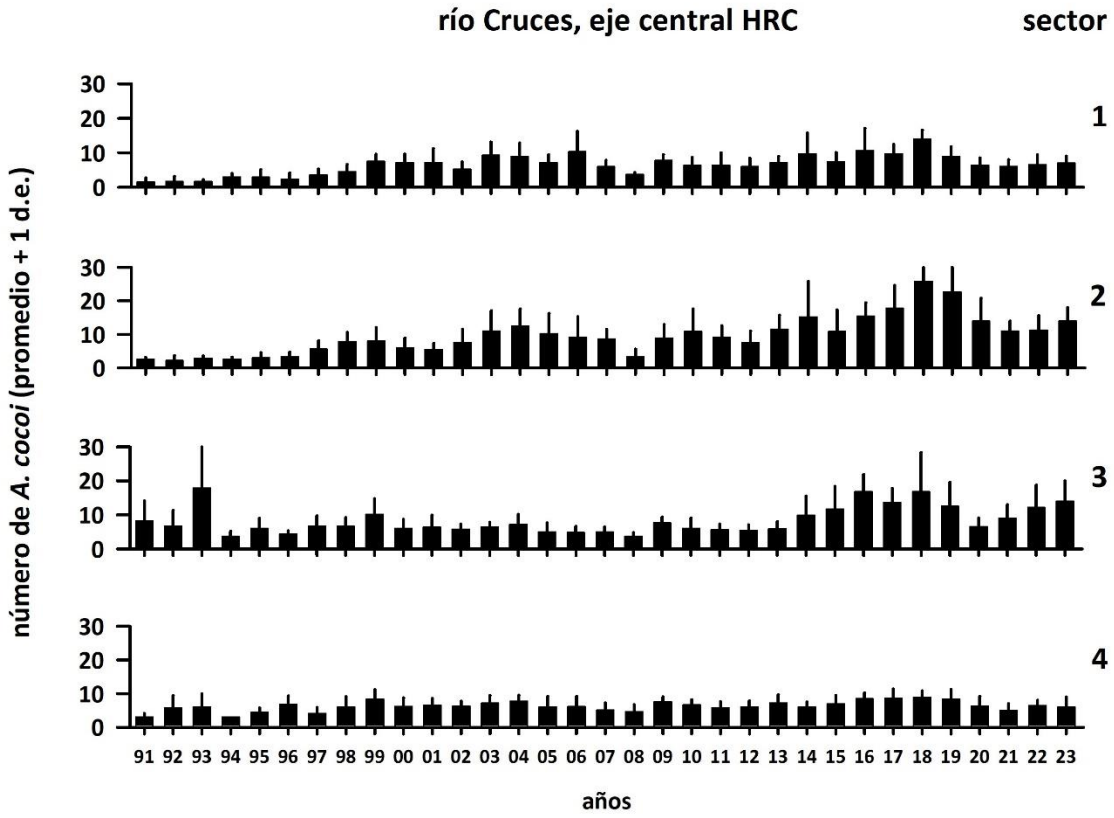


Figura 4.6.12. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Ardea cocoi* en cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

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. 4.6.13). Desde ese período a la fecha, las abundancias de esta garza no han mostrado tendencias inter anuales marcadas (Fig. 4.6.13).

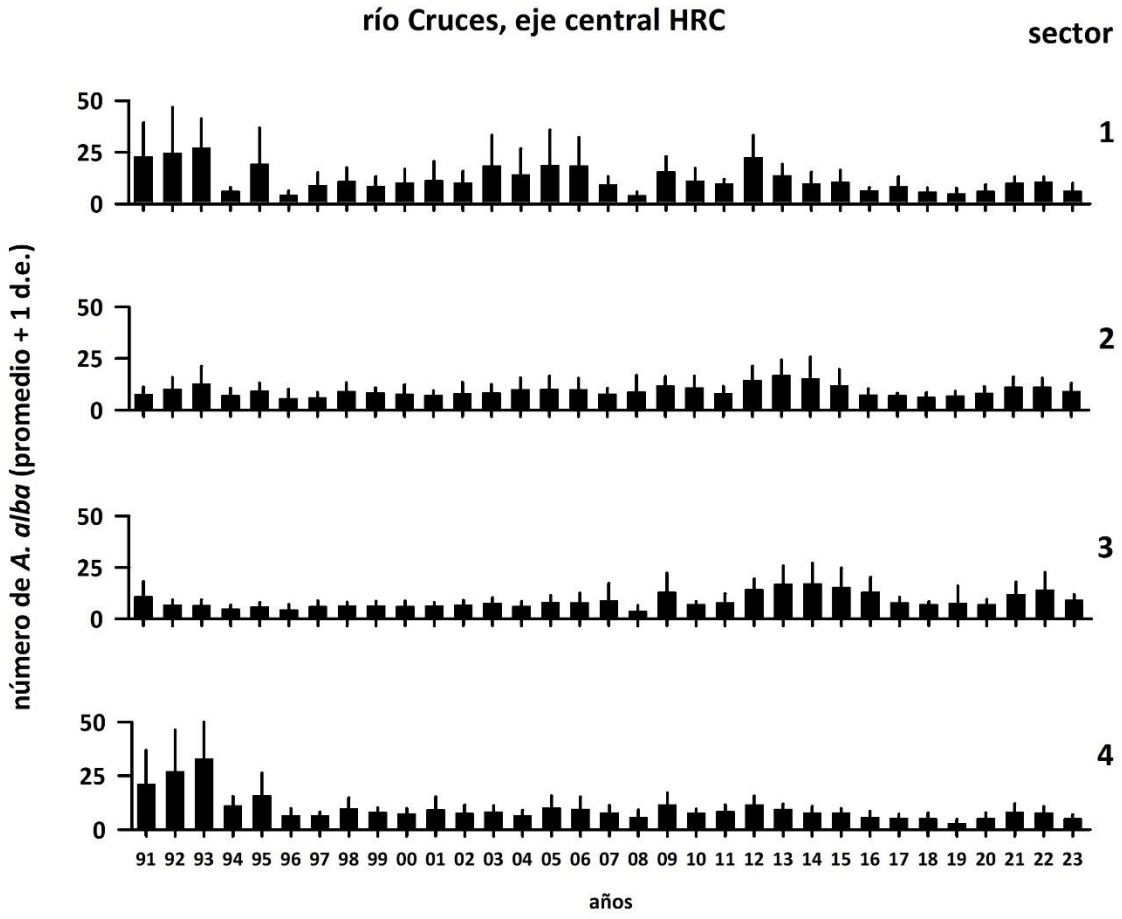


Figura 4.6.13. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Ardea alba* en cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

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. 4.6.14). Con posterioridad a ese año, las abundancias de esta garza han sido similares en los sectores 1 a 4 con una leve tendencia inter anual al alza, con aumentos importantes en el número de esta ave en los sectores 1, 2 y 3, durante el año 2022 (22, 34 y 29 aves promedio anual, respectivamente), abundancia que disminuyo el año 2023 (Fig. 4.6.14).

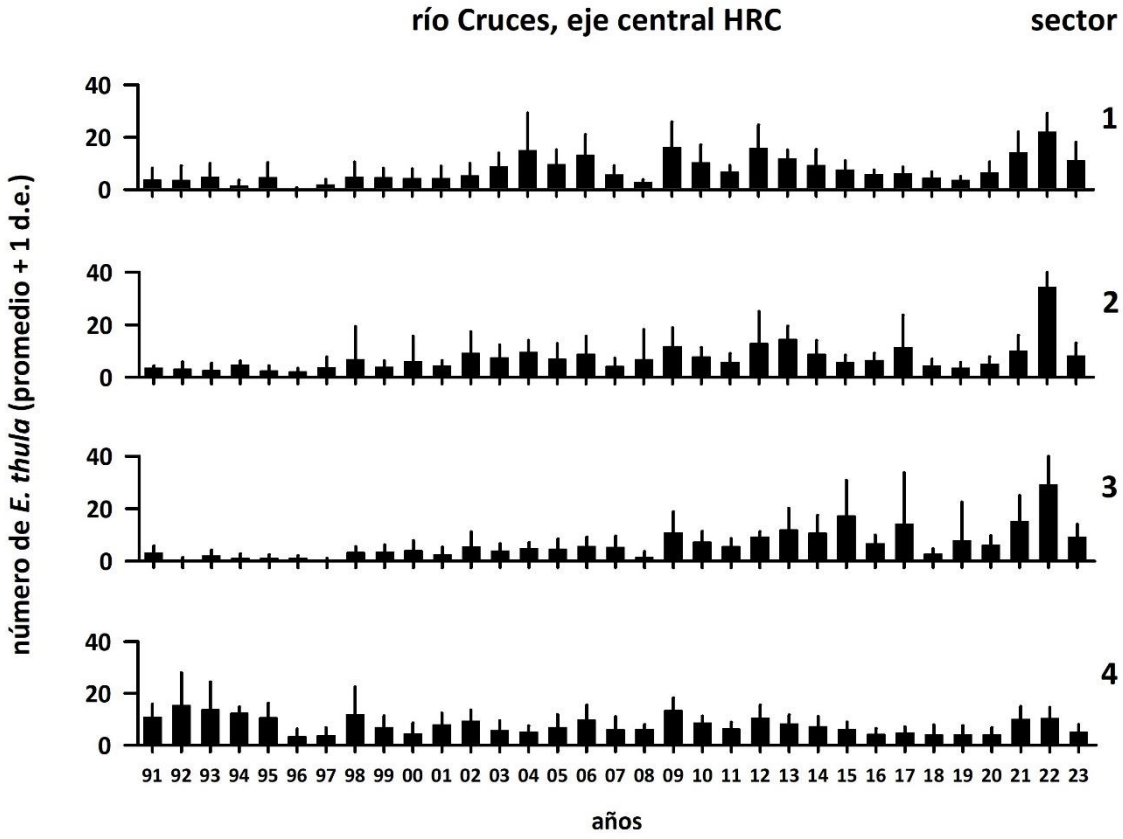


Figura 4.6.14. Variabilidad inter anual de la abundancia de *Egretta thula* en los cuatro sectores del eje central del HRC, durante el período enero 1991 – diciembre 2023. Fuente de datos: CONAF.

4.6.2. DATA UACh (PERIODICIDAD ESTACIONAL (NOVIEMBRE 2015 - MARZO 2022) Y MENSUAL (MAYO 2022 – DICIEMBRE 2023) (*)

Distribución espacial y abundancia de avifauna acuática (21 sitios del HRC)

Aves acuáticas herbívoras

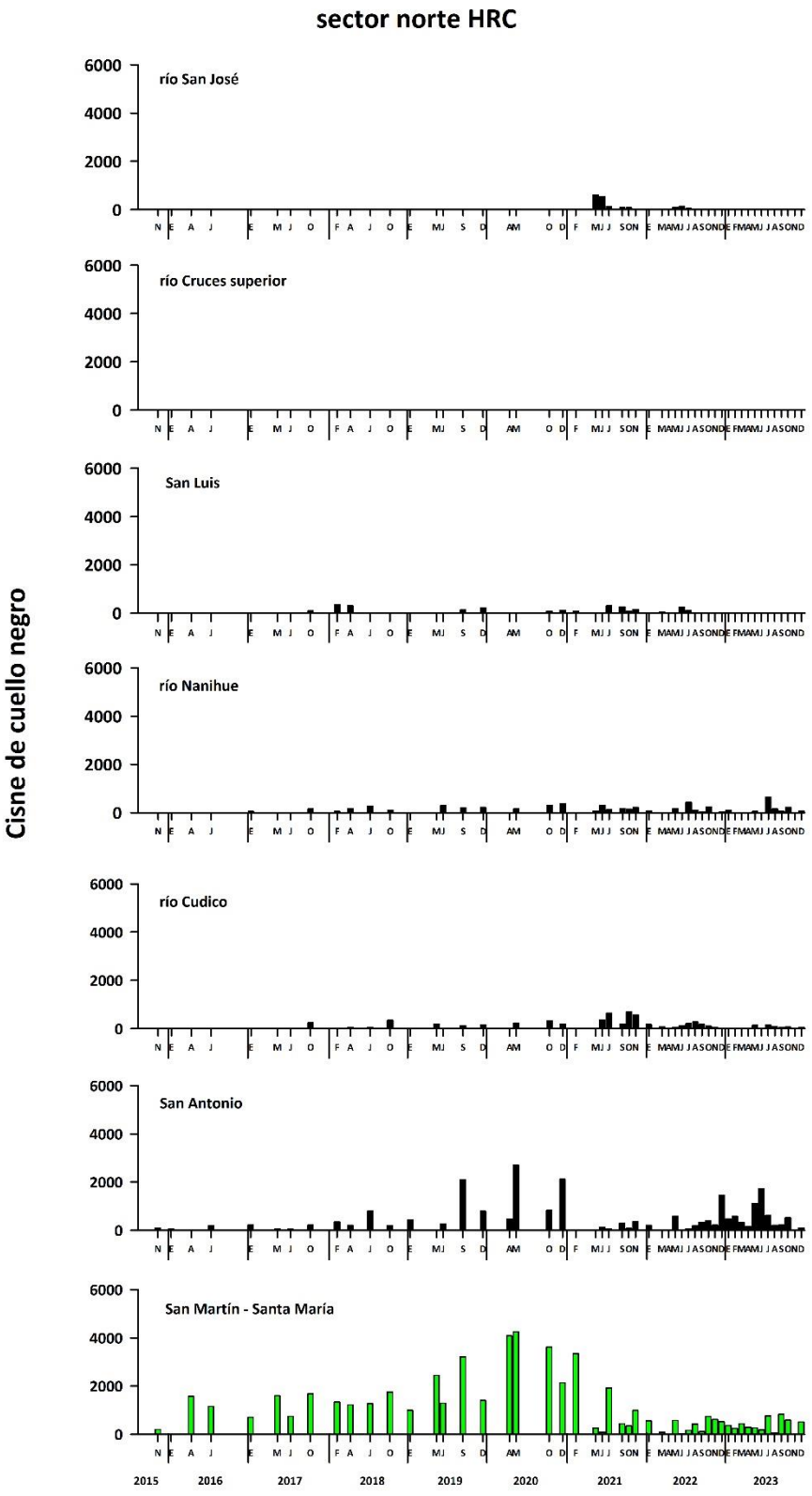
Cisnes

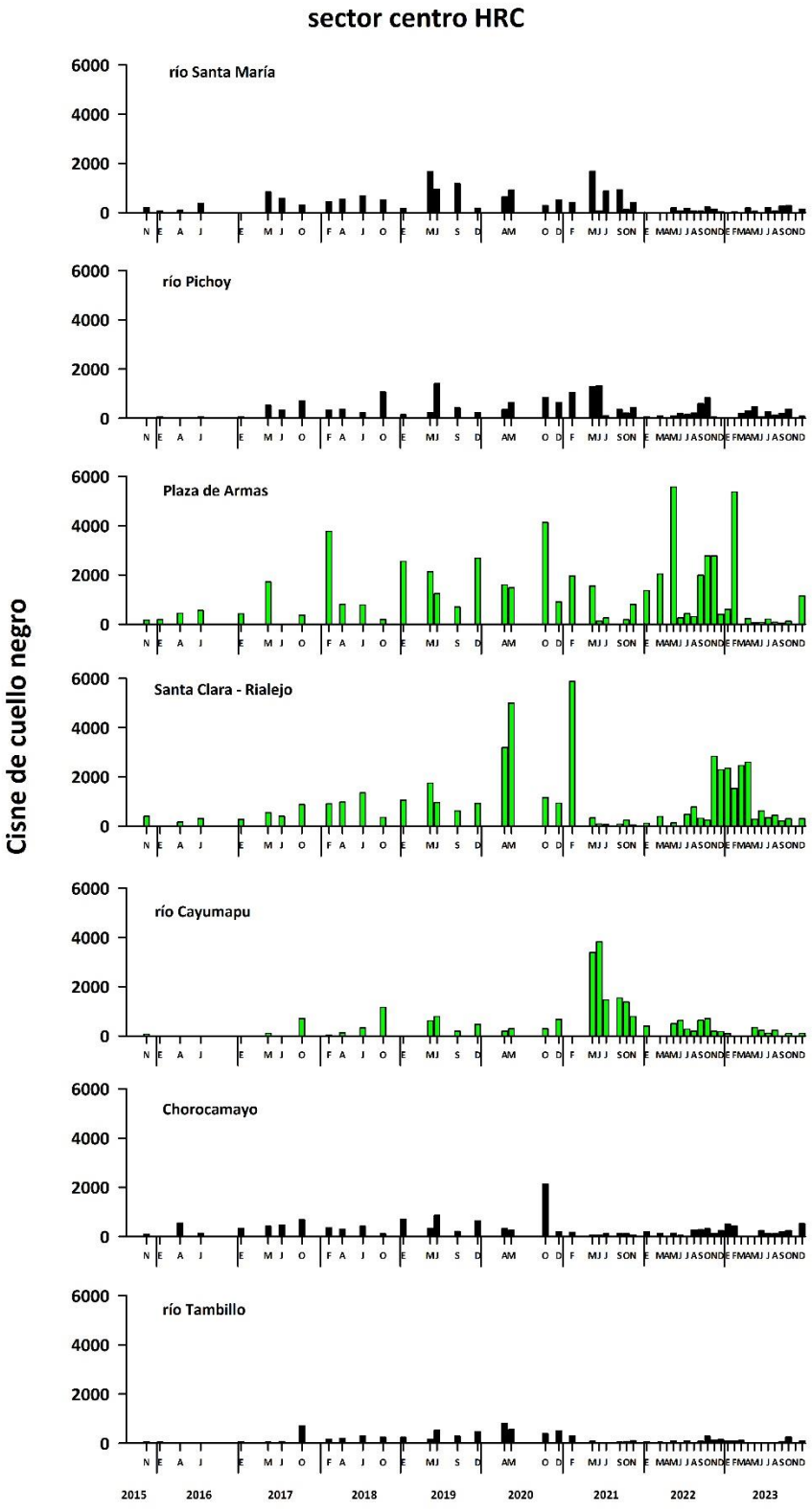
Durante el período noviembre 2015 – diciembre 2023, los sitios donde se estimaron las abundancias más altas de cisnes de cuello negro (barras verdes en Fig. 4.6.15), fueron San Martín & Santa María (*ca.* 4.000 aves durante el año 2020), Santa Clara & Rialejo (*ca.* 5.000 - 6.000 aves durante el año 2020 e inicios del 2021, respectivamente), Plaza de Armas (*ca.* 4.000 aves durante los años 2018 y 2020 y aproximadamente 5.000 cisnes durante los

años 2022 y 2023) y Cayumapu (*ca.* 4.000 aves durante el año 2021), sectores norte y centro del HRC (Fig. 4.6.15). Durante todo el periodo de estudio, no se han detectado cisnes en el sitio río Cruces superior y muy pocos en el canal mareal Cau Cau (Fig. 4.6.15).

