



Universidad Austral de Chile

Instituto de Ciencias de la Tierra

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

**MONITOREO AMBIENTAL DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS
TRIBUTARIOS (HRC): 2020-2023**

INFORME FINAL

Mayo 2021

ÍNDICE

	Página
1. PROGRAMA, OBJETIVOS Y COMPONENTES	1
2. COMPONENTE ABIOTICO	2
2.1. VARIABILIDAD AMBIENTAL DE LARGO PLAZO	22
2.2. AGUA SUPERFICIAL	
2.3. SEDIMENTOS SUBMAREALES	112
3. COMPONENTE BIOTICO	184
3.1. MACROFITAS ACUATICAS	184
3.1.1. ESTUDIOS <i>IN SITU</i>	209
3.1.2. SENSORES REMOTOS	233
3.2. ICTIOFAUNA DE RIBERAS	266
3.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES	273
3.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUIMICOS EN PECES	296
3.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS	316
3.4. MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES	371
3.5. CAMARONES	393
3.6. AVIFAUNA ACUATICA	416
3.6.1. DATA CONAF	422
3.6.2. DATA UACH	440
3.7. AVIFAUNA DE PAJONALES	455
3.8. HERPETOFAUNA	469
3.9. MAMIFEROS ACUATICOS	491
3.9.1. Coipos, visones y huillines	496
3.9.2. Actividad depredatoria de lobos marinos sobre Cisnes de cuello negro	503
3.9.3. Mortalidad de cisnes debido a causas no atribuibles a depredación por lobos marinos	504
4. EQUIPO DE TRABAJO	519

1. PROGRAMA, OBJETIVOS Y COMPONENTES

El Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del Humedal del Río Cruces o HRC 2020 - 2023, incorpora conceptos relevantes del reciente 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 durante el 8 de agosto del año 2020. Esos conceptos dicen relación con la selección y descripción de los objetos de conservación biológicos 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 para ir dando cuenta de la variabilidad del estado ambiental del humedal en el espacio y en el tiempo.

Tal como lo fue el Programa de Monitoreo del HRC llevado a cabo durante el período 2015-2020, el Programa de Continuidad de Monitoreo Ambiental del HRC 2020-2023, es un monitoreo de tipo adaptativo. Es decir, este es un monitoreo que se va actualizando, acorde por ejemplo, la aparición de fenómenos no observados al comienzo del mismo o a variabilidad espacio – temporal de variables físicas y/o biológicas, que van más allá de lo que hasta ese momento se conoce.

Debido a lo anterior, durante este Programa se analizarán continuamente 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.

2. COMPONENTE ABIOTICO

2.1. VARIABILIDAD AMBIENTAL DE LARGO PLAZO

ANTECEDENTES

La zona de Valdivia posee un clima templado lluvioso con influencia mediterránea; según Köppen en Koepe & de Long (1958) este es del tipo Cfb (C=clima templado, f=húmedo, b=mes más cálido inferior a 20°C). Esta clasificación se mantiene en la reciente revisión realizada por Sarricolea *et al.* (2017), quienes precisan que la disminución de la elevación de los Andes, la influencia de los vientos del oeste, las altas precipitaciones y las condiciones oceánicas determinan la configuración del clima en la zona de Valdivia. Con esta precisión más actualizada, se propone que el Clima de Valdivia es en realidad Csb, es decir exhibe un carácter de variante bioclimática submediterránea (Rivas-Martínez 2004, Sarricolea *et al.* 2017). Las precipitaciones fluctúan entre 1.300 y 3.500 mm al año (datos 1900 - 2020, presente estudio), con importantes fluctuaciones entre años originados por el fenómeno El Niño – Oscilación Sur o ENSO (Grimm *et al.* 2000, Cai *et al.* 2020), la Oscilación Decadal del Pacífico o PDO (Wang *et al.* 2014, Nuñez *et al.* 2013) y el Modo Anular del Sur o SAM (Gillett *et al.* 2006). A pesar de tal variabilidad, la zona de Valdivia se emplaza en un área extratropical, donde los principales generadores de lluvia son sistemas frontales asociados con ciclones superficiales migratorios (Montecino & Aceituno 2003).

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

de anillos de crecimiento de árboles, evidencian la existencia de ciclos largos de precipitaciones que pueden ser seculares (Roig *et al.* 2001).

En la zona de Valdivia, la humedad relativa promedio anual del aire es cercana al 80%, aun cuando durante los meses de invierno esta puede superar el 90%, debido a la alta pluviosidad de la zona (Dirección Meteorológica de Chile). La temperatura promedio anual del aire bordea los 12°C; la oscilación promedio entre el mes más cálido y el más frío, es de aproximadamente 10°C. Enero y julio son los meses más cálidos y fríos, respectivamente, con temperaturas cercanas a 17 y 7°C, respectivamente (Huber 1970). La temperatura máxima absoluta del aire es cercana a 35°C y la mínima a -5°C. Las heladas que se registran en la zona, se producen principalmente durante noches despejadas de los meses de invierno.

OBJETIVOS

- Actualizar la información existente relacionada a las características climáticas e hidrológicas del área donde se inserta el Humedal del Río Cruces (HRC) y sus ríos tributarios, a diciembre de 2020.
- Identificar eventuales tendencias de largo plazo en esas características.

METODOLOGÍAS

Datos disponibles

En este capítulo se analizan datos históricos relacionados a la climatología (precipitaciones y temperatura mínima del aire; 1960-2020) e hidrología (caudal y nivel del espejo de agua del río Cruces; 1970-2020 y 2000-2020, respectivamente), en el área donde se ubica el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Se incluye también un análisis comparativo de la variabilidad temporal de las precipitaciones con el caudal y la altura del espejo de agua del río Cruces en Rucaco. Debido a la importancia de la influencia oceánica en el clima de la zona, se analiza además la temperatura superficial

del mar en Corral (1962-2020), localidad ubicada *circa* 25 km al sur del HRC. La Tabla 2.1 muestra los tipos de datos ambientales recopilados y sistematizados, así como la identificación de las fuentes de origen de los mismos.

Tabla 2.1. Catastro de fuentes de datos para realizar los análisis meteorológicos e hidrográficos. UACH: Universidad Austral de Chile, DMC: Dirección Meteorológica de Chile, DGA: Dirección General de Aguas y SHOA: Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada.

Tema	Parámetro	Fuente	Estación	Inicio	Fin
Meteorología e hidrografía	Precipitaciones	UACH	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2010
		UACH	Fundo Santa Rosa	1 may 2015	31 dic 2019
		DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 2011	31 dic 2020
	Temperatura del aire	UACH	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2010
		UACH	Fundo Santa Rosa	1 ene 2011	31 dic 2019
		DMC	Aeropuerto Pichoy	1 ene 2011	31 dic 2020
	Caudal hídrico	DGA	Río Cruces en Rucaco	1 ene 1970	31 dic 2020
Nivel de agua	DGA	Río Cruces en Rucaco	1 ene 2000	31 dic 2020	
Oceanografía	Temperatura superficial del mar	SHOA	Corral	1 sep 1962	31 dic 2020

Análisis

La temperatura superficial del mar (°C) se analizó a nivel mensual entre septiembre de 1962 y diciembre 2020. Para ello se utilizó la data registrada por el SHOA en el puerto de Corral (39°52'41.98''S y 73°25'21.99''W).

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

Los datos de caudales hídricos y altura del espejo de agua cubren el período 1970-2020 y 2000-2019, respectivamente y provienen de la DGA, específicamente de la estación hidrológica localizada en el Río Cruces, sector Rucaco.

Se realizó un análisis de series temporales en el dominio del tiempo, orientado a estimar el comportamiento de largo plazo de cada señal. Se asume que todas las series se pueden descomponer aditivamente de la siguiente forma:

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

Donde, x_t es el valor observado, T_t es la tendencia y representa el comportamiento de largo plazo de la señal y que se asume lineal, S_t es la estacionalidad asumiéndose una oscilación cíclica que puede variar en el tiempo (Verbesselt *et al.* 2010a, Verbesselt *et al.* 2010b) y, ε_t corresponde a la anomalía compuesta por variaciones no explicadas por los componentes de tendencia y estacionalidad, los cuales se asumen como aleatorios. Para

estimar la tendencia lineal de la serie, se utilizó el método de mínimos cuadrados, con la prueba de Mann-Kendall (Mann 1945, Kendall 1970).

RESULTADOS

Temperatura superficial del mar

La serie mensual se construyó con la media aritmética de todos los registros del mes de la temperatura medida en la superficie del mar, tres veces al día: 8h00, 14h00 y 20h00. Cuando no había datos o faltaban más del 20% de los mismos en un mes, se consideró al mes como una brecha o “gap”, procediéndose a interpolar linealmente en caso de que el mes faltante se encontrara rodeado de meses con datos, o a usar una interpolación “spline” (secciones de una línea curva definidas por polinomios) – cúbica ante la ausencia de 2 o 3 meses consecutivos. Con todo, la serie presenta un extenso “gap” que abarca entre los años 1966 y 1985.

La tendencia lineal estimada de la temperatura superficial del mar muestra una pendiente negativa (Fig. 2.1, arriba), indicando un enfriamiento del mar en Corral. Aunque la pendiente de esta tendencia parece estar afectada por el tramo de registros 1962 – 1966, su comportamiento negativo está de acuerdo con los hallazgos existentes para el litoral de Chile central, donde en la mayoría de las estaciones costeras, los registros de temperatura en tierra y mar, registran esta tendencia negativa. Esto ha sido atribuido a la influencia de la corriente de Humboldt y a las alteraciones de la hidrodinámica local, debido al cambio climático antropogénico (Falvey & Garreaud 2009, Winckler *et al.* 2020). La ecuación de la recta de la tendencia estimada, tiene una pendiente de $-0,0018$ y un intersección igual a $13,499$, $R^2= 0,0275$; lo que indica una tasa de cambio anual de $-0,02^{\circ}\text{C}$ y una variabilidad de la señal explicada por la tendencia de 2.75%.