Taguas

El análisis de la Figura 4.6.16, muestra que, en primer lugar, las taguas tienen menor distribución espacial que los cisnes en el humedal, estando restringidas primariamente al eje central del HRC (Fig. 4.6.16). Los sitios donde se estimaron las abundancias más altas de taguas, fueron Santa Clara & Rialejo (*ca.* 3.000 aves durante mayo 2020), Plaza de Armas (*ca.* 3.000 aves durante mayo 2021), Punucapa (*ca*. 3.000 aves durante junio 2023) y La Dehesa & La Culebra (*ca.* 3.000 aves durante junio 2021), sectores centro y sur del HRC (Fig. 4.6.16). A la fecha de este informe, no se han registrado taguas en los sitios río Cruces superior, ríos Cudico y Nanihue y canal mareal Cau Cau (Fig. 4.6.16).


sector norte HRC
Cisne de cuello negro
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
6000
4000
2000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023


sector centro HRC
Cisne de cuello negro
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
6000
4000
2000
0
N E A J E M J O F A J O E MJ S D AM O D F MJ J SON E MAMJ JASOND EFMAMJ JASOND
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

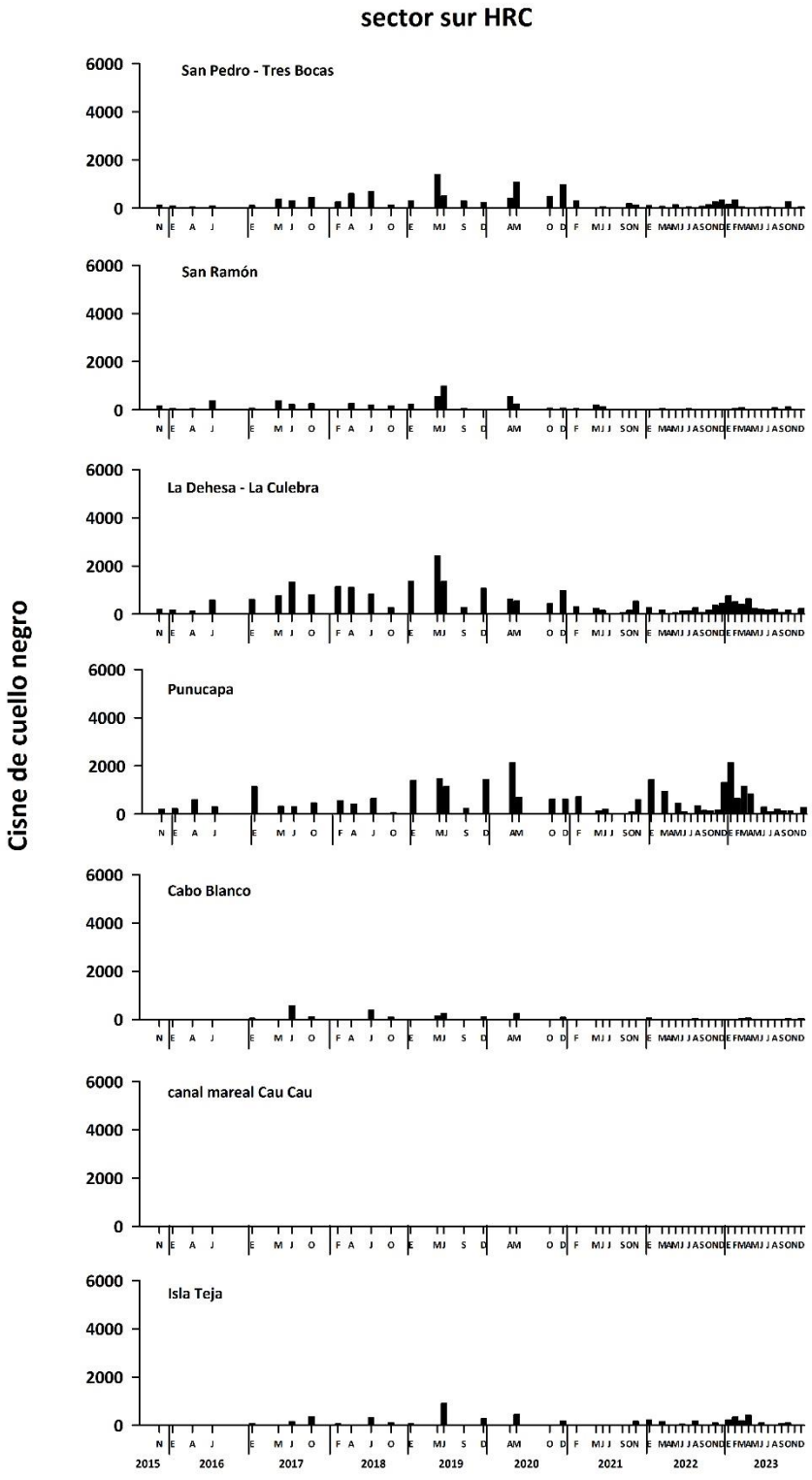
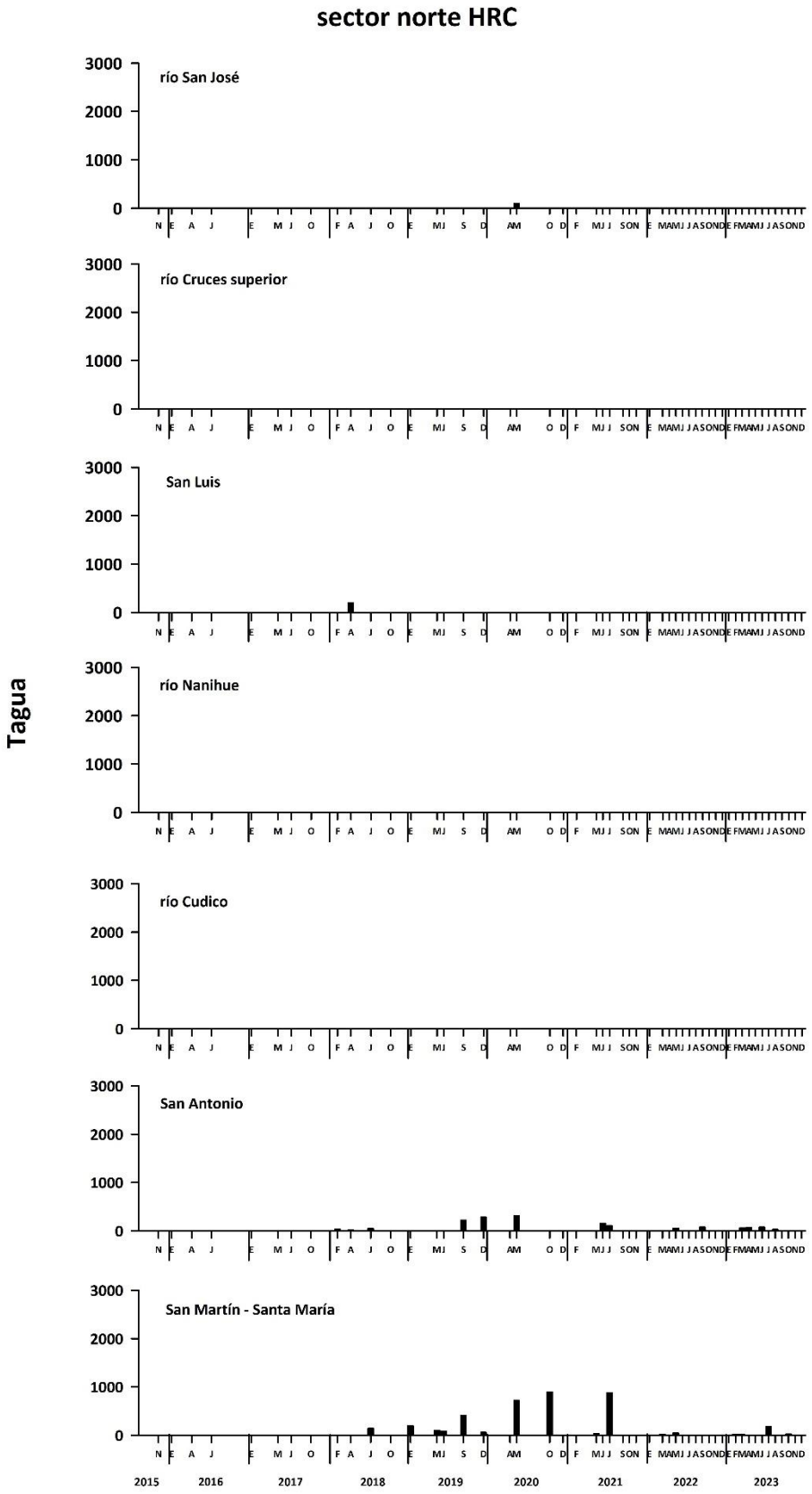
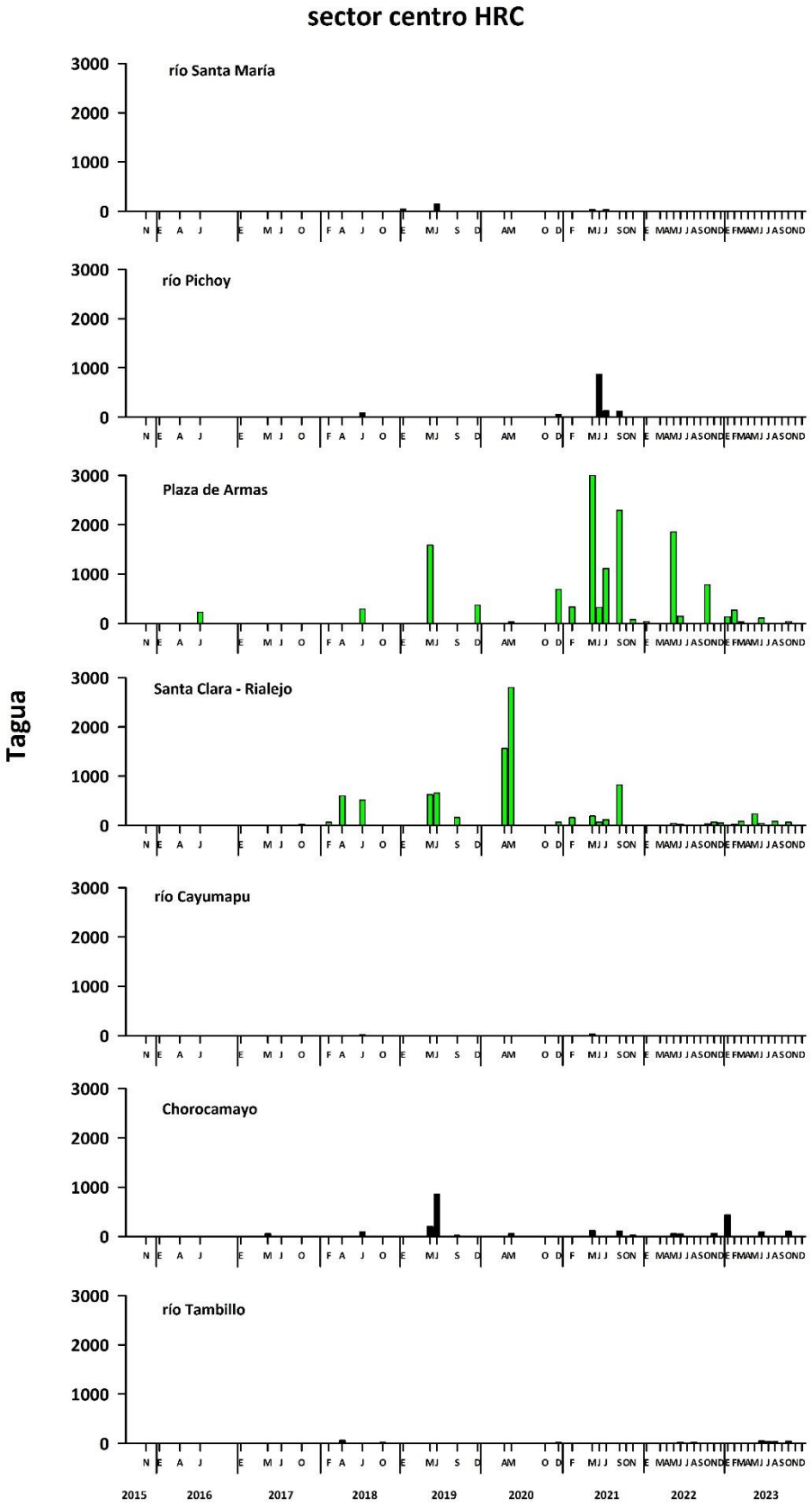


Figura 4.6.15. Abundancia y distribución espacial del Cisne de cuello negro en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2023 (n=48 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.


sector norte HRC
Tagua
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
3000
2000
1000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023


sector centro HRC
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
Tagua
3000
2000
1000
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

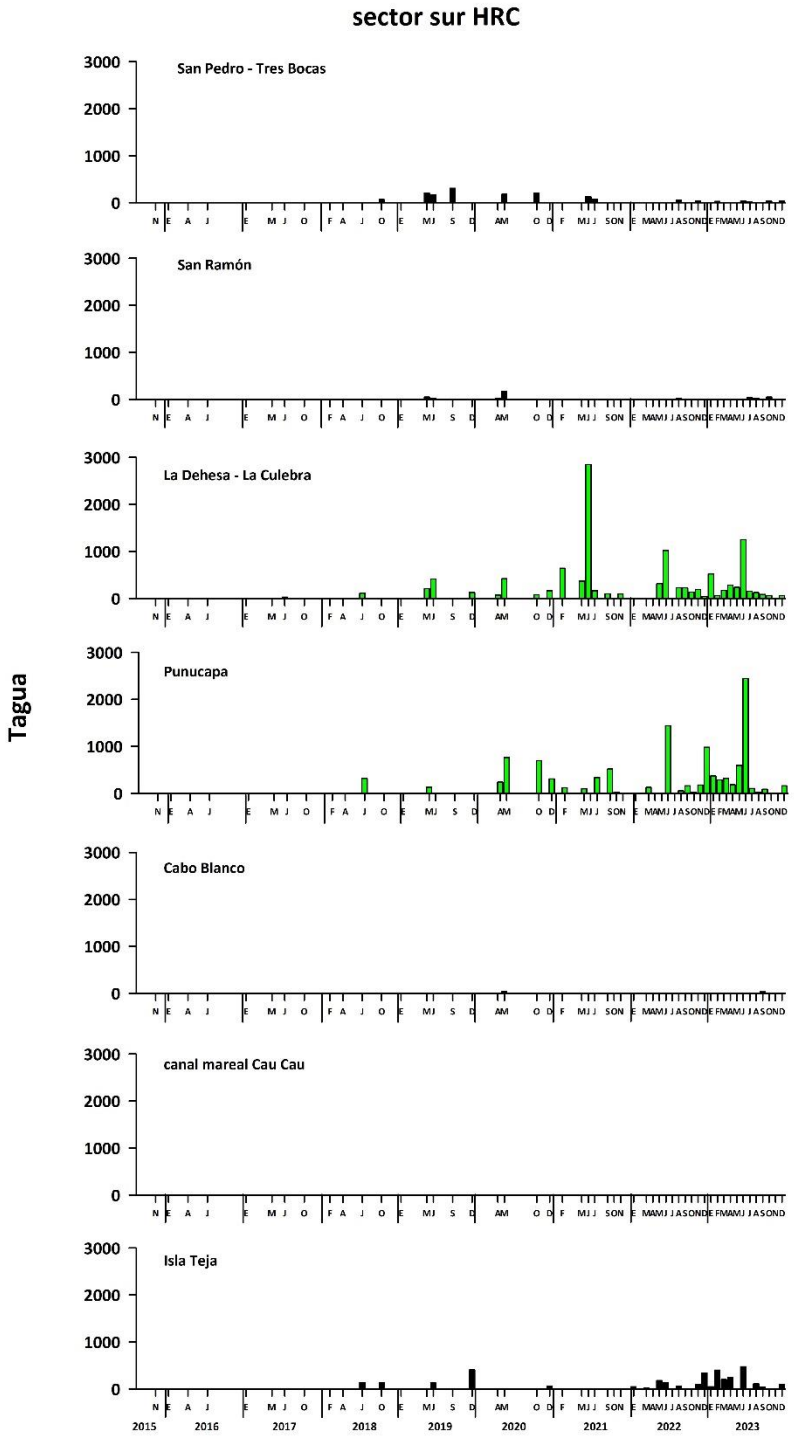


Figura 4.6.16. Abundancia y distribución espacial de la Tagua en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2023 (n=48 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

Aves acuáticas carnívoras

Garza cuca

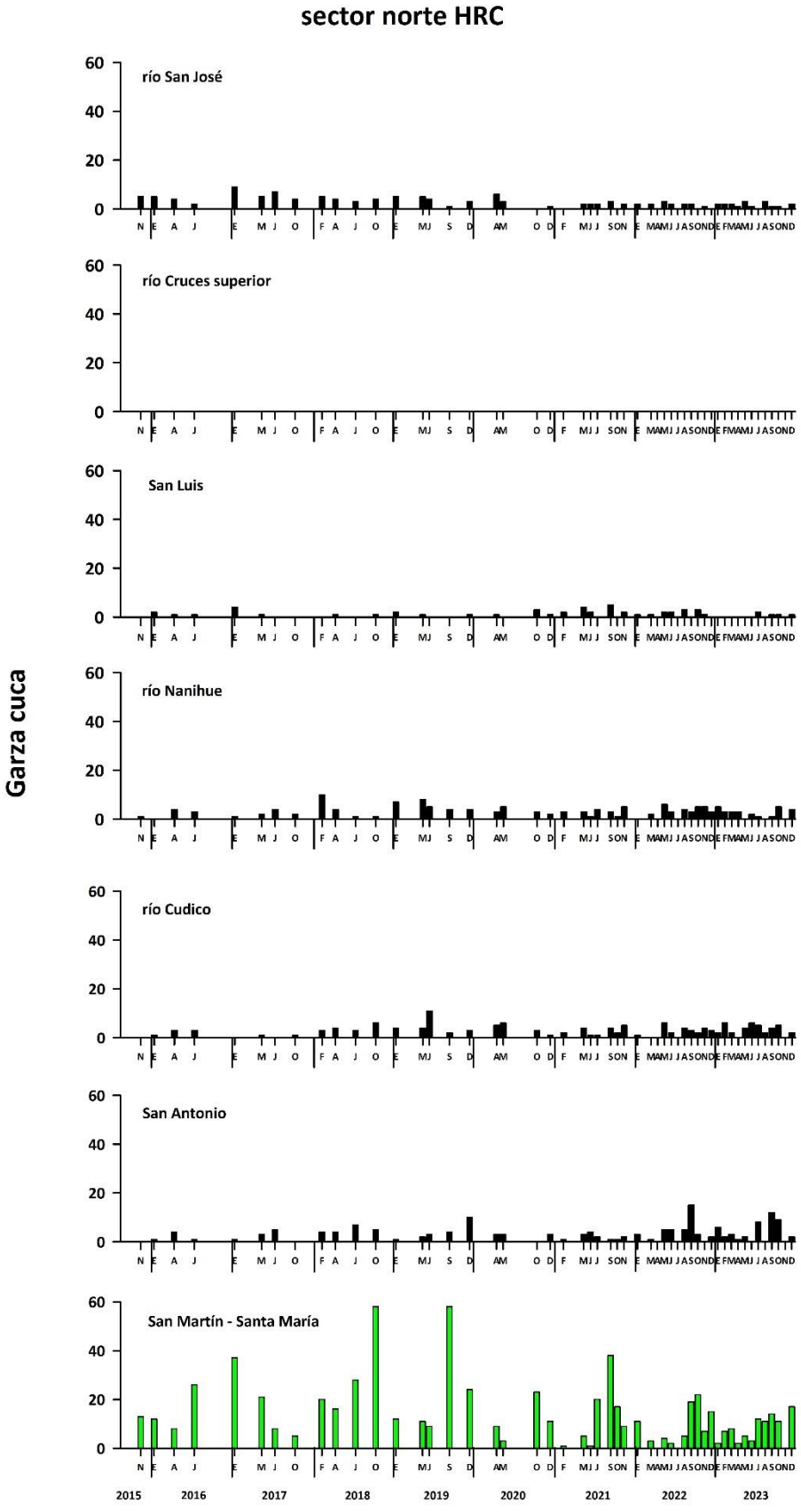
Durante el período noviembre 2015 - diciembre 2023, el sitio donde se estimaron las abundancias más altas de Garza cuca, fue San Martín & Santa María (*ca.* 60 aves durante octubre del año 2018 y septiembre del año 2019) (Fig. 4.6.17). Este es el sitio reconocido como área reproductiva de esta especie en el HRC. Le siguen los sitios río Santa María, Plaza de Armas, Pichoy y Cayumapu; lugares donde se contaron aproximadamente hasta 20 aves por censo (Fig. 4.6.17). Los sitios anteriormente mencionados han sido los de mayor ocurrencia de la Garza cuca durante todo el periodo de estudio, ubicados en los sectores norte y centro del HRC (Fig. 4.6.17).