La estimación del ciclo estacional, refleja cambios en el ciclo anual, mostrando una reducción de amplitud del ciclo durante el siglo XXI, en relación a los registros existentes en la segunda mitad del siglo XX (Fig. 2.1, abajo). Esta reducción es especialmente notoria a partir del año 2015. De esta forma, la temperatura superficial del mar en las

inmediaciones de Valdivia (Corral) experimenta un enfriamiento y al mismo tiempo una reducción de la amplitud del ciclo estacional, provocando temperaturas más frías en la época estival y temperaturas levemente más cálidas en la época invernal. Este cambio de comportamiento en la temperatura del mar, puede estar afectando las precipitaciones de la zona, las que en última instancia son alimentadas por la evaporación del mar: *i.e.*, ya que las aguas más frías se evaporan menos, las precipitaciones se reducen.

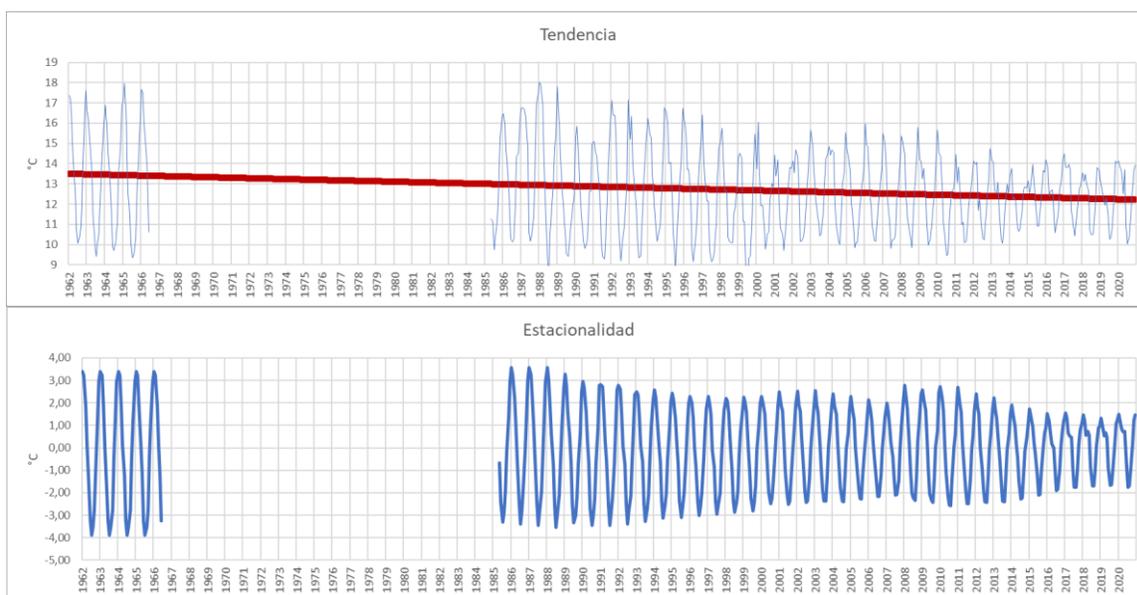


Figura 2.1. Evolución en el tiempo del registro mensual de la temperatura superficial del mar, registrada en Corral entre 1962 y 2020. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada.

Temperatura mínima del aire

La serie diaria de temperaturas mínimas del aire comprende desde 1960 a 2020, pero es discontinua en los siguientes tramos: 1 agosto al 3 de septiembre de 1972, 1 de febrero al 18 de marzo y 12 de octubre al 31 de diciembre de 2011, 25 de febrero al 10 de abril de 2014, 1 enero al 17 abril, 21 al 27 mayo y 5 al 8 junio de 2015. La falta de datos se superó mediante interpolación lineal (cuando solo faltaba un día) o “spline” cúbica (cuando

faltaban 2 o 3 días consecutivos). Meses sin datos fueron interpolados con el mismo criterio, en función de los meses contiguos.

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

Se puede observar un comportamiento de largo plazo asociado a un descenso de las temperaturas mínimas (Fig. 2.2, arriba). Sin embargo, el número de eventos cálidos (temperaturas mínimas mayores a 13°C), parece incrementarse en frecuencia en los últimos años. La variación cíclica estacional, permite apreciar una amplificación de rango a partir del verano 2011 – 2012 la que se sostiene hasta el año 2020 (Fig. 2.2, abajo). Con todo, el comportamiento de la temperatura mínima indica un enfriamiento local, perturbado por eventos más cálidos y cada vez más frecuentes.

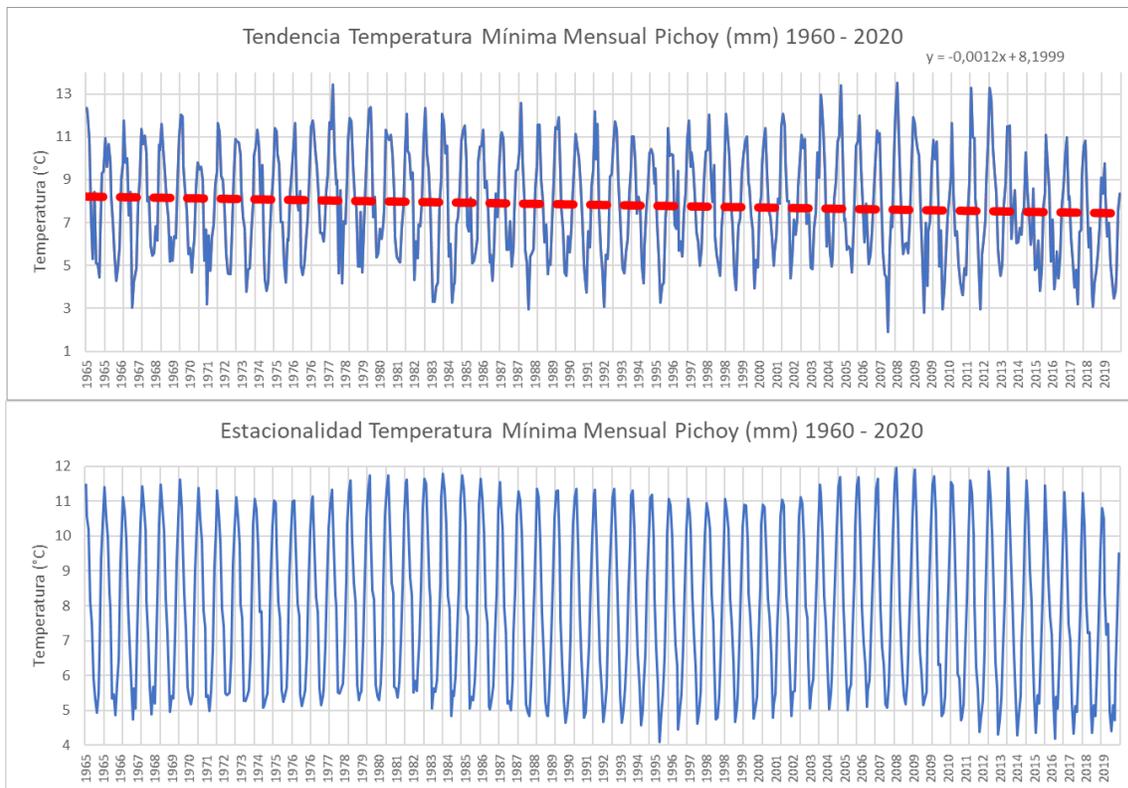


Figura 2.2. Evolución en el tiempo del registro mensual de la temperatura mínima registrada entre 1960 y 2020. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada.

Precipitaciones

La serie de precipitaciones diarias comprende desde 1960 a 2020. Esta serie fue primariamente construida con datos de la estación Teja de la UCh (1960-2010). Entre el 1 enero de 2011 y el 31 de diciembre del 2020 se usaron datos de precipitaciones diarias desde la Dirección Meteorológica de Chile, específicamente de la estación del Aeropuerto Pichoy, ubicada en la parte norte del área de estudio ($39^{\circ}39'03,96''S$; $73^{\circ}04'54,12''W$) y desde 1 de mayo del año 2015 al 31 de diciembre del año 2019, se usaron los datos generados por la Estación Meteorológica Austral, ubicada en el fundo Santa Rosa de la UCh, sector Cabo Blanco, Valdivia.

La evolución del acumulado anual de las precipitaciones en la zona (Fig. 2.3), se reduce desde máximos aproximados de 3200 mm a 2000 mm al año. Además, la frecuencia del número de años secos (precipitaciones inferiores a 2000 mm al año), aumenta en el tiempo (Fig. 2.3).

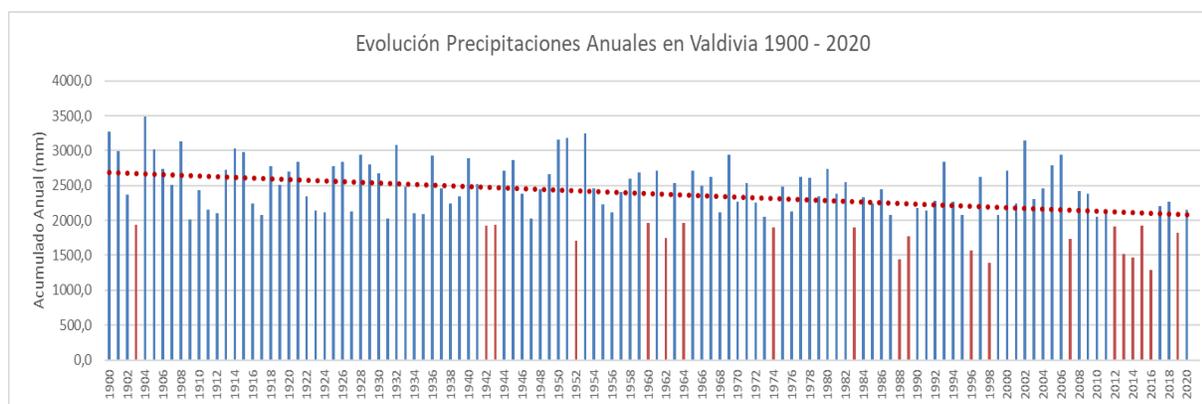


Figura 2.3. Evolución de las precipitaciones acumuladas anuales en Valdivia; período 1900-2020. Las barras azules muestran la precipitación acumulada anual en mm, a la vez que las barras rojas, indican los años con precipitaciones inferiores a 2000 mm. La línea discontinua roja muestra la tendencia de largo plazo.