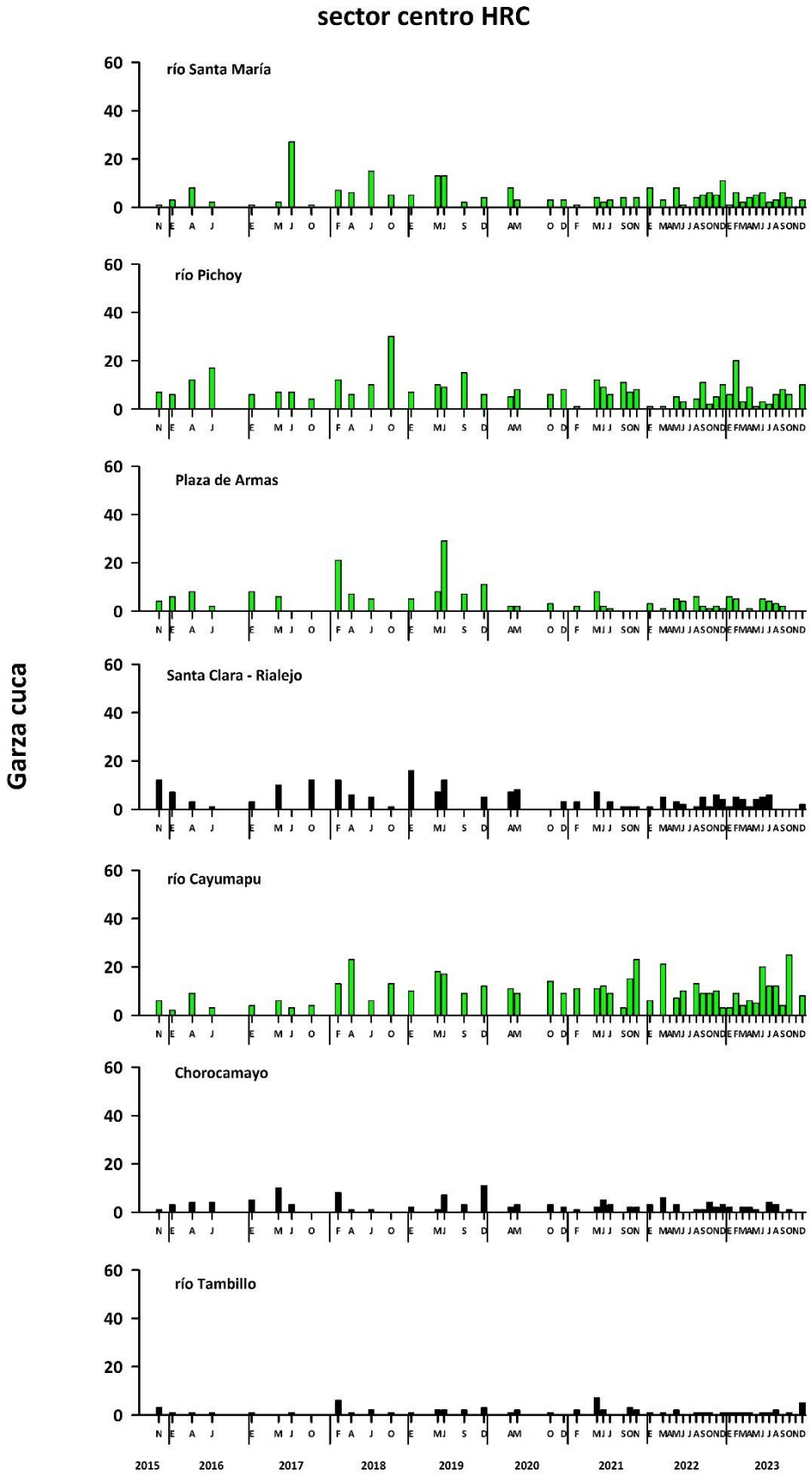
Garza blanca grande

Durante el período noviembre 2015 - diciembre 2023, los sitios donde se estimaron las abundancias más altas de la Garza blanca grande fueron San Martín & Santa María (*ca*. 30 aves en julio 2021), seguido de los sitios ríos Pichoy y Cayumapu (con valores más altos de 20 y 30 aves en enero y octubre del 2023, respectivamente) (Fig. 4.6.18). Los sitios anteriormente mencionados - fuera de ocurrir en ellos, las abundancias más altas de esta ave, han sido además los de mayor ocurrencia de la misma (Fig. 4.6.18). Se observa además un aumento sostenido de esta ave en el río Santa María desde agosto del año 2022 a la fecha.

Garza blanca chica

Los sitios San Martín & Santa María y Cayumapu son aquellos donde se han detectado las abundancias más altas de esta especie de garza (hasta *ca.* 75 aves durante agosto 2022 en el primer sitio y 120 garzas en el segundo durante julio 2022) (Fig. 4.6.19). Es interesante destacar que, durante mayo 2022, se registró un total de 145 garzas chicas en el sitio Punucapa, situación puntual que no se ha vuelto a repetir (Fig. 4.6.19).


sector norte HRC
Garza cuca
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
0
20
40
60
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023


sector centro HRC
Garza cuca
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
0
20
40
60
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

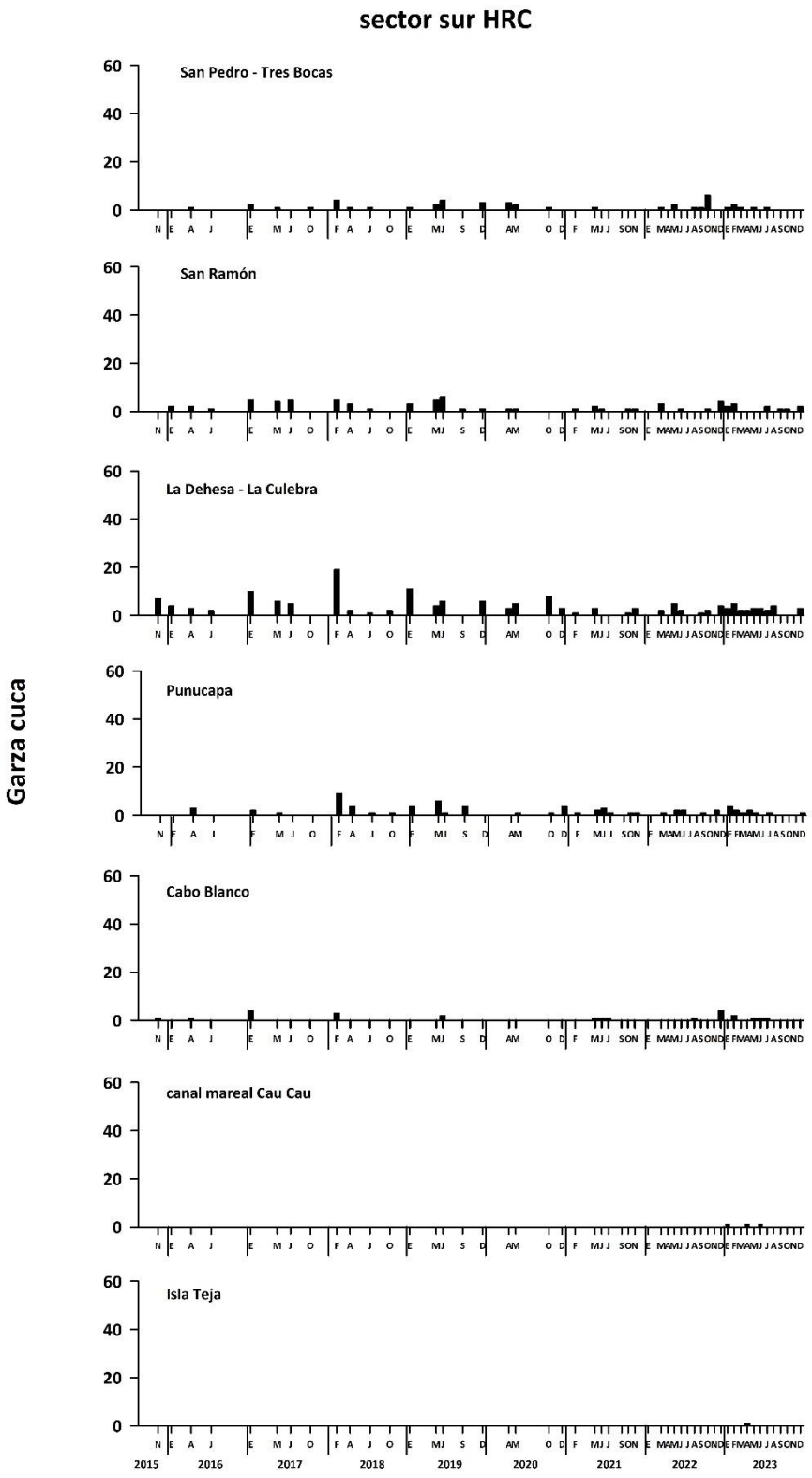
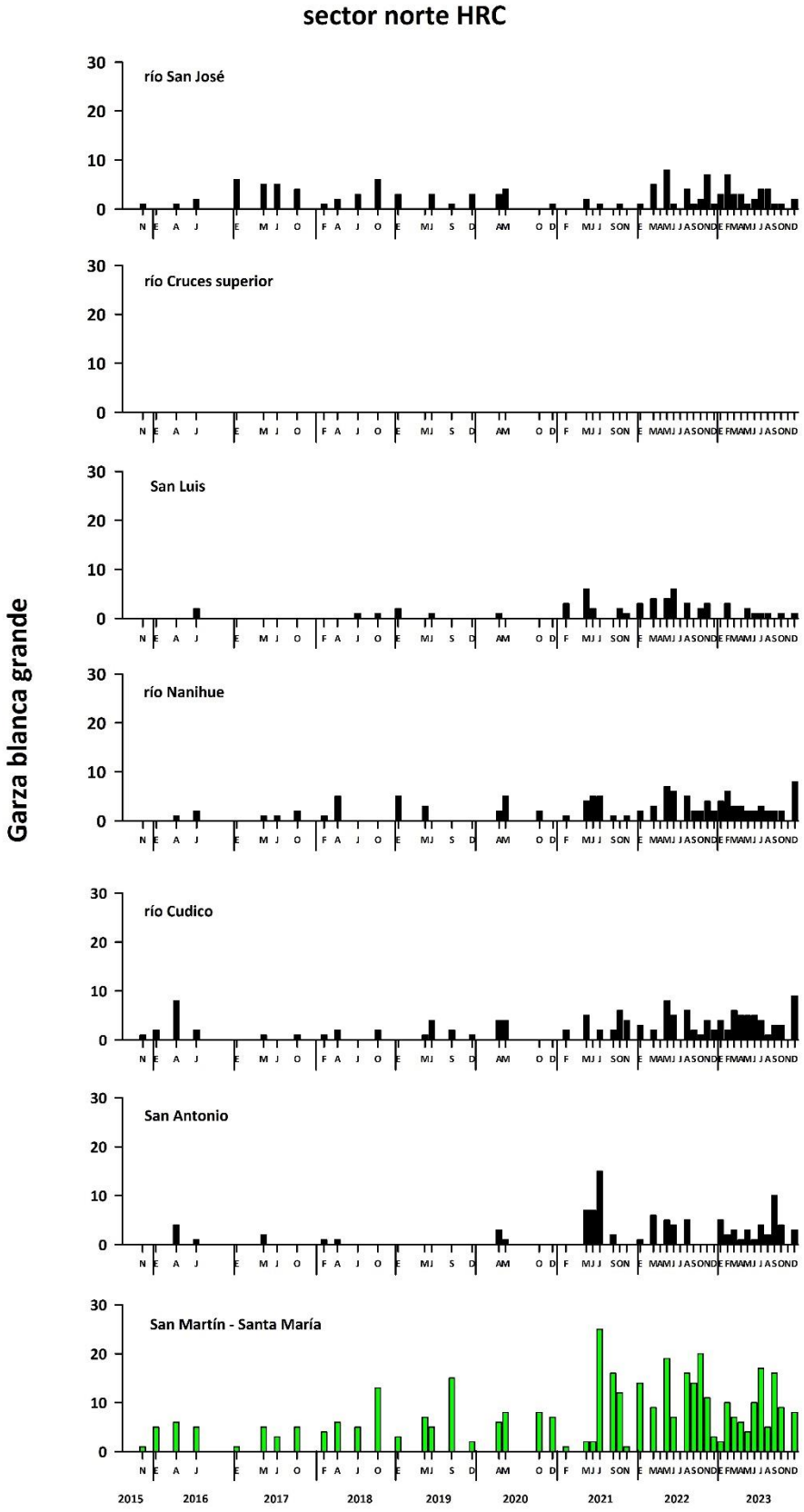
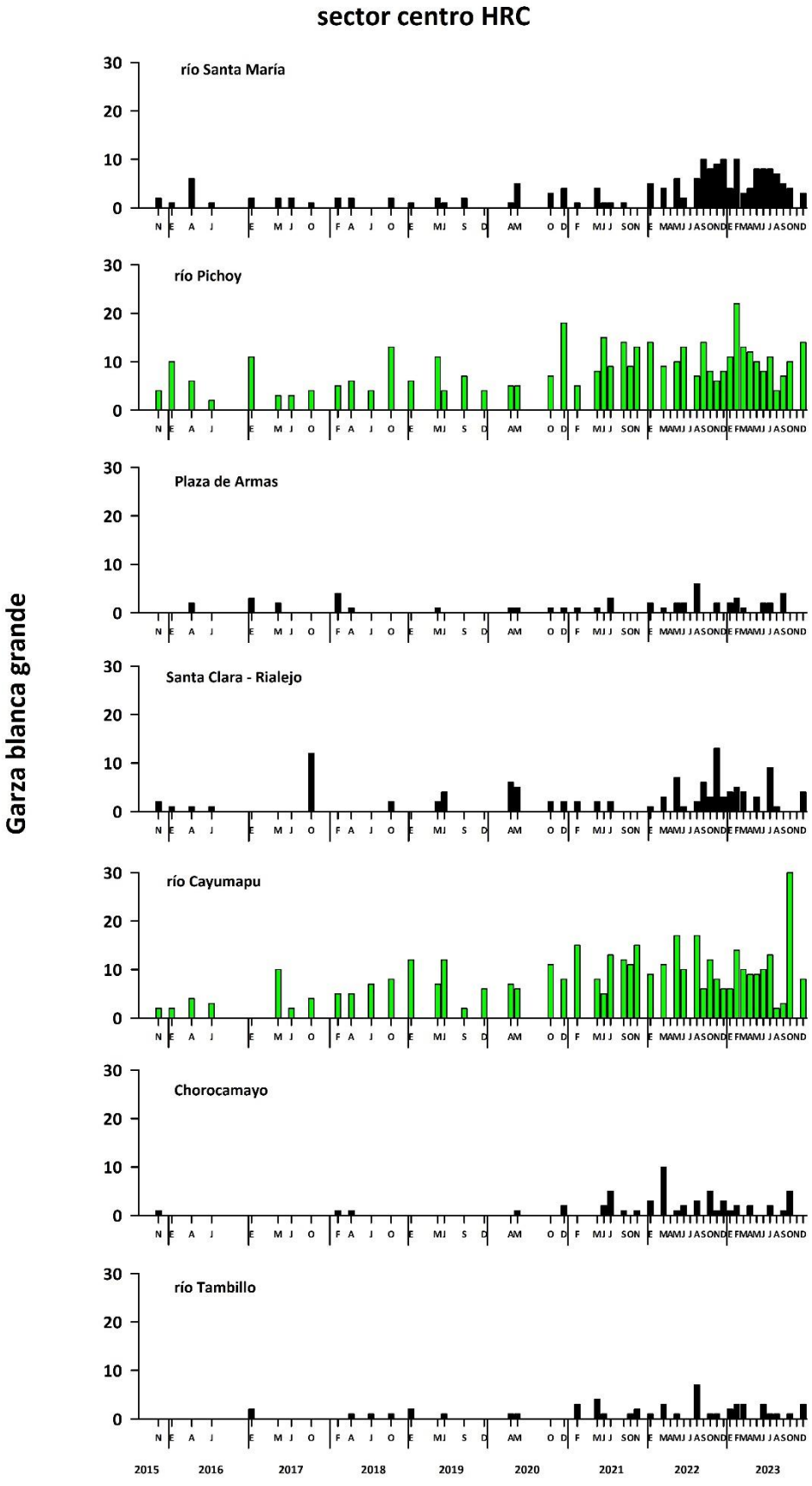


Figura 4.6.17. Abundancia y distribución espacial de la Garza cuca en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC (cf. Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2023 (n=48 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia**.**


sector norte HRC
Garza blanca grande
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
0
10
20
30
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023


sector centro HRC
Garza blanca grande
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
0
10
20
30
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