Concordante con lo anterior, el cálculo del promedio de 30 años de precipitaciones, muestra una disminución aproximada de 2600 mm a 2200 mm, entre los años 1930 y 2020 (Fig. 2.4). El valor de R^2 resultante de un análisis de regresión, muestra que el 99.6% de la variabilidad observada en las precipitaciones, es explicada por esta tendencia lineal descendente. En la zona de Valdivia, cada año se pierden del orden de 5 mm de precipitación total.

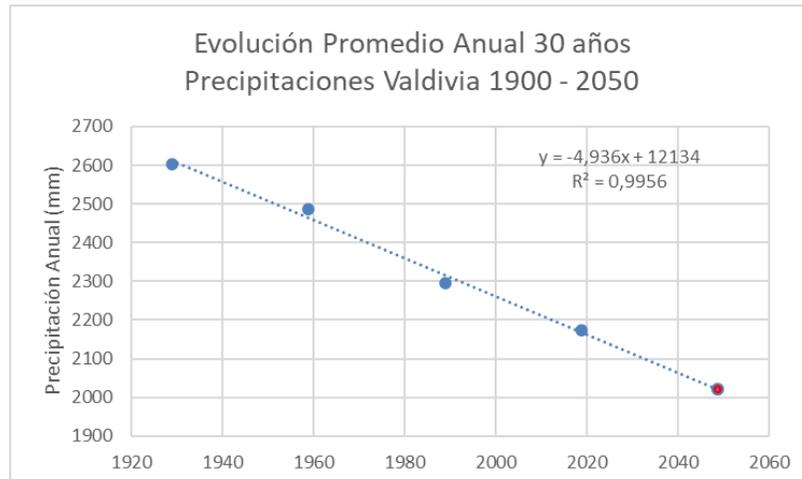


Figura 2.4. Evolución promedio anual de 30 años de precipitaciones en Valdivia. Período histórico 1900 - 2020 (puntos azules) y proyección 2021 -2050 (punto rojo).

Variabilidad histórica mensual

El patrón de precipitaciones mensuales derivada de la serie histórica, muestra un ciclo anual bien definido, caracterizado por un máximo invernal y un período estival con un monto significativamente menor de lluvia, tal como ha sido descrito en trabajos anteriores (UACH 2014-2020; Reyes 1981; Huber 1970).

Entre enero y marzo existe un lapso de bajas precipitaciones asociadas a la estación de verano, cuyos montos promedios no superan los 85 mm mensuales (Fig. 2.5). A partir de abril comienza a manifestarse un aumento de las lluvias, para alcanzar entre junio y agosto el período de máximas precipitaciones, asociado evidentemente a la estación de invierno (Fig. 2.5. Sin embargo, este ciclo estacional ha sufrido cambios en el tiempo (Fig. 2.6, abajo), que se traducen en secuencias de años con grandes amplitudes de precipitación entre las estaciones de invierno y verano, seguidos de otros años donde estas amplitudes disminuyen. En particular, desde las amplitudes alcanzadas en los años 2004 y 2005, en los últimos 15 años se aprecia una sistemática disminución de estos rangos (Fig. 2.6, abajo).

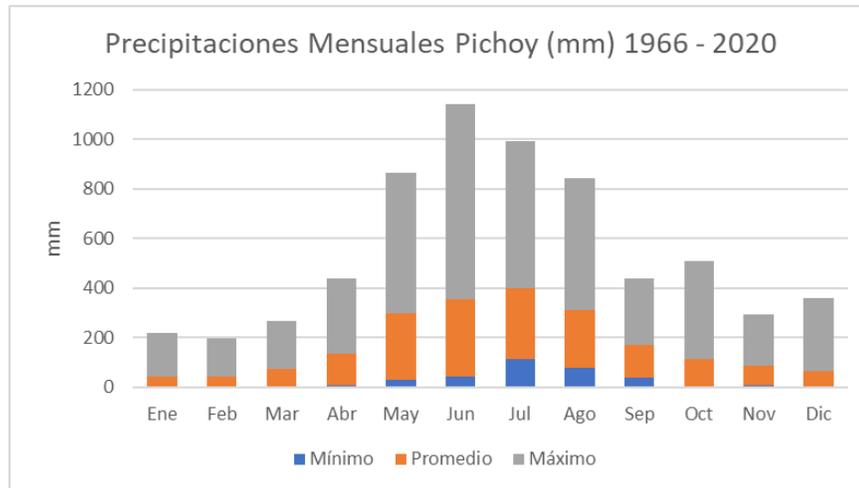


Figura 2.5. Promedio de precipitaciones mensuales registradas en Pichoy entre los años 1966 y 2020 (en naranja). Se muestran además las precipitaciones mínimas registradas (azul) y máximas (gris).

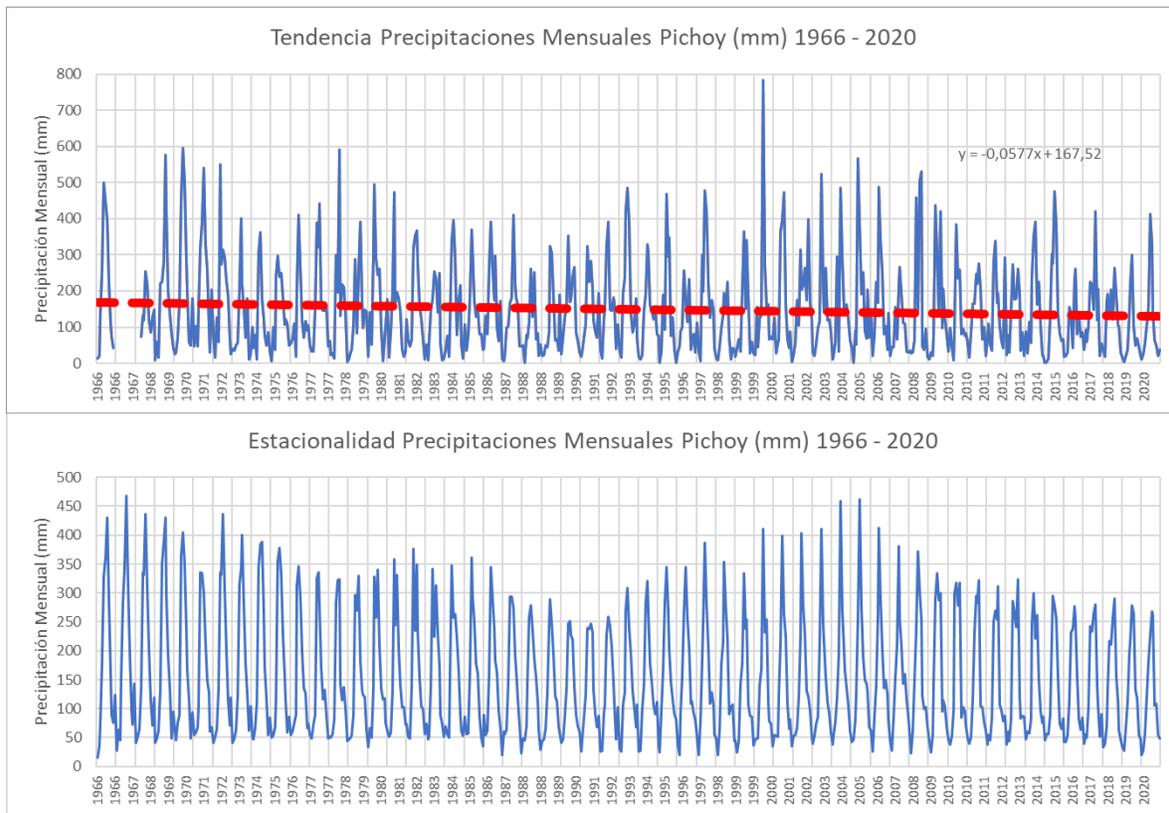


Figura 2.6. Evolución en el tiempo del registro mensual de la precipitación mensual registrada entre 1966 y 2020. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada.

En este patrón histórico, la tasa de cambio mensual en las precipitaciones aumenta a partir de abril; sin embargo, especialmente en los últimos, el período de bajas precipitaciones se ha extendido hasta abril (Fig. 2.7). El año 2020 es el primer año después de cinco en el cual, las precipitaciones se acercaron a los promedios históricos (Fig. 2.7), alcanzando un acumulado anual de 1411,8 mm. En este período (2015 – 2020), solo en algunos meses de invierno en los años 2015 (julio y agosto), 2017 (agosto) y 2020 (junio), las precipitaciones alcanzaron el promedio histórico, lo que se evidencia en la Figura 2.7 cuando la curva de precipitaciones mensuales (en azul) cruza a la curva de precipitaciones históricas (en naranja). El 2016, año en que ocurrió el mínimo histórico anual (1271,8 mm), prácticamente todas las precipitaciones mensuales estuvieron bajo el promedio histórico (1960-2015).

En el año 2018 se presentó un patrón de precipitaciones mensuales diferentes, donde destaca la gran cantidad de agua caída en marzo y abril, constituyendo el único año del período 2015 – 2020 donde las precipitaciones estivales son mayores al registro histórico (Fig. 2.7). Sin embargo, en este año las precipitaciones invernales son notoriamente bajas, resultando finalmente en un año “seco”. El año 2019, fue un año seco, constatándose que las precipitaciones mensuales estuvieron siempre bajo la media histórica (1960-2015). Por último, en el año 2020, se aprecia un incremento notorio en las precipitaciones mensuales durante el primer semestre del año, logrando superar el promedio histórico en el mes de junio (Fig. 2.7); sin embargo, en el segundo semestre se observa nuevamente un déficit de precipitaciones con respecto al histórico.