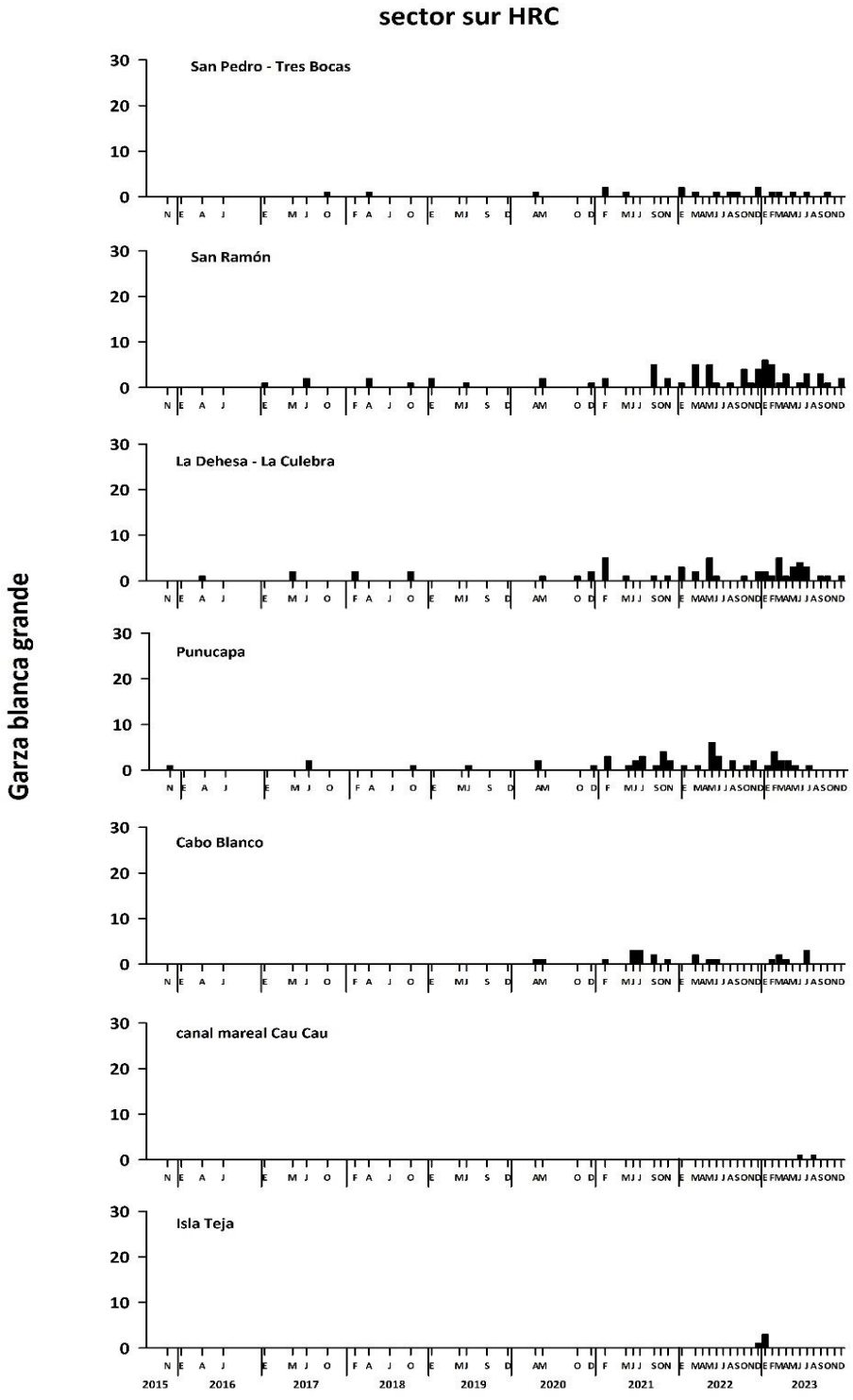
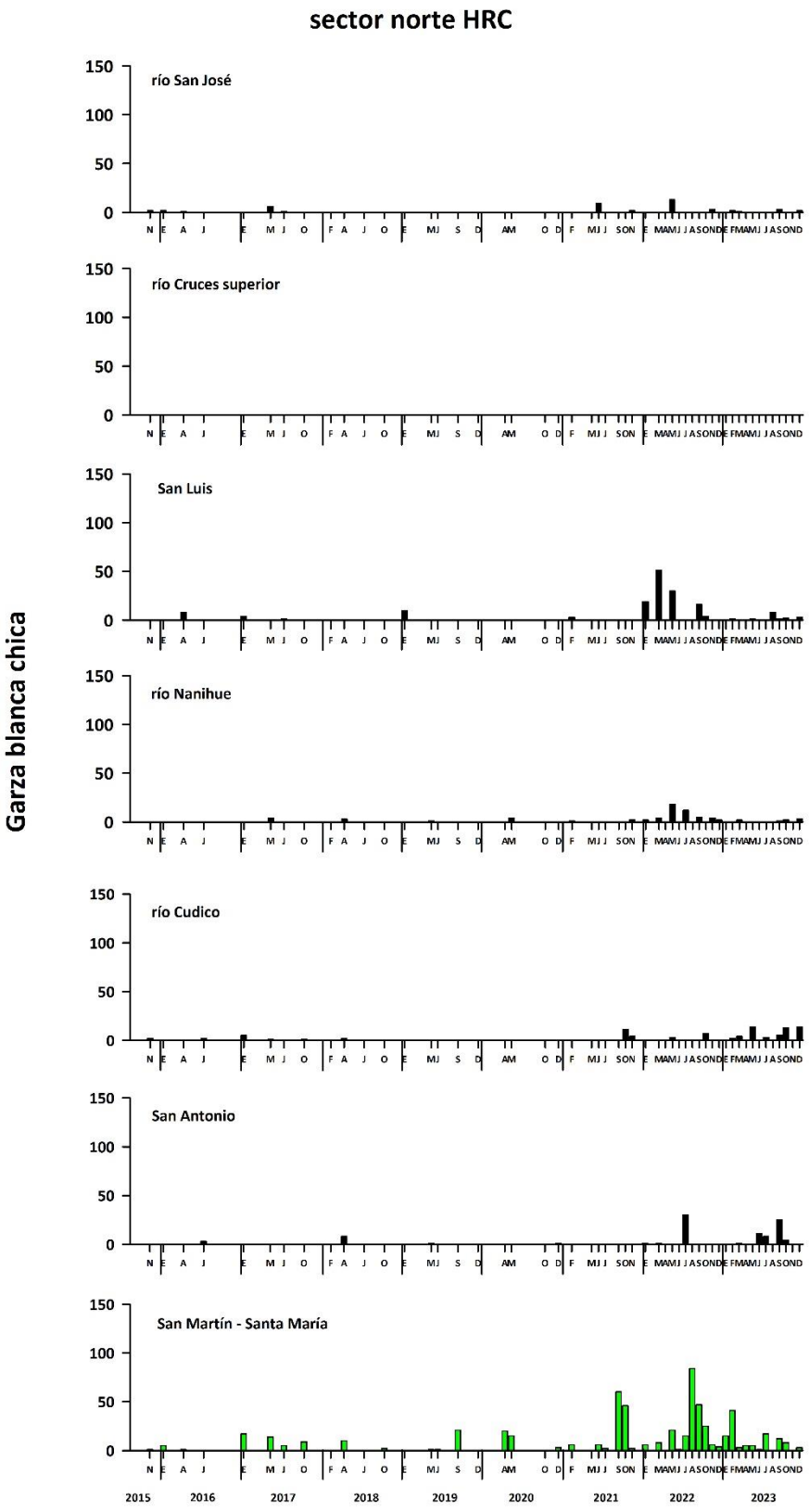
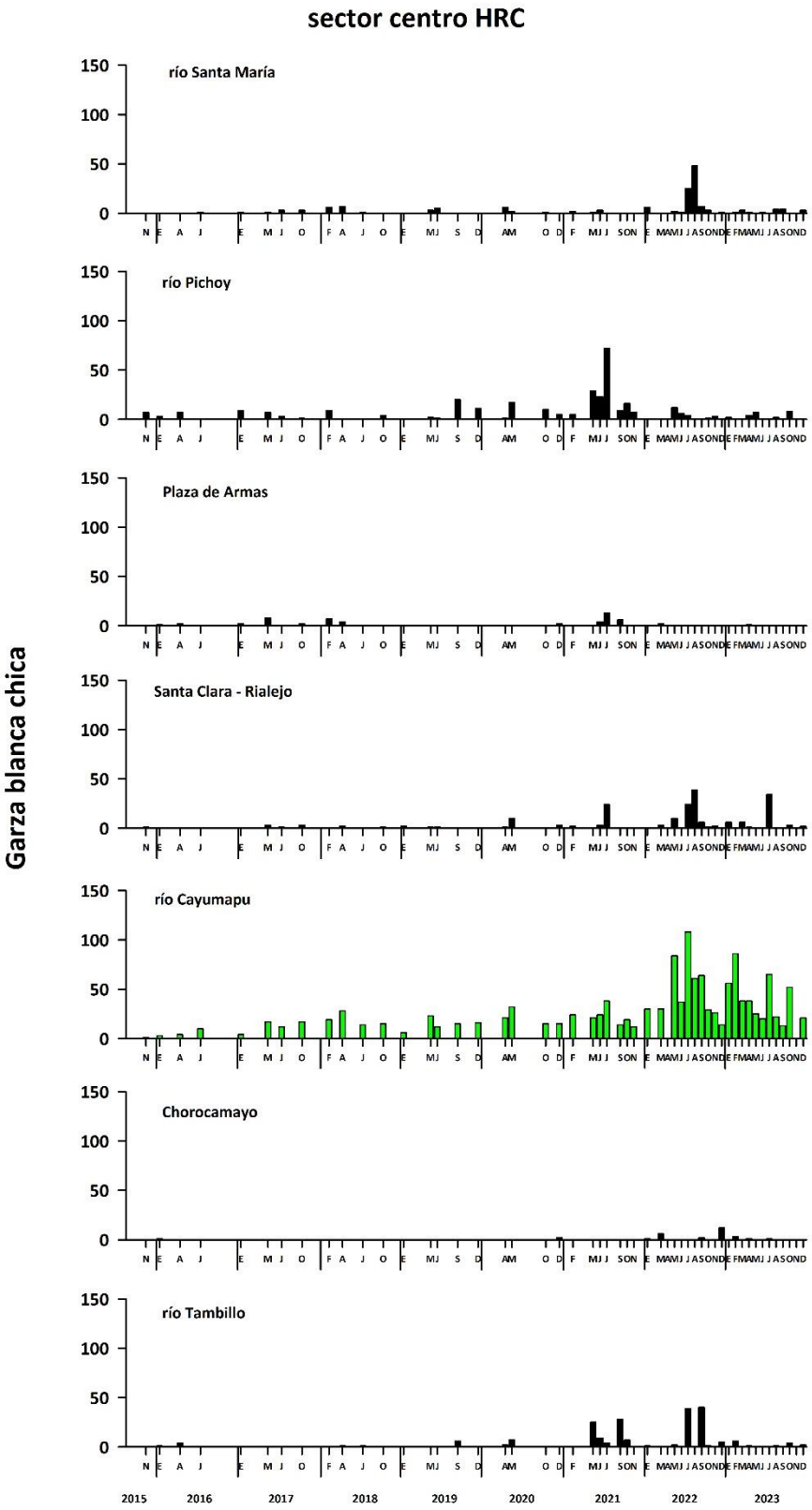


Figura 4.6.18. Abundancia y distribución espacial de la Garza blanca grande en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC sectores del HRC (*cf.* Fig. 4.6.2). Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2023 (n=48 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.


sector norte HRC
Garza blanca chica
río San José
río Cruces superior
San Luis
río Nanihue
río Cudico
San Antonio
San Martín - Santa María
150
100
50
0
N E A J E M J O F A J O E MJ S D AM O D F MJ J SON E MAMJ J ASOND E FMAMJ J ASOND
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023


sector centro HRC
Garza blanca chica
río Santa María
río Pichoy
Plaza de Armas
Santa Clara - Rialejo
río Cayumapu
Chorocamayo
río Tambillo
150
100
50
0
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

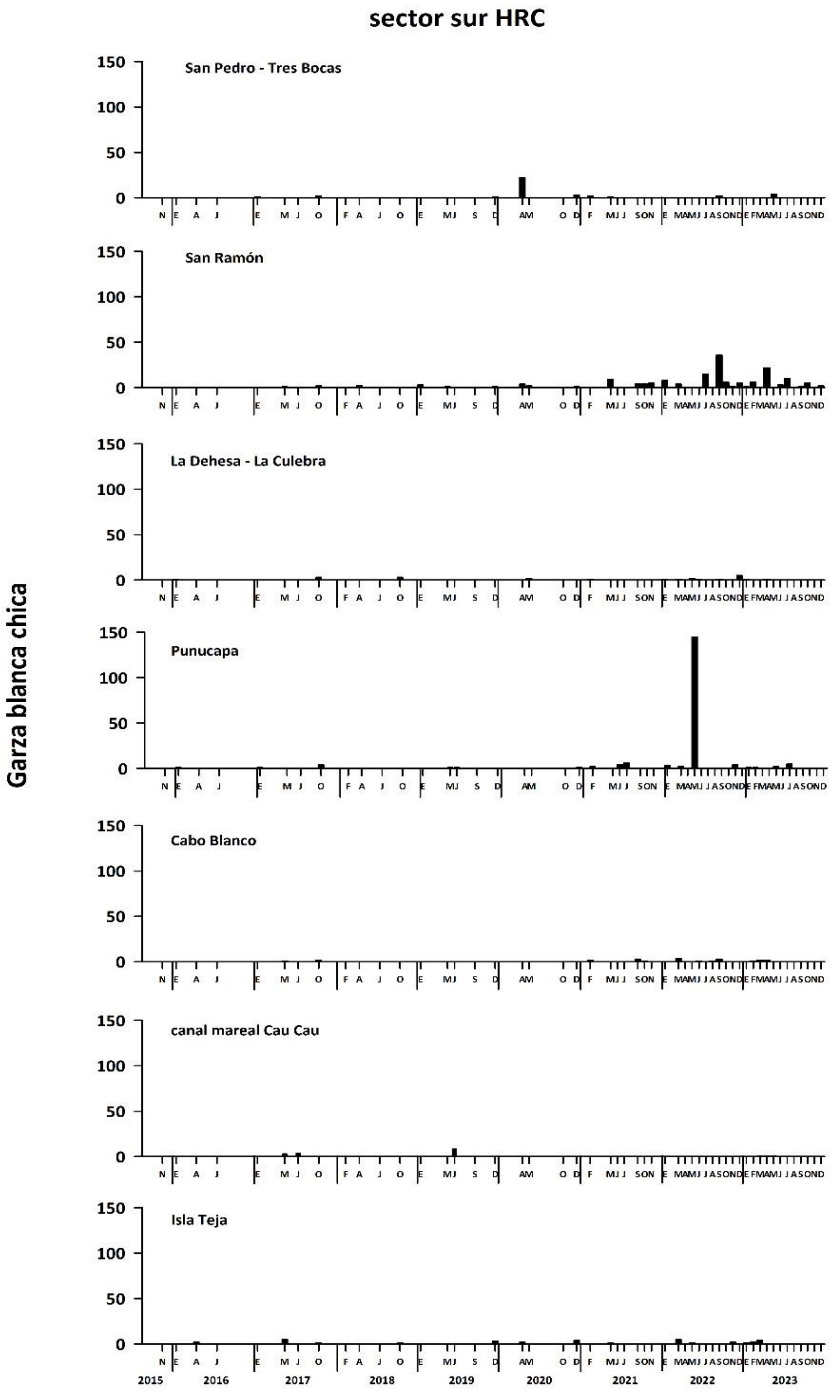


Figura 4.6.19. Abundancia y distribución espacial de la Garza blanca chica en 21 sitios distribuidos en 3 sectores, norte, centro y sur del HRC del área de estudio. Datos recolectados entre noviembre 2015 y diciembre 2023 (n=48 muestreos). Las barras verdes incluyen los muestreos con los datos más altos de abundancia.

Comparación data UACh & CONAF

La Figura 4.6.20, 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 diciembre 2023. 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 diciembre 2023.

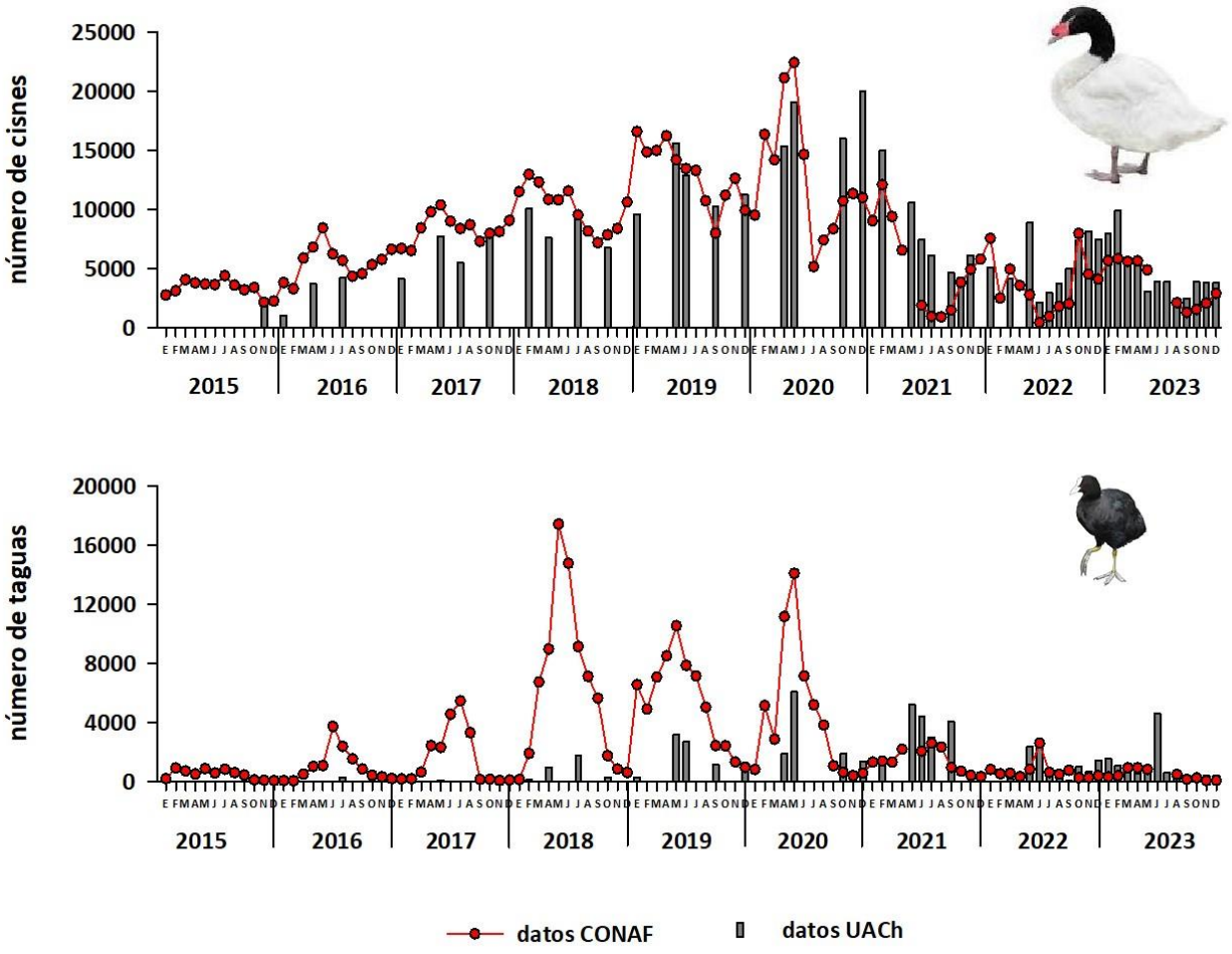


Figura 4.6.20. Comparación de las abundancias del Cisne de cuello negro y la Tagua, estimadas por la UACh y la CONAF, durante el período noviembre 2015 - diciembre 2023.

La Figura 4.6.21 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; 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 618 y 0,273 para cisnes y taguas, respectivamente) (Fig. 4.6.21).

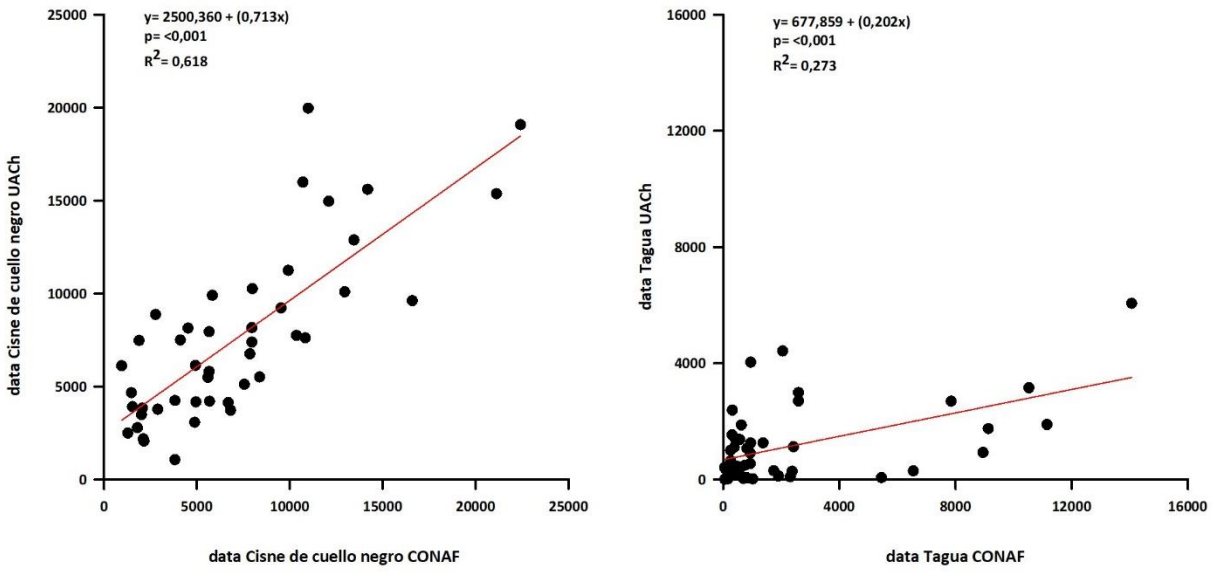


Figura 4.6.21. Resultados gráficos de los análisis de regresión realizados con datos de censos de cisnes y taguas, llevados a cabo por la UACh y CONAF (noviembre 2015 a diciembre 2023; n=48 muestreos). Se agregan líneas rojas para indicar la tendencia central significativa de los datos.

La Figura 4.6.22, 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 - diciembre 2023. 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 diciembre 2023.

Si bien, los censos de garzas muestran las mismas tendencias entre las dos instituciones, los censos de la UACh presentan mayores abundancias de estas especies, debido probablemente a que estas aves se concentran principalmente en los interiores del río Cayumapu, lugar que no es visitado durante los censos que realiza CONAF.