Años con precipitaciones bajo el promedio global fueron más frecuentes en los últimos 30 años (barras rojas en la Fig. 2.3), lo que ya había sido identificado en el informe anterior (UACH 2020). En este período los valores extremos de precipitaciones fueron más acentuados alcanzando cifras menores a 1500 mm y también mayores a los 3000 mm; lo cual es coincidente con el cambio de frecuencia e incremento de bajas precipitaciones durante el siglo XX, en particular durante la segunda mitad de dicho siglo (González-Reyes & Muñoz, 2013).

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

Al revisar las precipitaciones acumuladas mensuales entre los años 2015 y 2020 en el Aeropuerto de Pichoy y compararlas con el ciclo anual histórico registrado, como el promedio de las precipitaciones entre 1900 y 2014 en Valdivia, se observa que desde el año

2016, ocurre un déficit hídrico en el agua caída, siendo las precipitaciones del año 2020 las primeras que se acercan a las precipitaciones históricas (Fig. 2.7). En los últimos años, el registro de precipitaciones total de agua caída en Pichoy, muestra un prolongado déficit con respecto a los registros históricos. Además, en los años 2016 y 2018, los niveles mensuales máximos fueron inferiores a 300 mm de agua caída, mientras que lo histórico alcanza a 400 mm/mes en la época invernal. Sin embargo, durante el año 2020 se alcanzaron tales niveles máximos normales en el mes de junio (Fig. 2.7).

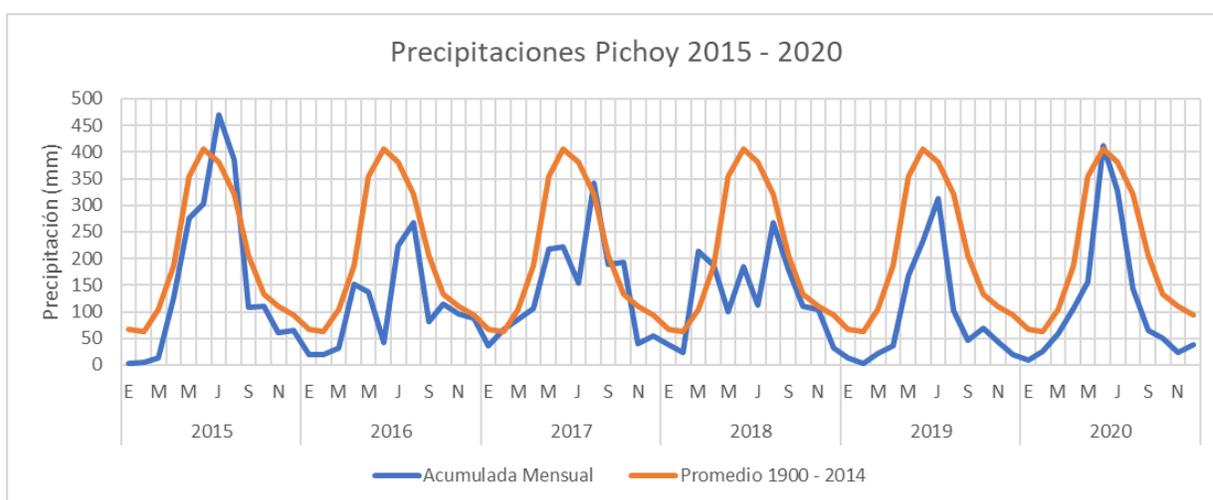


Figura 2.7. Comparación de las precipitaciones mensuales durante el período 2015 a 2020 (azul) con el promedio histórico (naranja). Datos registrados en Pichoy.

Caudal hídrico del río Cruces

La serie de datos diarios del caudal del río Cruces proviene de la Dirección General de Aguas (DGA), específicamente de la estación Rucaco y abarcan desde el 1 de enero de 1970 al 31 de diciembre de 2020. Esta serie presentó algunos períodos con datos faltantes, los cuales fueron superados con interpolación lineal o “sline” cúbica, dependiendo de la cantidad de datos faltantes. Durante el año 2020, la serie de datos de los meses de mayo, junio, octubre y noviembre, la serie presenta interrupciones, totalizando 38 días sin datos en estos cuatro meses.

Los valores históricos y presentes de caudal del río Cruces en el sector de Rucaco, muestran un claro patrón estacional a lo largo del año (Fig. 2.8), distinguiéndose un período de bajos caudales desde enero hasta abril, con una baja dispersión de valores: En mayo, el caudal comienza a aumentar rápidamente para alcanzar su máximo en el mes de julio, donde también se observa una alta dispersión o variabilidad en los valores entre años. En agosto los caudales continúan altos y a medida que se aproxima la primavera los caudales disminuyen a una tasa constante hasta diciembre, al igual que su dispersión.