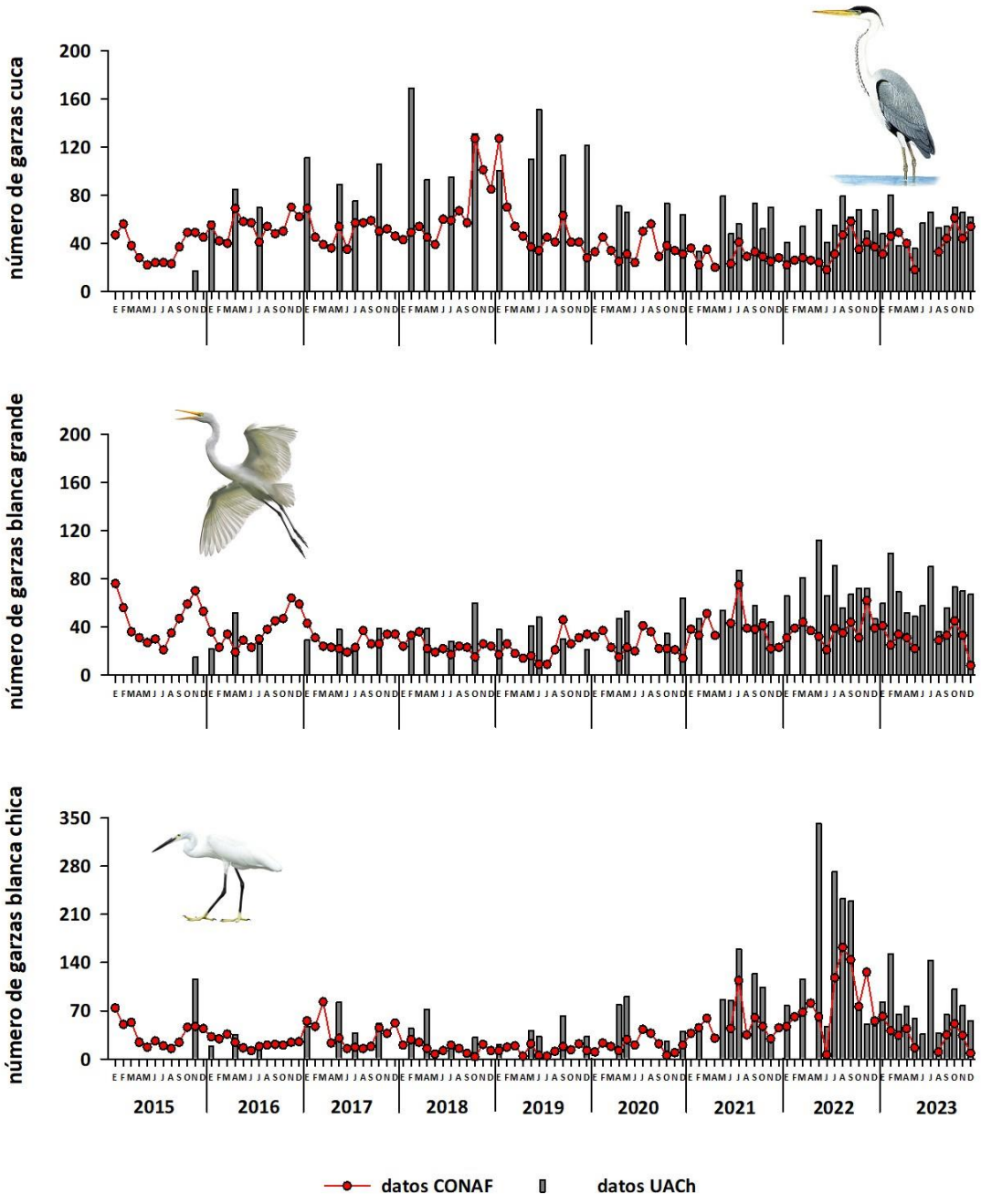


Figura 4.6.22. Comparación de las abundancias de Garza Cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica, estimadas por la UACh y CONAF, durante el período noviembre 2015 - diciembre 2023.

La Figura 4.6.23 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. No obstante, el valor del coeficiente de determinación o R^2 estimado para el set de datos de la Garza blanca chica (R^2 = 0,452), indica un valor más alto de certidumbre que el estimado para los datos de la Garza Cuca (R^2 = 0,173) (Fig. 4.6.23).

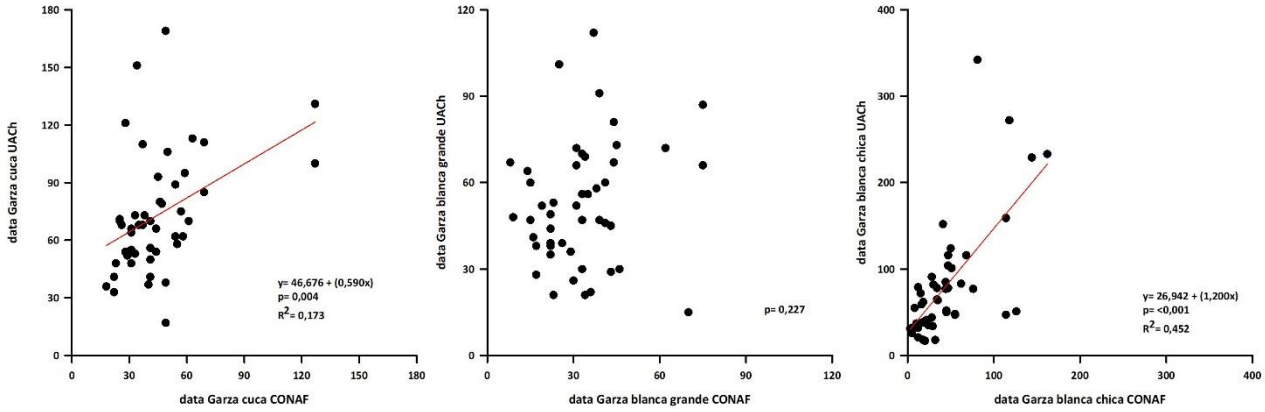


Figura 4.6.23. Resultados gráficos de análisis de regresión realizados con datos de censos de la Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica llevados a cabo por la UACh y CONAF (noviembre 2015 a diciembre 2023; n= 48 muestreos). Se agregan líneas rojas para indicar la tendencia central significativa de los datos.

CONCLUSIONES

• Los datos de CONAF indican que, durante el período enero 1991 y diciembre 2023 la riqueza de especies de la avifauna acuática del HRC, se ha mantenido relativamente estable solo en el sector 1 (El Molino, La Dehesa, Punucapa y San Ramón). En los sectores 2, 3 y 4 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.

• A partir del año 2012, las abundancias de los cisnes aumentaron sostenida y significativamente ($p<0,05$) hasta los años 2019 y 2020 (promedios cercanos a *ca.* 13.000 individuos para cada uno de esos años), para luego disminuir significativamente a *ca.* 5.200, 3.600 y 3.700 cisnes como promedio anual para los años 2021, 2022 y 2023, respectivamente. Desde el año 2018 hasta el 2023, la población de taguas disminuyó gradualmente de *ca.* 6.200 aves a 515 individuos el año 2022 y 437 el año 2023. La disminución de cisnes y taguas ha sido coincidente con la afectación del Luchecillo ocurrida durante el año 2020, aun cuando, el Luchecillo se ha recuperado en gran parte del HRC, las poblaciones de estas aves no han aumentado.

• Desde el año 1991 y hasta el año 2004, las abundancias de la Garza cuca aumentaron significativamente ($p<0,05$); a la vez que, durante el mismo período de tiempo, las abundancias de la Garza blanca grande disminuyeron, mientras que, las de la Garza blanca chica no presentaron tendencias definidas. Posterior a este periodo las tres especies no presentaron tendencias significativas en el tiempo.

• Los resultados de los datos de abundancia de cisnes de cuello negro en 21 sitios, distribuidos en 3 sectores del HRC, muestran que durante el período noviembre 2015 - diciembre 2023, los sitios donde se estimaron las abundancias más altas de esta ave, fueron San Martín & Santa María, Santa Clara & Rialejo, Plaza de Armas y Cayumapu. Durante todo el periodo de estudio, no se han detectado cisnes en el río Cruces superior.

• Los sitios donde se estimaron las abundancias más altas de taguas, fueron Santa Clara & Rialejo, Plaza de Armas, Punucapa y La Dehesa & La Culebra. A la fecha de este informe, no se han registrado taguas en los sitios río Cruces superior, ríos Cudico y Nanihue y canal mareal Cau Cau.

• Durante el período noviembre 2015 - diciembre 2023, el sitio donde se estimaron las abundancias más altas de Garza cuca, fue San Martín & Santa María (sector donde

esta especie preferentemente se reproduce), seguido de río Santa María, Plaza de Armas, Pichoy y Cayumapu. A su vez, los sitios donde se estimaron las abundancias más altas de la Garza blanca grande fueron San Martín & Santa María, seguido de los ríos Pichoy y Cayumapu). Finalmente, los sitios San Martín & Santa María y Cayumapu son aquellos donde se han detectado las abundancias más altas de la Garza blanca chica.

• 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.

4.7. 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. En otras palabras, 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 de especímenes del Lobo marino común (habitantes usuales en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia), lo que ha resultado en depredación sobre el Cisne de cuello negro, con una eventual afectación negativa sobre sus abundancias poblacionales y sitios de nidificación.

La presencia de lobos marinos alrededor de la feria fluvial de la costanera de Valdivia, es primariamente una respuesta al subsidio trófico proveniente de los locatarios de esa feria. Esto, ya que la venta de peces en ese lugar, origina descarte (separación de partes corporales no deseadas de los peces) y disposición de los componentes del mismo, al medio construído (escaleras de la feria) y natural (río Valdivia). Por lo mismo, es necesario evaluar si la variabilidad estacional de la actividad depredatoria de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro al interior del HRC, puede estar relacionada a una eventual variabilidad estacional de la oferta de peces y consecuentemente en el descarte de los mismos.

OBJETIVOS

- Evaluar - durante el año 2023 - la presencia de coipos (*Myocastor coypus*), huillines (*Lontra provocax*) y visones (*Neovison vison*), en las riberas del HRC.Comparar los resultados obtenidos durante este periodo de Monitoreo (enero 2023 -diciembre 2023), con los obtenidos desde enero 2015 a diciembre 2022 en el humedal.
- Evaluar- durante el año 2023 - la actividad depredatoria de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro en el HRC y comparar con los datos obtenidos desde el invierno 2018 en adelante.
- Explorar - durante el año 2023 - la eventual relación entre actividad depredatoria de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro al interior del HRC y oferta de descarte de peces en la feria fluvial de Valdivia.

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 del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios; para ello se ha trabajado en 21 sectores previamente determinados en el área de estudio (Fig. 4.7.1).

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. 4.7.2). Los puntos iniciales y finales de cada polígono se georeferenciaron en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx. Los censos permitieron realizar registros continuos de coipos, huillines y visones a lo largo de todas las riberas del área de estudio.

En complemento a estos censos, se registró el avistamiento de coipos, huillines y visones, 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.

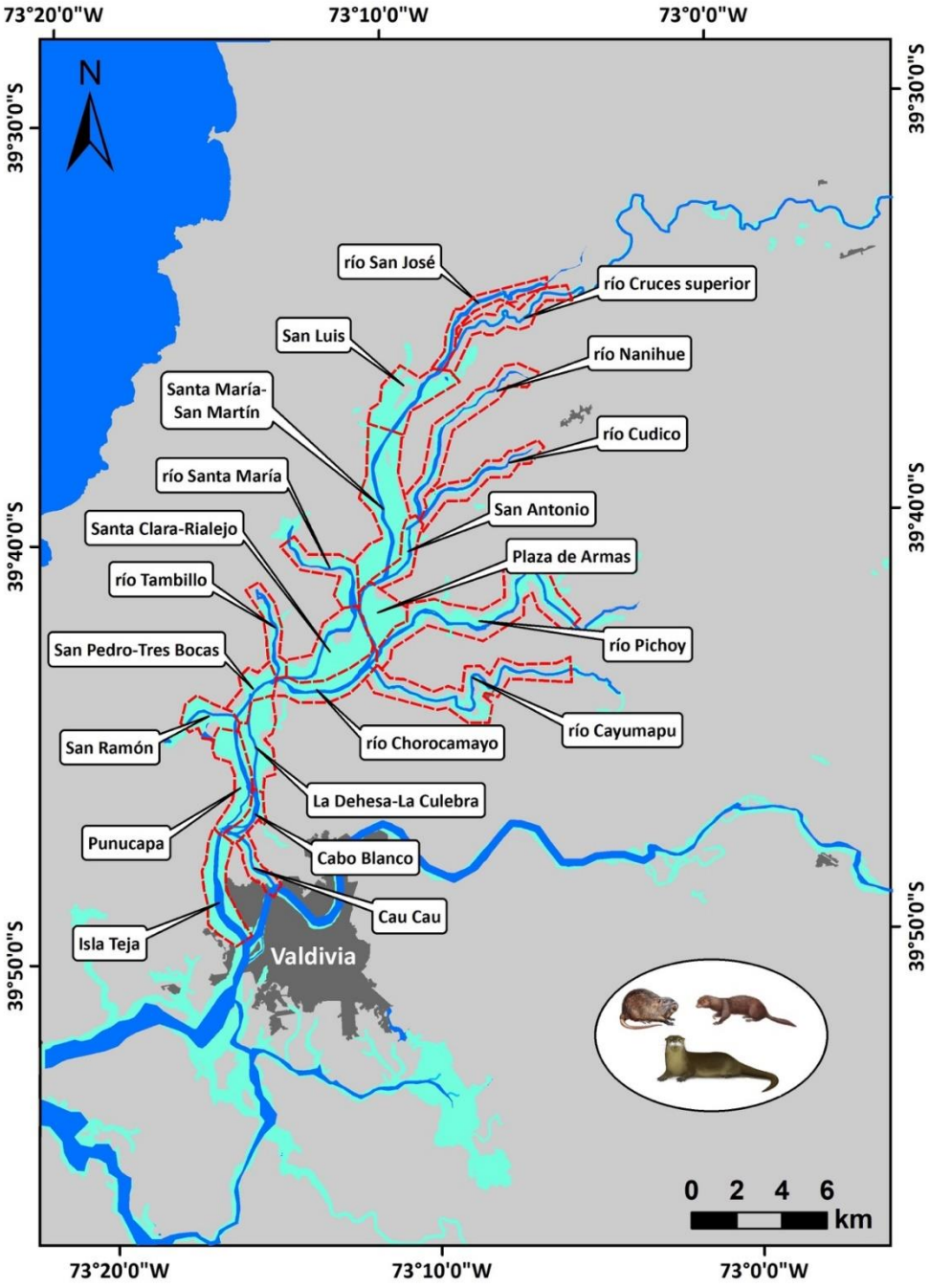


Figura 4.7.1. Distribución de los 21 sectores destinados a evaluar la eventual presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio.

.

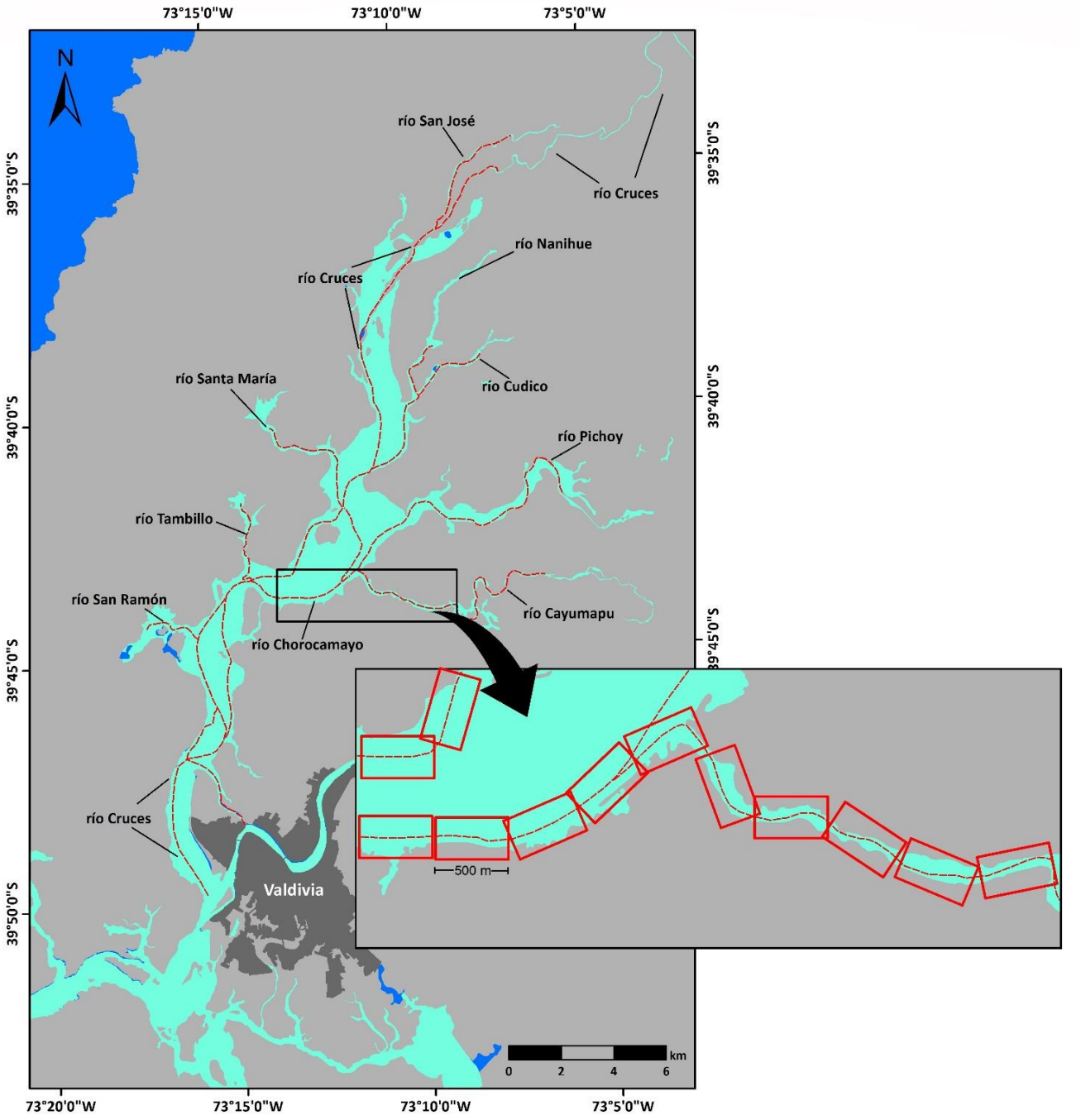


Figura 4.7.2. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a evaluar la eventual presencia y distribución espacial de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio.

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 21 sectores previamente determinados en el área de estudio (Fig. 4.7.1). Esto con el objetivo de conocer cuáles son las áreas con mayor ocurrencia relativa de ataques de lobos marinos. Relativa, ya que, por efecto de las mareas, las carcasas de cisnes derivan y consecuentemente, los sitios de encuentro de las mismas, no necesariamente reflejan el punto exacto de un ataque por parte de los lobos.

Desde noviembre 2018, se han realizado censos bimensuales y desde tierra, de los lobos marinos que ocurren en la sección de la costanera adyacente a la feria fluvial de Valdivia (Fig. 4.7.3) Con ayuda de un binocular modelo Olympus 30x10, se ha registrado el número de lobos censados por clase etaria, incluyendo juveniles, subadultos y machos adultos. Dentro de las categorías subadultos y adultos, no se han diferenciado animales machos de hembras, debido a las dificultades para hacerlo.

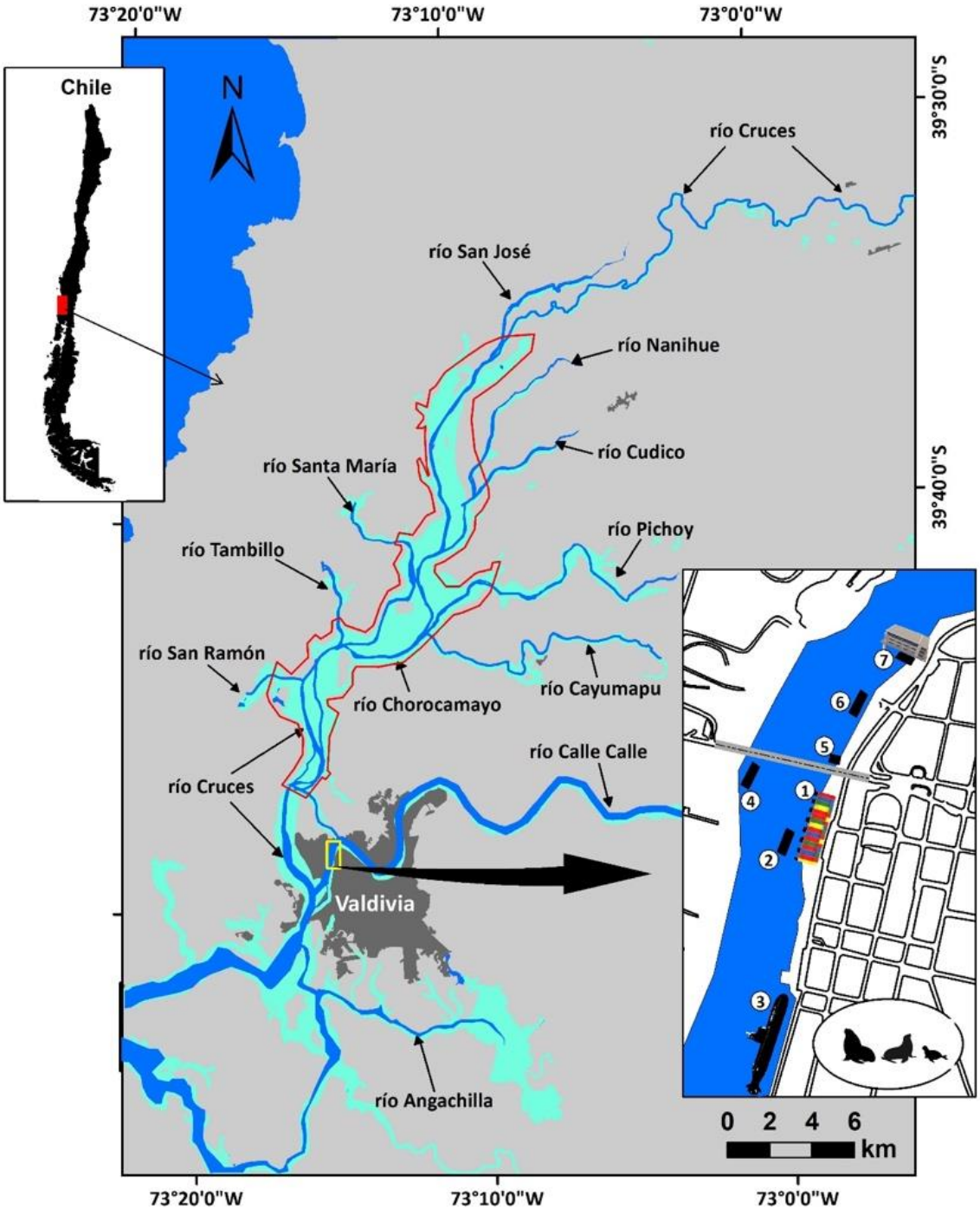


Figura 4.7.3. Ubicación de los siete sectores definidos para evaluar la eventual presencia de lobos marinos en la costanera y feria fluvial de Valdivia. 1=escalinata feria fluvial; 2=balsa feria fluvial; 3=submarino; 4 balsa parque Proschele; 5=emisario puente; 6=balsa helipuerto y 7=botadero de lanchas.

Monitoreo del descarte de peces en la feria fluvial de Valdivia

A partir del año 2023 y durante dos veces a la semana (lunes y viernes), comenzó a censarse la variabilidad mensual en el número de puestos de venta de peces y oferta específica de peces a la venta. Lo anterior, con el objetivo de evaluar la eventual variabilidad en la oferta del tipo de descarte y su eventual efecto sobre la presencia de lobos en ese lugar y la actividad depredatoria de cisnes de cuello negro, dentro del HRC.

RESULTADOS

4.7.1. COIPOS, VISONES Y HUILLINES

La Tabla 4.7.1 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 4.7.1. Fechas de salidas a terreno efectuadas para eventuales avistamientos de coipos, huillines y visones (*cf*. Tabla 1 de ANEXO).

programa	periodo	censos
Cuarto año de Monitoreo Actualizado HRC	abril 2023-diciembre 2023	24-25 abril 2023 28-29 mayo 2023 29-30 junio 2023 26-27 julio 2023 29-30 agosto 2023 26-27 septiembre 2023 30-31 octubre 2023 28-29 noviembre 2023 27-28 diciembre 2023
Tercer año de Monitoreo Actualizado HRC	abril 2022-marzo 2023	9-10 mayo 2022 29-30 junio 2022 28-29 julio 2022 30-31 agosto 2022 27-28 septiembre 2022 30-31 octubre 2022 28-29 noviembre 2022 27-28 diciembre 2022 20-21 enero 2023 26-27 febrero 2023 30-31 marzo 2023

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
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 4.7.4, 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, al mes de diciembre 2023 (ver también Tabla 1 del ANEXO).

El Coipo fue la especie con mayor frecuencia de aparición en los censos realizados (N = 37 avistamientos de 53 censos realizados o *ca.* 70% de avistamientos), seguido por el Visón (N = 15 de 53 censos o *ca.* 28%) y el Huillín (N = 12 de 53 censos o *ca.* 23%) (Fig. 4.7.4). Solo durante las campañas de septiembre 2015 y 2019 y junio 2016 y 2023, se registraron de modo simultáneo, la presencia de las tres especies de mamíferos acuáticos que son objeto de este estudio (Fig. 4.7.4).

Durante los meses de junio, julio y septiembre del año 2021, junio del año 2022 y junio, julio y agosto del año 2023 se registraron las mayores abundancias de coipos (19 - 30 individuos); es decir durante el período invernal. Lo anterior tiene probablemente relación con el aumento invernal del caudal hídrico y espejo de agua, evento que incide en que los coipos salgan de sus madrigueras permanentes, buscando lugares de menor inundación, como son los totorales que mantienen tallos sobre el espejo de agua durante el invierno. En otras palabras, durante el invierno y debido a la explicación anterior, los coipos son más visibles.

La Figura 4.7.5, muestra que, a partir del año 2018, ha ocurrido un aumento sostenible y significativo ($p<0,001$) en el número de avistamientos, particularmente durante la temporada invernal. En este momento, no hay explicación plausibe al aumento de los coipos observado desde ese año. Las tendencias en las abundancias inter anuales de huillines y visones, es opuesta a la de los coipos, ya que se mantienen relativamente estables, aun cuando durante el año 2023 se observaron más huillines que en años anteriores (Fig. 4.7.4).

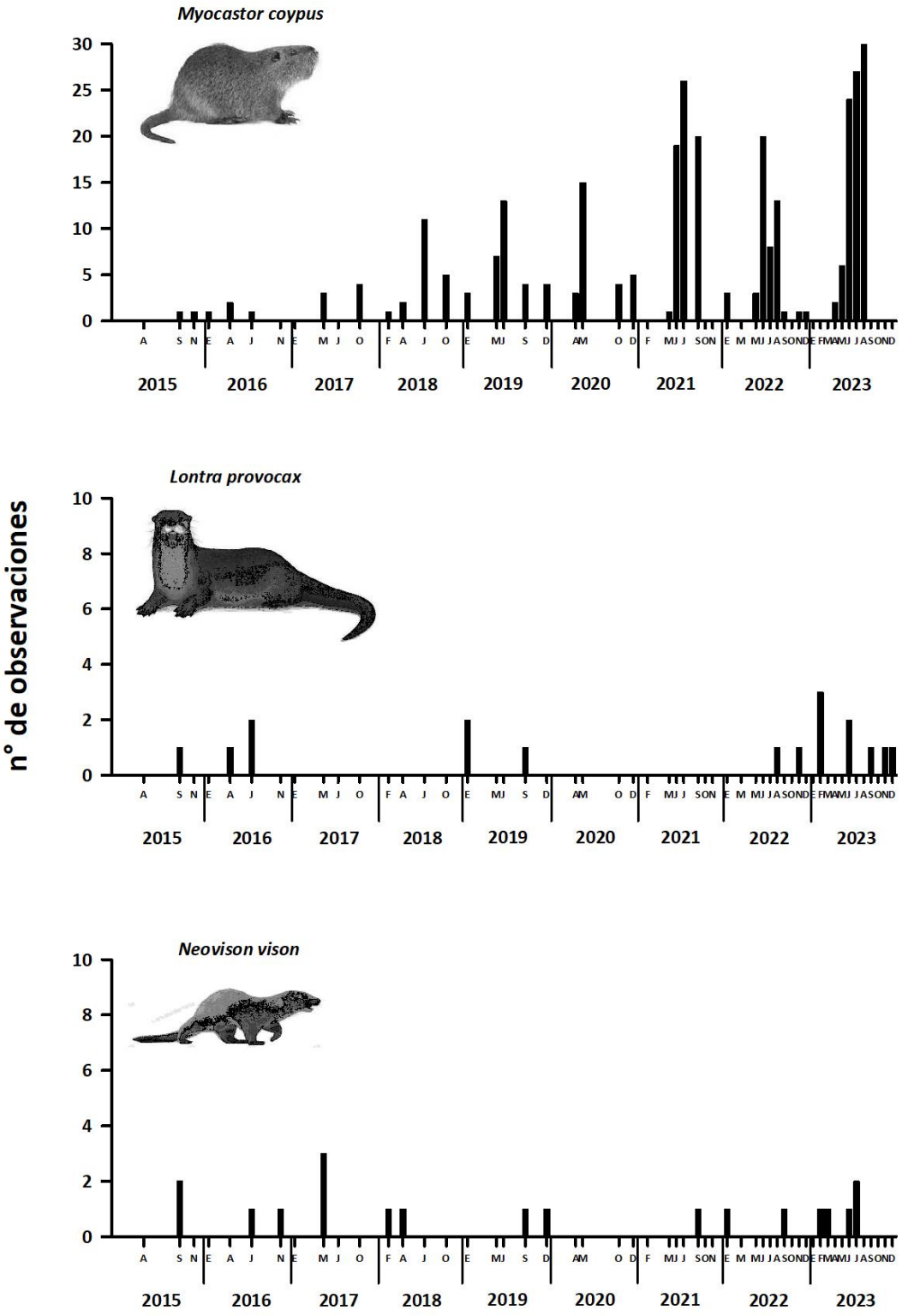


Figura 4.7.4. Número de avistamientos de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillín (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison*), realizados durante los recorridos planificados como parte de las actividades del Programa de Continuidad y del Monitoreo Ambiental del HRC.

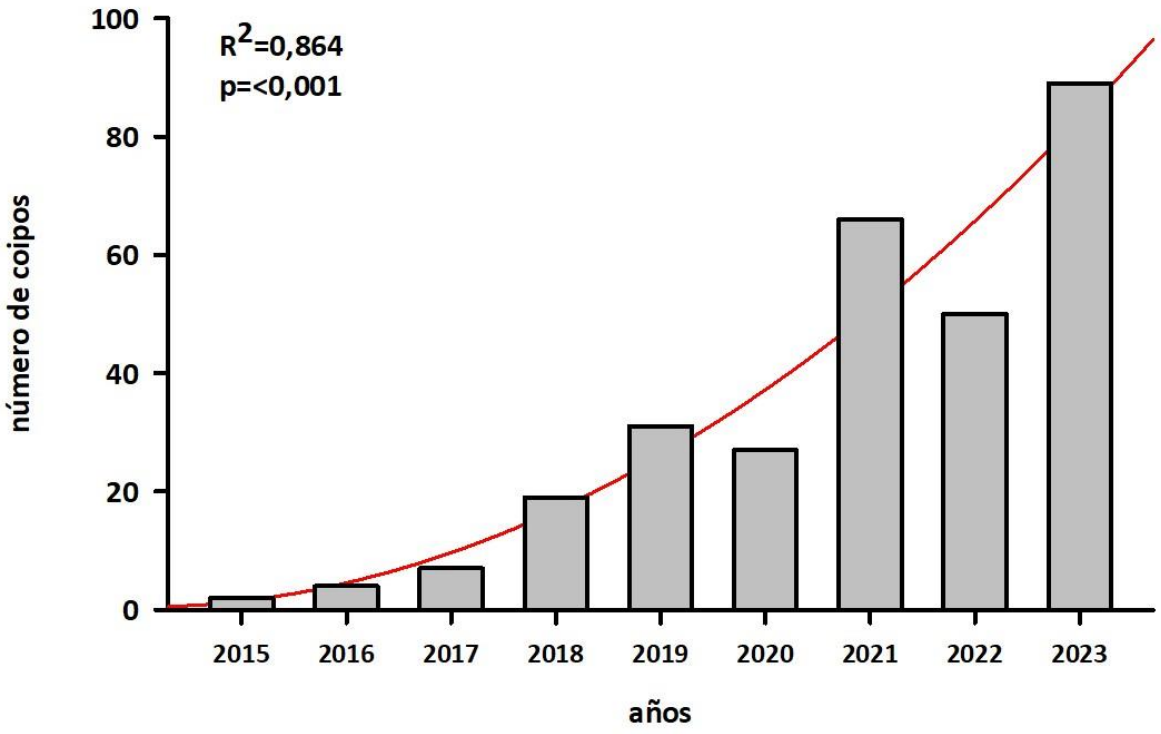


Figura 4.7.5. Número de avistamientos anuales de coipos (*Myocastor coypus*), realizados durante los recorridos planificados como parte de las actividades del Programa de Continuidad y del Monitoreo Ambiental del HRC. Línea roja indica tendencia inter anual significativa (p<0,05).

Las Figuras 4.7.6 a 4.7.8 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. 4.7.6). 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 Ramón y en el sur del humedal. A su vez, durante el año 2023 la mayor cantidad de avistamientos fue realizada en la porción sur del humedal, particularmente en los sectores Punucapa y río La Culebra (Fig. 4.7.6).

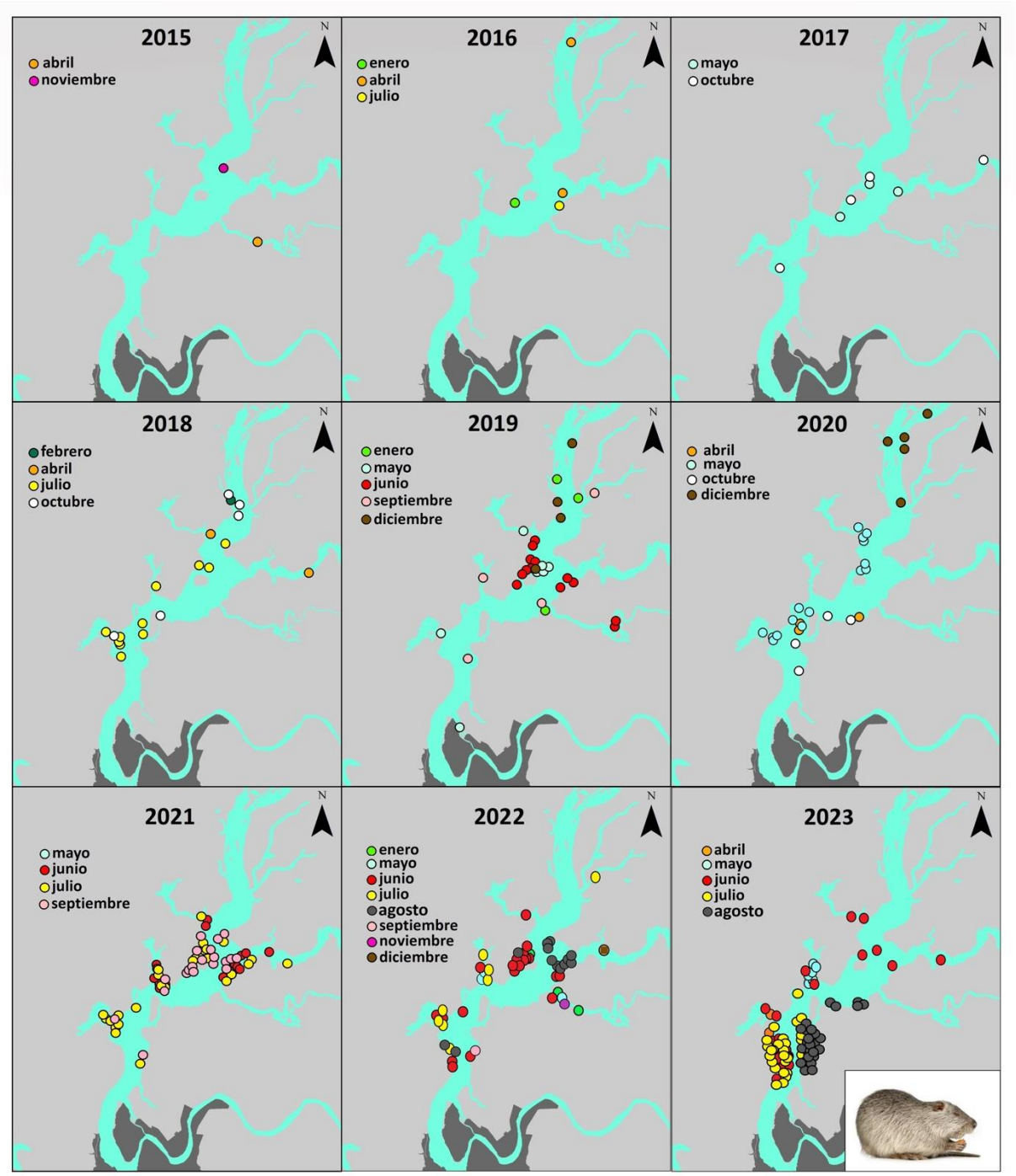


Figura 4.7.6. Variabilidad espacio temporal del Coipo (*Myocastor coypus*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre enero 2015 y diciembre 2023. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

Los avistamientos de huillines y visones fueron menos frecuentes que los de coipos: los primeros ocurrieron primariamente en ríos tributarios (Fig. 4.7.7), como los ríos Santa María, Pichoy y Cayumapu, a la vez que los segundos, principalmente en la porción superior del eje central del HRC, en el canal mareal Cau Cau y ríos tributarios (Fig. 4.7.8).

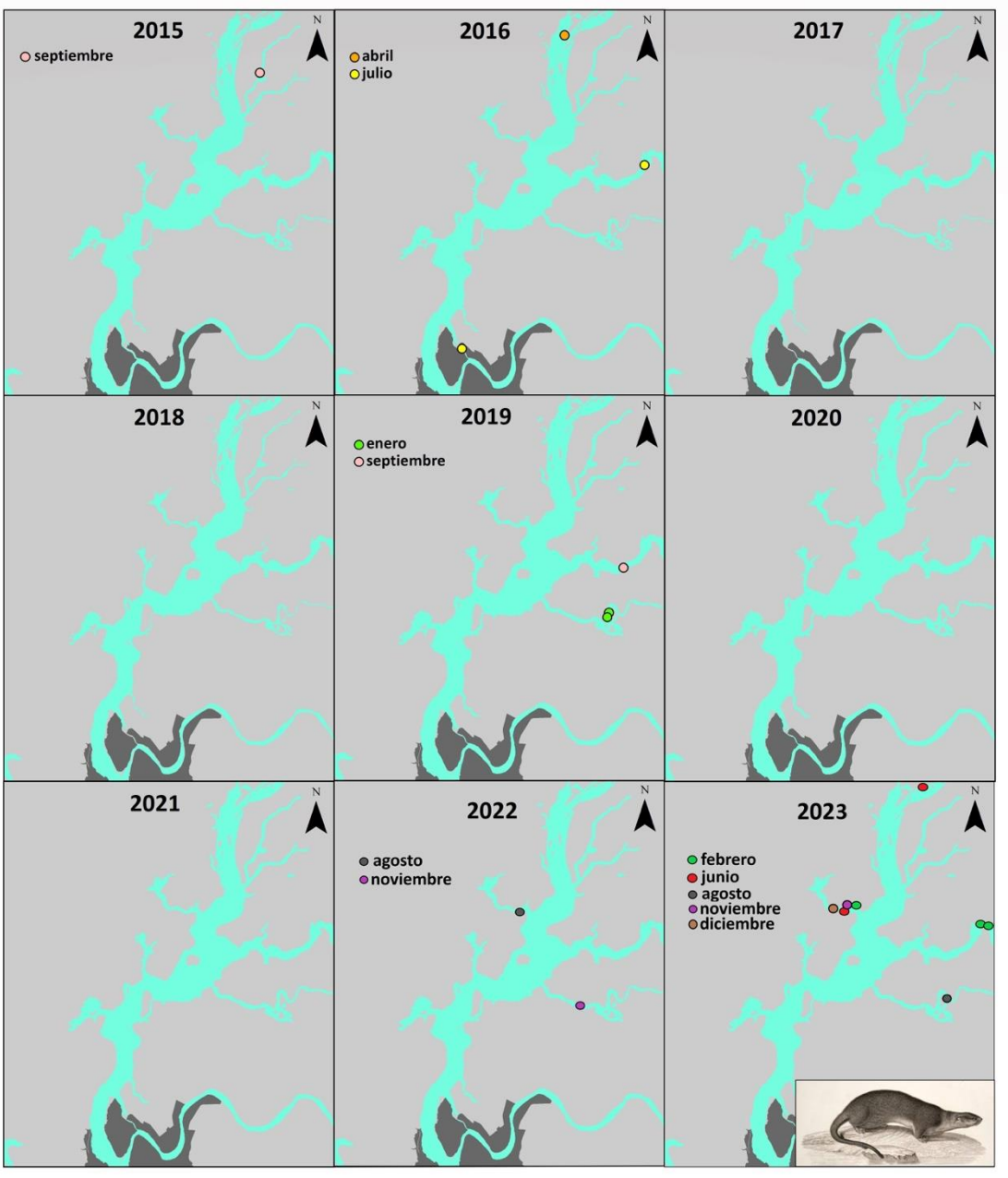


Figura 4.7.7. Variabilidad espacio- temporal del Huillín (*Lontra provocax*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre enero 2015 y diciembre 2023. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

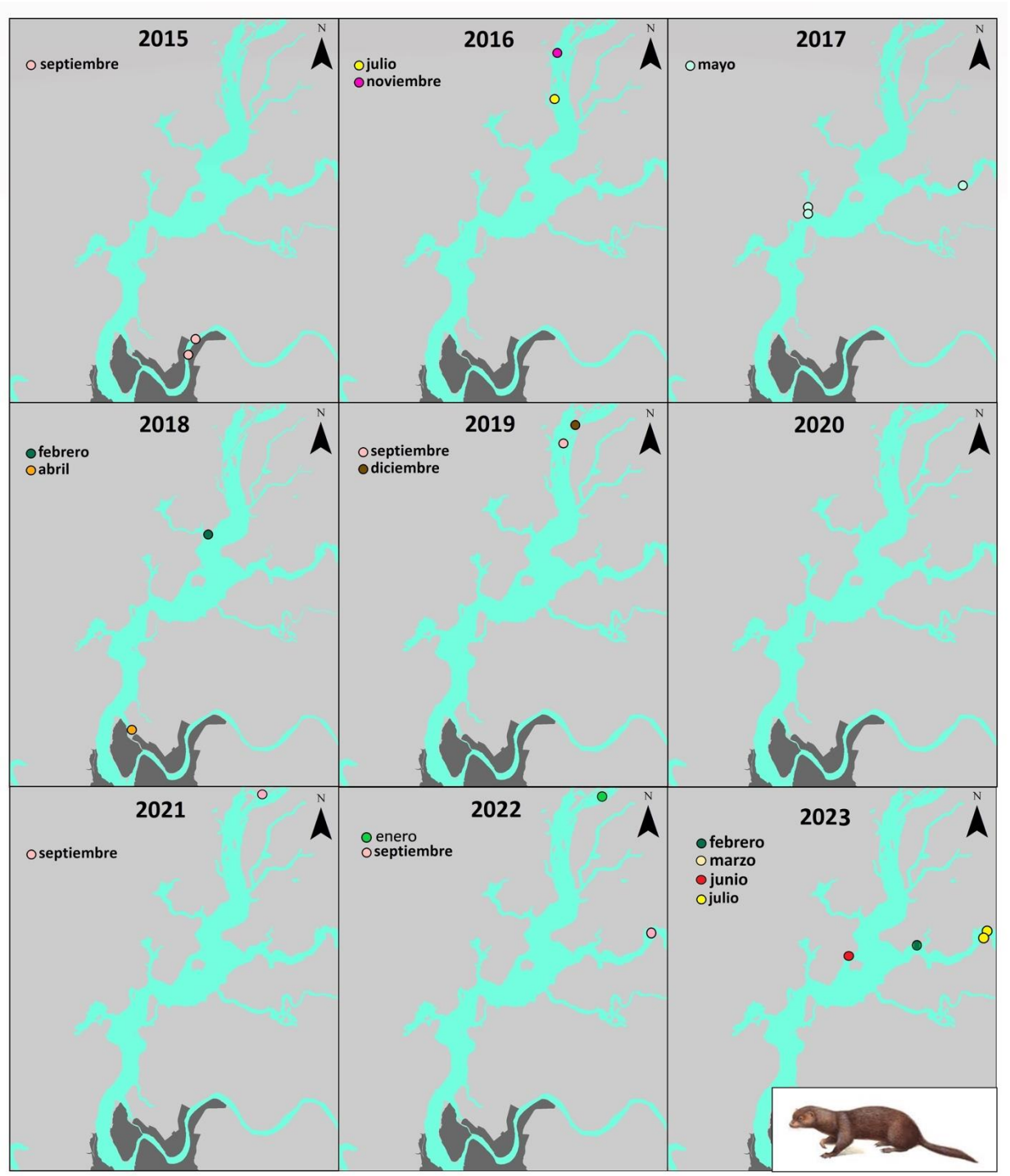


Figura 4.7.8. Variabilidad espacio- temporal de Visón (*Neovison vison*), en base a los avistamientos realizados en el HRC entre enero 2015 y diciembre 2023. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

4.7.2. ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS SOBRE CISNES DE CUELLO NEGRO

La Figura 4.7.9 muestra la variabilidad temporal en la abundancia de lobos marinos en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia; a la fecha, estas abundancias no muestran tendencia significativa (p>0,05) a aumentar en el tiempo.

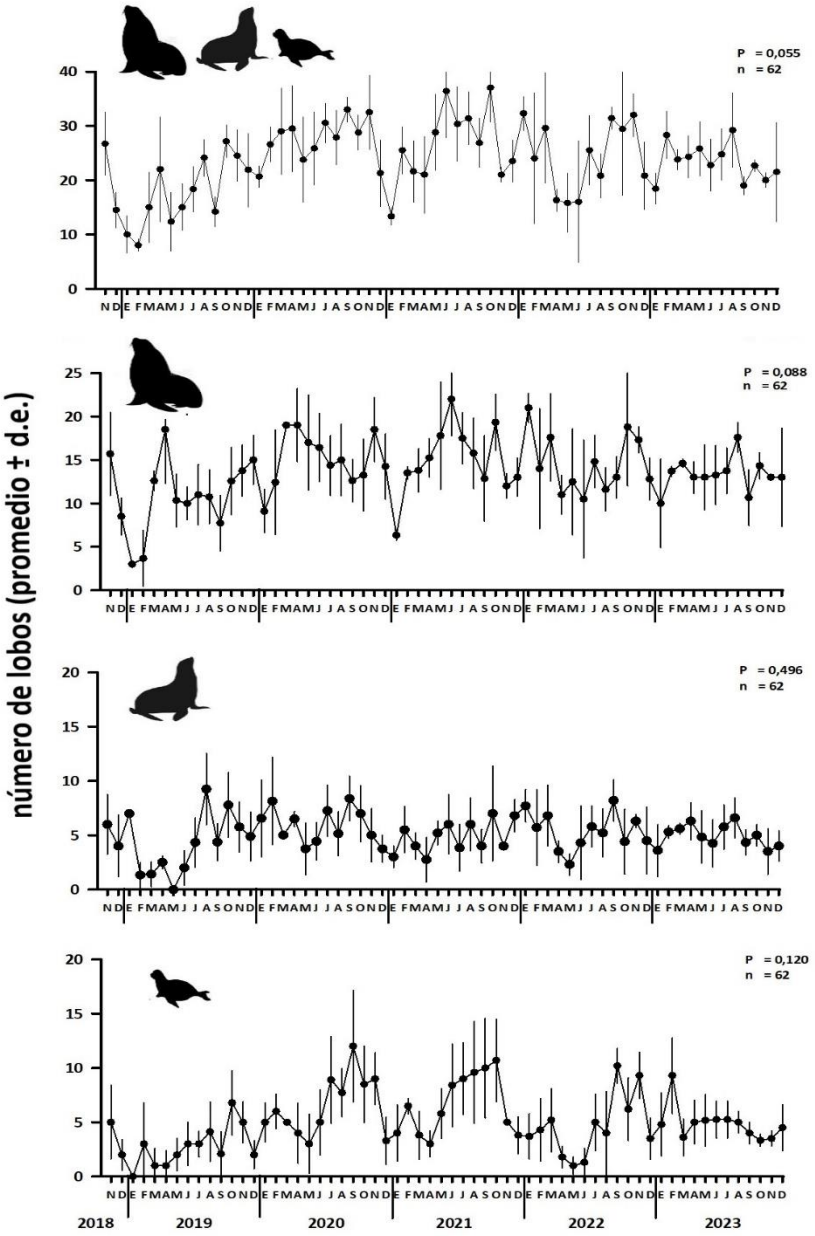


Figura 4.7.9. Variabilidad inter anual en la abundancia de lobos adultos, sub adultos y juveniles en los alrededores de la feria fluvial de Valdivia durante el periodo noviembre 2018 a diciembre 2023.

Similar a lo anterior, los lobos marinos que entran al HRC, no presentan tendencias a aumentar en el tiempo (p>0,05) (Fig. 4.7.10).

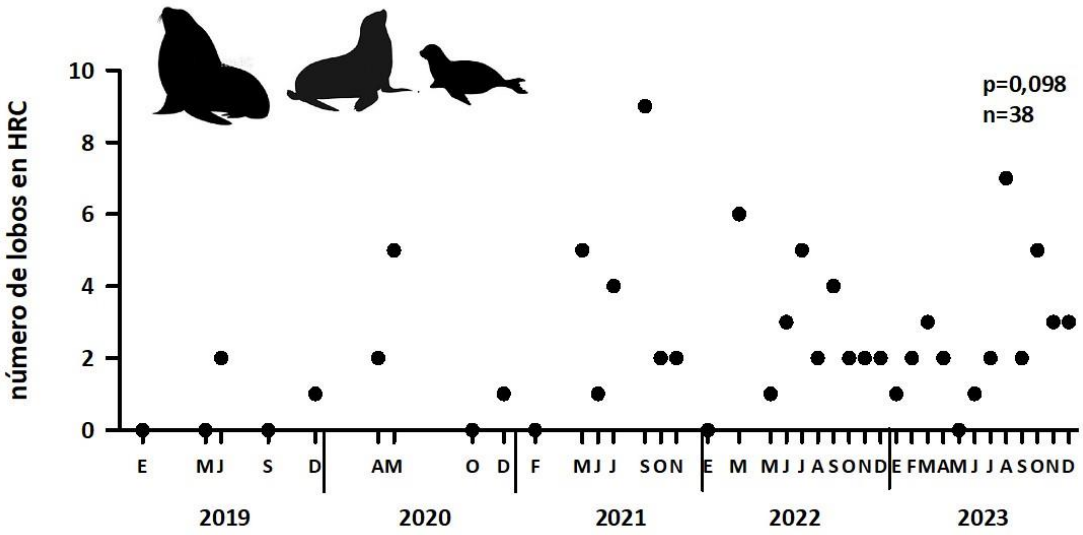


Figura 4.7.10. Variabilidad inter anual en la abundancia de lobos adultos, sub adultos y juveniles en el HRC a diciembre 2023.

A diciembre 2023 se ha recopilado un total de 2.233 carcasas de cisnes en el HRC (datos combinados 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) y el año 2023, se recolectó el mayor número de carcasas (520 y 546, respectivamente) (Tabla 4.7.2). El número de cisnes devorados por los lobos es 39 veces más alto que el número de cisnes encontrados muertes por causas no atribuibles a la depredación por lobos marinos dentro del HRC. (Fig. 4.7.11). Estas últimas incluyen traumatismos graves por colisión con cables de los tendidos eléctricos, seguidos por cuadros de enteritis (principalmente inespecífica) y ataques por visones. En aproximadamente el 17% no se ha logrado determinar la o las causas de muerte, debido al estado de las carcasas de cisnes.

Tabla 4.7.2. Número de Cisnes de cuello negro muertos en el HRC por causas atribuibles y no atribuibles a ataques de lobos marinos, entre el periodo julio 2018 y diciembre 2023. Fuente datos: UACh - CONAF.

año	muertes atribuibles a lobos	muertes no atribuibles a lobos
2018	313	11
2019	359	15
2020	528	17
2021	220	7
2022	267	7
2023	546	1
total	**2233**	**58**

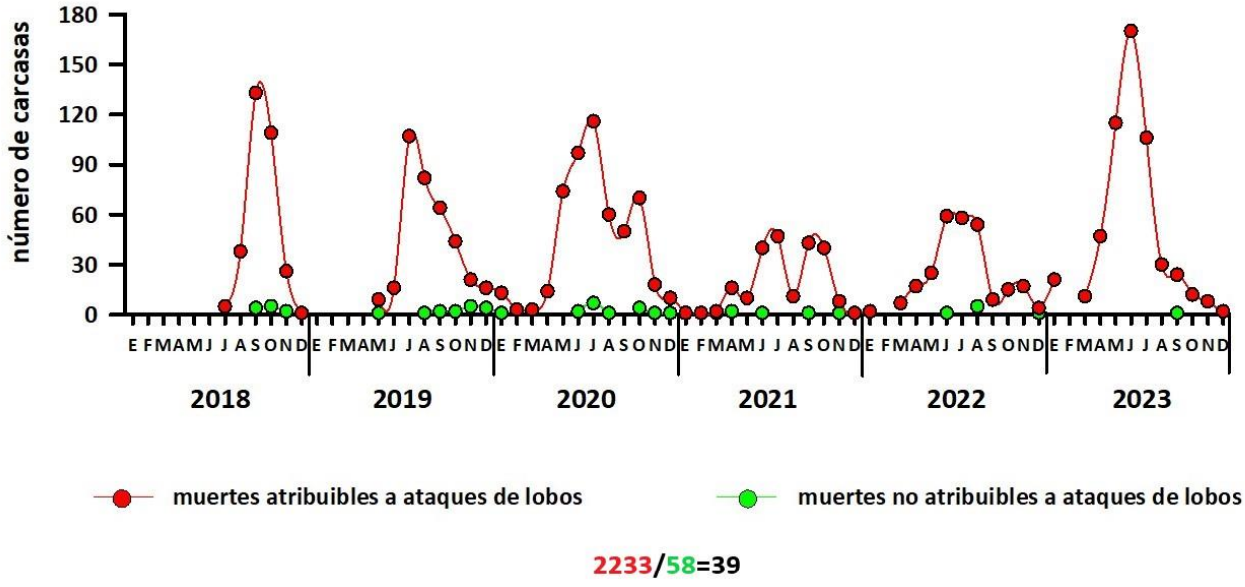


Figura 4.7.11. Variabilidad mensual e inter anual en el número de carcasas de cisnes recolectadas en el HRC.

La Figura 4.7.12 muestra la variabilidad inter anual en el índice de depredación; este muestra un marcado componente estacional (valores más altos durante invierno) y con una tendencia al alza durante el período julio 2018 – diciembre 2023.

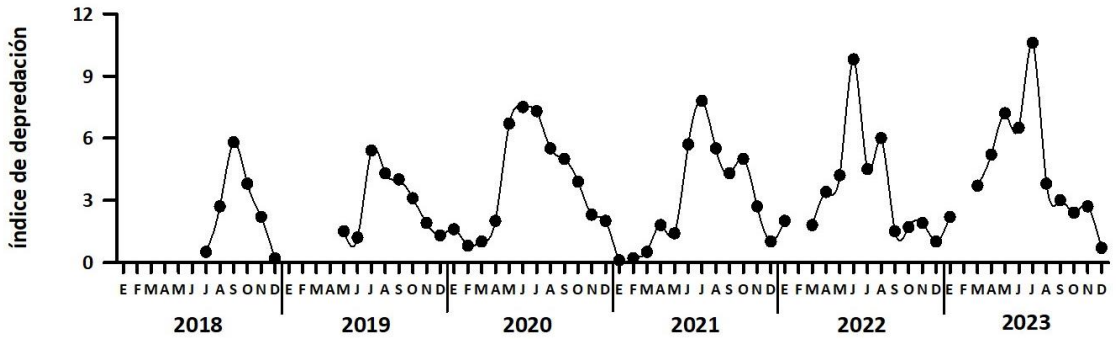


Figura 4.7.12. Índice de depredación: número de carcasas recolectadas mensualmente / número de días mensuales en terreno.

La Figura 4.7.13 muestra el número de carcasas encontradas en cada uno de los 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. A diciembre 2023 la mayor parte de esos ataques han ocurrido en los sectores inferiores y medios del HRC: Punucapa (416 ataques), Dehesa & La Culebra (274 ataques), San Pedro & Tres Bocas (251 ataques), Cabo Blanco (173 ataques), Chorocamayo (187 ataques) y Santa Clara & Rialejo (183 ataques). En contraposición, en los sectores de la porción norte del humedal (ríos San José, Nanihue y Cudico y sector San Luis), básicamente no se han observado ataques de lobos a cisnes (solo uno en el río San José) (Fig. 4.7.13).

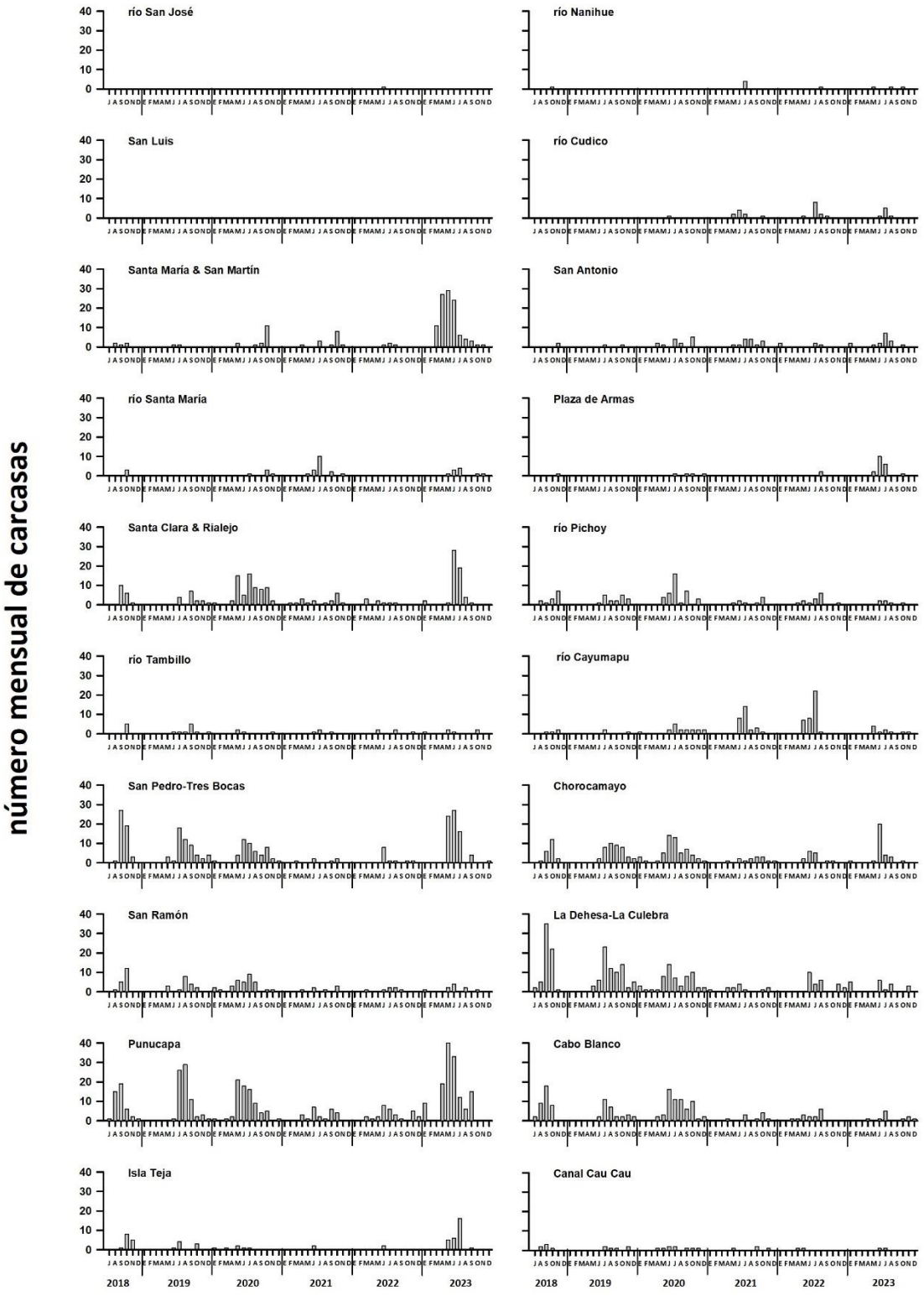


Figura 4.7.13. Número de carcasas de cisnes recolectadas en 20 sectores del HRC: julio 2018 a diciembre 2023.

La Figura 4.7.14 muestra que la mayor parte de los ataques a cisnes, han sido llevados a cabo por lobos juveniles, seguidos por subadultos (adulto 2).

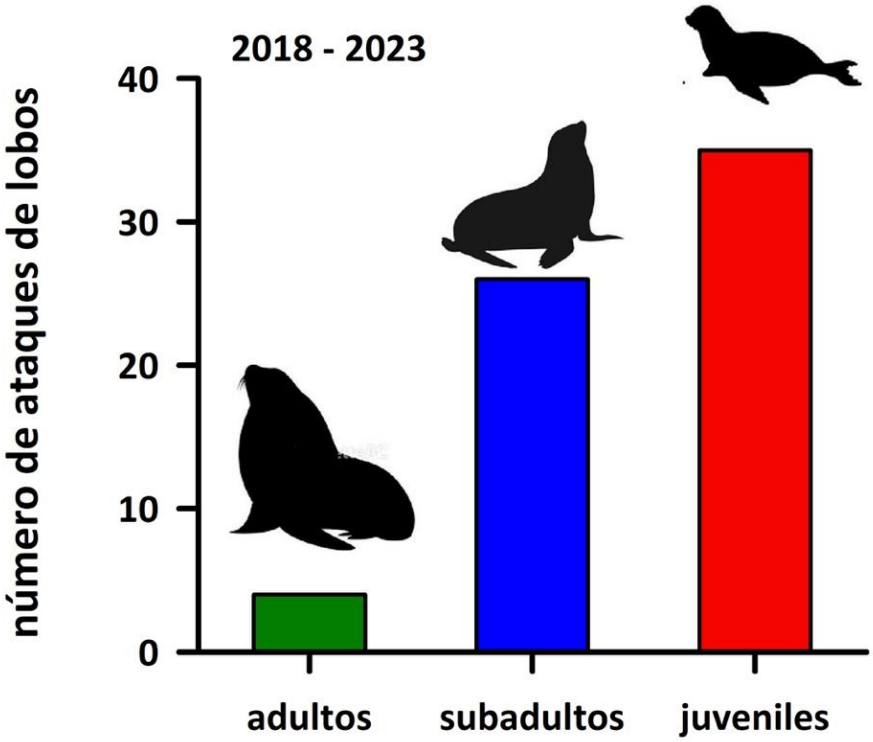


Figura 4.7.14. Número de ataques de lobos marinos a cisnes de cuello negro dentro del HRC (período de observaciones: julio 2018 - diciembre 2023).

OFERTA DE PECES EN FERIA FLUVIAL DE VALDIVIA Y ACTIVIDAD DEPREDATORIA DE LOBOS MARINOS DENTRO DEL HRC

La Figura 4.7.15, muestra la variabilidad en el número de puestos de venta de pescados en la feria fluvial de Valdivia, durante el año 2023: el número máximo de puestos activos, varió entre 12 y 13 y el más bajo entre 4 y 6. La misma Figura, muestra una tendencia a la disminución de puestos desde junio a septiembre, es decir durante los meses más lluviosos.

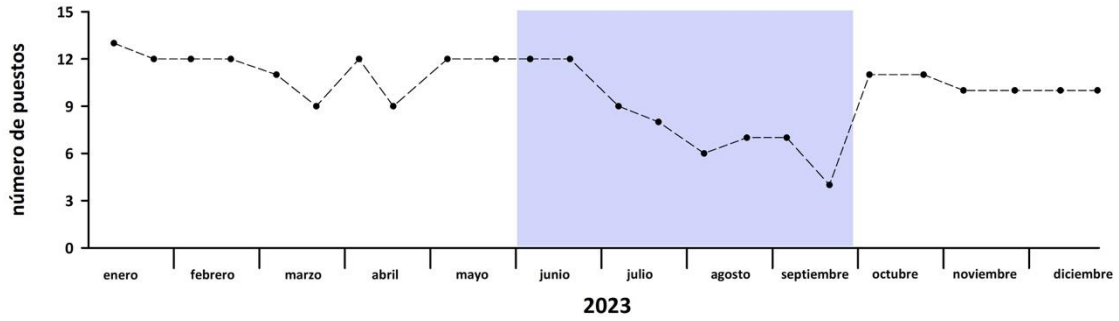


Figura 4.7.15. Variabilidad en el número de puestos de venta de pescado, en la feria fluvial de Valdivia, durante el año 2023. La zona marcada con celeste, corresponde a los meses con el número más bajo de puestos activos de venta de pescado.

La Figura 4.7.16, muestra que el Indice de depredación de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro al interior del HRC durante el año 2023, no muestra correlación significativa con la variabilidad del número de puestos activos de venta de pescado, en la feria fluvial de Valdivia.

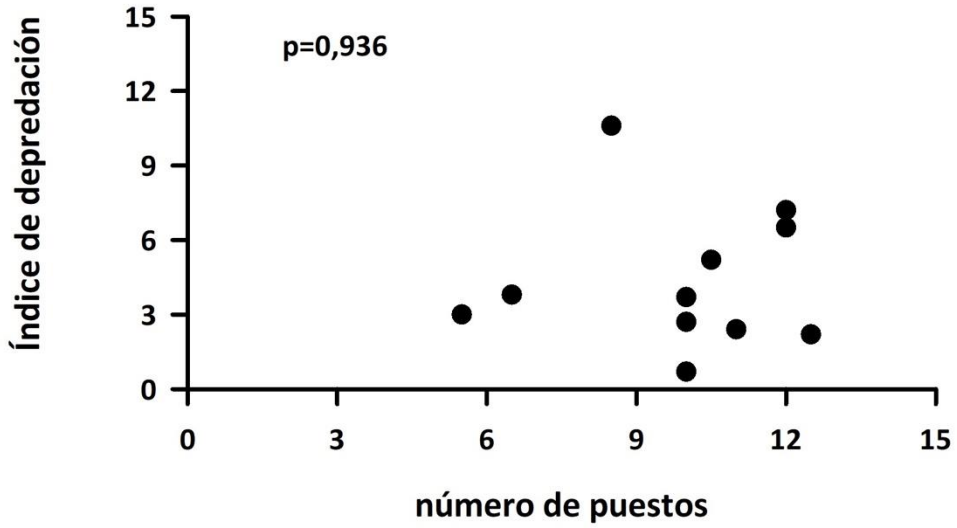


Figura 4.7.16. Relación entre el Indice de depredación de lobos marinos sobre cisnes de cuello negro dentro del HRC y variabilidad del número de puestos activos de venta de pescado, en la feria fluvial de Valdivia.

La Figura 4.7.17, muestra que las especies de peces más comunes en los puestos de venta de pescado durante el año 2023, fueron el Salmón, la Merluza, la Reineta y la Sierra.

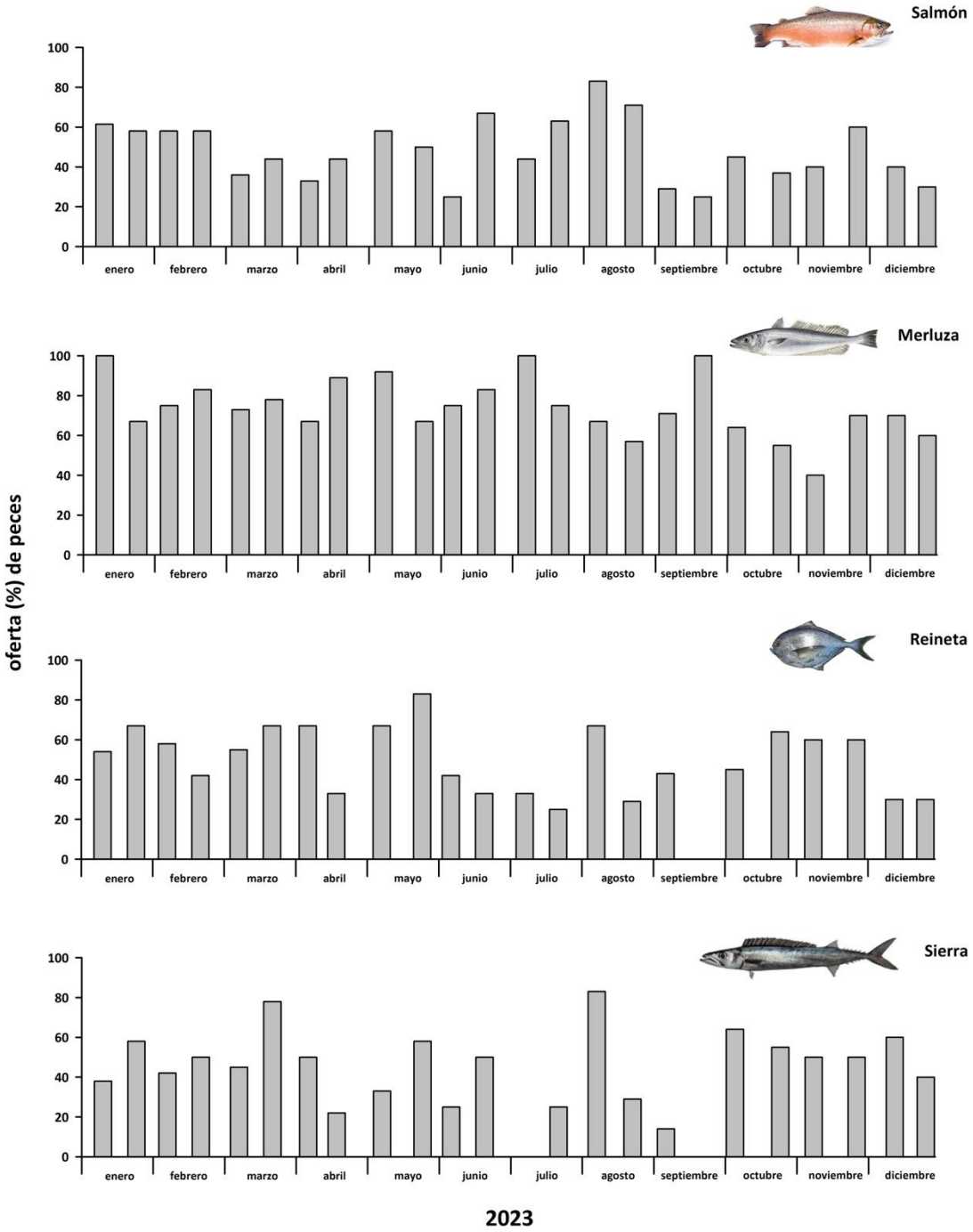


Figura 4.7.17. Variabilidad porcentual de las especies de peces más comunes en los puestos de venta de la feria fluvial de Valdivia, durante el año 2023.

Observaciones realizadas durante el año 2023, muestran que los lobos marinos que son subsidiados tróficamente por los locatarios de la feria fluvial de Valdivia, no consumen descarte de peces acorde la oferta del mismo. Lo anterior, ya que se esos lobos consumen primariamente descarte de salmones y merluzas; no así por ejemplo del descarte de la Reineta (Fig. 4.7.18).



Figura 4.7.18. Descarte de Reineta depositado en las escaleras de la feria fluvial de Valdivia, durante junio del año 2023 y no consumido por los lobos marinos.

4.7.3. CONTENIDOS DE HIERRO Y ALUMINIO EN TEJIDOS HEPÁTICOS, RENALES Y CEREBRALES DE CISNES DE CUELLO NEGRO (*)

No se ha podido recolectar aún, el número planificado de estómagos, riñones y cerebros de carcasas de Cisnes de cuello negro del HRC. Por lo mismo, no se han enviado muestras al LOQ, Universidad de Concepción para los análisis de Hierro y Aluminio en tales

tejidos. La Tabla 4.7.3, identifica el número de carcasas de cisnes entregadas en el Instituto de Patología Animal de la Facultad de Ciencias Veterinarias para las respectivas necropsias, tendientes a recolectar de las mismas tejidos de los órganos ya mencionados para los análisis de esos metales pesados.

Tabla 4.7.3. Número de carcasas de Cisnes de cuello negro para análisis de Hierro y Aluminio en téjidos hepáticos, renales y cerebrales.

CISNES TEMPORADA 2024						
N° de ingreso Patología	**Fecha**	**Sitio colecta**	**Características**	**Hígado**	**Riñón**	**Cerebro**
225-24-N	11-06-24	Punucapa	Macho 5,7 kg	SI	SI	SI
226-24-N	11-06-24	Punucapa	Hembra 5,0 kg	SI	SI	SI
227-24-N	11-06-24	Isla Realejo	Macho 6,25 kg	SI	SI	SI
229-24-N	12-06-24	Punucapa (CEREFAS)	Macho 3,10 kg	SI	SI	SI
237-24-N	25-06-24	La Dehesa Sur	Macho 5,05 kg	SI	SI	SI
238-24-N	25-06-24	La Dehesa	Macho 5,50 kg	SI	SI	SI
239-24-N	25-06-24	Cabo Blanco	Sin sexo 2,2 kg	NO	NO	SI
242-24-N	25-06-24	La Dehesa Muelle	Hembra 3,25 kg	SI	SI	NO
246-24-N	28-06-24	CEREFAS	Hembra 2,75 Kg	SI	SI	SI
249-24-N	04-07-24	La Culebra Norte	Macho 4,3 kg	SI	SI	SI
250-24-N	04-07-24	Chrocamayo Sur	Macho adulto 6,30 kg	SI	SI	SI
289-24-N	11-10-24	Punucapa Muelle	Macho adulto 6,25 kg	SI	SI	SI
290-24-N	11-10-24	La Culebra	Hembra 4,75 kg	SI	SI	SI

CONCLUSIONES

- Desde el año 2014 al 2021 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; con posterioridad (años 2022 y 2023), los avistamientos han aumentado en la parte sur del humedal, particularmente en el área de San Ramón y Punucapa. Puede hipotetizarse, que la porción sur del humedal, presenta mayor cobertura y mejor calidad de totora, alimento primario de esta especie.

- Como ha sido la tendencia en este monitoreo, 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. Esta situación puede estar relacionada a la expansión que ocurre durante ese período hacia el interior del humedal, de actividades turísticas y traslados vía fluvial de material y trabajadores entre sectores del humedal (por ejemplo, movimientos de barcaza entre el río Cayumapu y la Isla Rialejo). En contraste a esto, durante los meses de junio, julio y agosto, 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 diciembre 2023, se han registrado 2.233 carcasas de cisnes de cuello negro muertos por ataque de lobos marinos.
- 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, con la excepción del mes de febrero de los años 2022 y 2023.
- Se observa una correlación positiva entre los valores del índice de depredación de cisnes y la abundancia combinada de lobos subadultos y juveniles censados en las cercanías de la feria fluvial de Valdivia.
- No se encontró correlación significativa, entre la variabilidad estacional del índice de depredación de cisnes por parte de lobos marinos al interior del HRC y la

variabilidad estacional en la oferta de pescados y descarte de la feria fluvial de Valdivia. Sin embargo y debido a que solo se cuenta con un año de datos sobre este tema (2023), no se descarta la hipótesis de que la mayor depredación de cisnes por parte de lobos marinos al interior del humedal, tenga relación con la menor oferta de pescados y descarte, que usualmente ocurre en la feria fluvial de Valdivia, durante los meses de invierno.

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
Tercer año Continuidad Programa de Monitoreo (abril 2022 – marzo 2023)		
24-25 mayo 2022	3 coipos	dos en río Tambillo y uno en río Cayumapu
29-30 junio 2022	20 coipos	uno en río La Culebra, uno en San Pedro, uno en río Cayumapu, dos en Plaza de Armas, dos en Punucapa, dos en San Ramón, uno en río Tambillo, nueve en Santa Clara & Rialejo y uno en río Santa María
25-26 julio 2022	8 coipos	uno en río Cudico, uno en Punucapa, tres en San Ramón y tres en río Tambillo
29-30 agosto 2022	13 coipos	diez en Plaza de Armas, dos en Punucapa y uno en Santa Clara & Rialejo
	1 Huillín	uno en río Santa María
28-29 septiembre 2022	1 Coipo	uno en río La Culebra
	1 Visón	uno en río Pichoy
25-26 noviembre 2022	1 Coipo	uno en río Cayumapu
	1 Huillín	uno en río Cayumapu
28-29 diciembre 2022	1 Coipo	uno en río Pichoy
27-28 febrero 2023	1 Visón	uno en río Pichoy
	3 huillines	dos en río Pichoy y uno en río Santa María
26-27 marzo 2023	2 visones	uno en canal Cau Cau y uno en San Antonio
Segundo año Continuidad Programa de Monitoreo (abril 2021 – marzo 2022)		
14-15 mayo 2021	2 coipos	dos en río Tambillo
17-18 junio 2021	19 coipos	uno en río Pichoy, diez en Plaza de Armas, seis en río Tambillo y dos en río Santa María
25-26 julio 2021	26 coipos	uno en río La Culebra, uno en San Pedro, uno en río Pichoy, cinco en Plaza de Armas, siete en San Ramón, cuatro en río Tambillo, seis en Santa Clara y uno en río Santa María
25-26 septiembre 2021	20 coipos	uno en río La Culebra, nueve en Plaza de Armas, uno en San Ramón, dos en río Tambillo, siete en Santa Clara & Rialejo
	1 Visón	uno en Fuerte San Luis

28-29 enero 2022	3 coipos	dos en río Cayumapu y uno en Santa Clara & Rialejo
	1 Visón	Uno en río San José
Primer año Continuidad 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.
Primer 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 2023).

Tercer año del Programa de Continuidad Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2022 - marzo 2023)

Sector avistamiento	fecha	coordenadas	especies			observaciones
			Coipo	Huillín	visón	
La Culebra sur	18/06/2022		X			Uno posado en totorales y uno nadando
Isla Rialejo	12/07/2022		X			Uno posado en totorales y uno nadando
Muelle Chorocamayo	15/07/2022		X			Uno posado en totorales
La Culebra sur	27/07/2022		x			Uno posado en totorales
San Antonio	20/01/2023			X		Uno nadando entre *L. peploides*
Santa Clara	21/01/2023		X			Uno posado en totorales

Segundo año del Programa de Continuidad Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2021 - marzo 2022)

Sector avistamiento	fecha	coordenadas	especies			observaciones
			Coipo	Huillín	visón	
Río Pichoy	17/02/2022		X			Uno nadando en río
San Martín	5/03/2022				X	Uno nadando en río

Primer año del Programa de Continuidad 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. Pablo Fierro, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador Asociado.

Dr. Leonardo Bacigalupe, Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, 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.

Lic. En 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.

Dr. Marcos Moreno, Departamento de Ingeniería Estructural y Geotécnica, Pontificia Universidad Católica de Chile. Investigador Asociado.

Dr. Juan Carlos Baez, Centro Sismológico Nacional, Universidad de Chile.