El caudal del río Cruces experimenta una tendencia negativa (reducción), mostrando máximos de $350 \text{ m}^3/\text{s}$ a finales del siglo XX a máximos invernales inferiores a $250 \text{ m}^3/\text{s}$ en el siglo XXI. Esta reducción es concordante con la reducción de precipitaciones, aun cuando el incremento de precipitaciones en el año 2020, no se ve reflejado en un incremento de caudal para el mismo año (*cf.* Fig. 2.8, arriba *versus* Fig. 6). Durante el año 2020, se registró en promedio un caudal de $51,4 \text{ m}^3/\text{s}$, con un mínimo de $7,8 \text{ m}^3/\text{s}$ durante el mes de marzo y un máximo de $228,2 \text{ m}^3/\text{s}$ en el mes de julio. Sin embargo, se debe tener presente que en los meses de mayo y junio (cuando los caudales históricamente aumentan), las series de datos analizadas presentan datos faltantes, por lo que estos registros pueden estar subestimando el valor real del caudal hídrico del río Cruces en Rucaco.

Además de la tendencia de reducción de caudal, se aprecia un cambio en la estacionalidad, la que experimenta años de ciclos más amplios, explicados por mayores caudales en invierno. Los caudales mínimos de verano, sin embargo, no parecen reducirse (Fig.2.8, abajo).

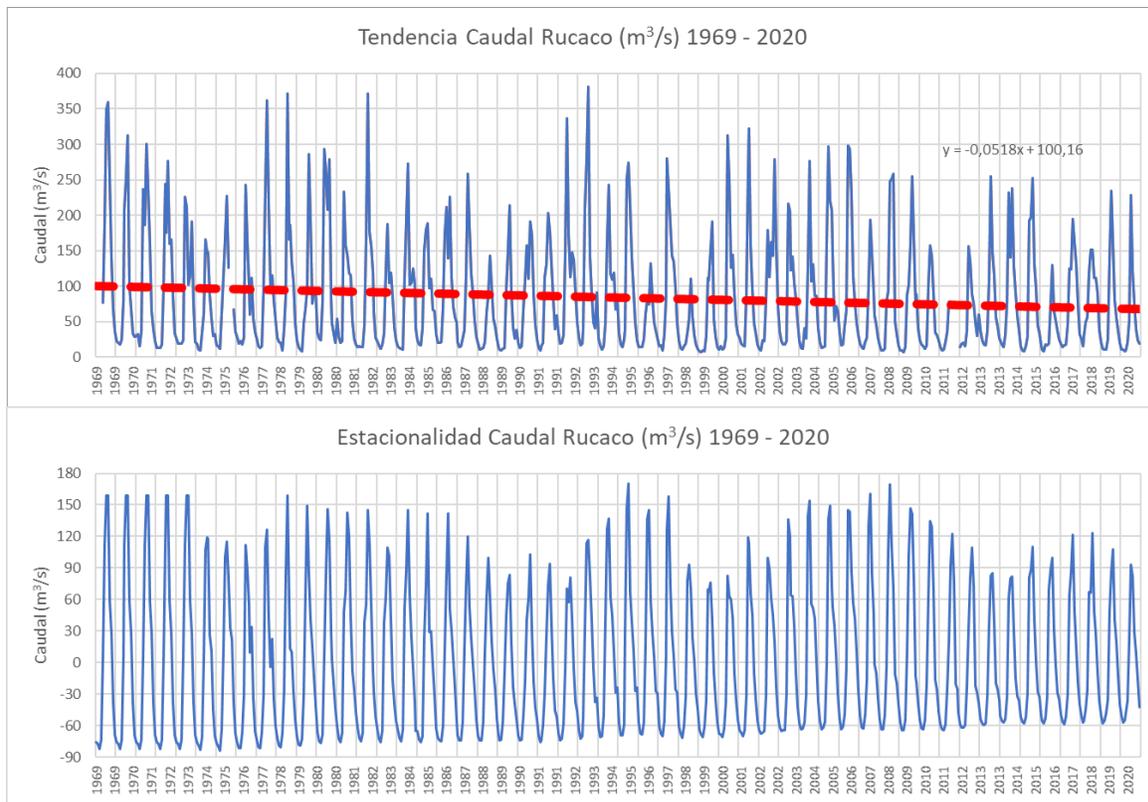


Figura 2.8. Evolución en el tiempo del registro mensual del caudal registrado en el río Cruces, sector Rucaco entre 1969 y 2020. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada.

Nivel de las aguas en Rucaco

El registro de 20 años de nivel del espejo de agua registrado por la DGA en la estación de Rucaco (2000 – 2020), muestra también una tendencia negativa (Fig. 2.9 arriba), aun cuando las amplitudes del ciclo estacional parecen estar incrementándose en los últimos tres años (Fig. 2.9 abajo). En forma concordante al registro del caudal, esta serie de niveles del espejo de agua muestra un claro ciclo estacional con máximos en la época invernal y mínimos en la época estival. Es interesante observar que tanto el caudal como la serie de niveles alcanzados en el Río Cruces, sector Rucaco, experimentan un máximo en los años 2008 – 2009 (Fig. 2.8 y 2.9, abajo), sin embargo, estos años no fueron

especialmente lluviosos (Fig. 2.3). Aparentemente, este incremento podría estar vinculado más bien a la persistencia de años con precipitaciones superiores a 2000 mm (Fig. 2.3).

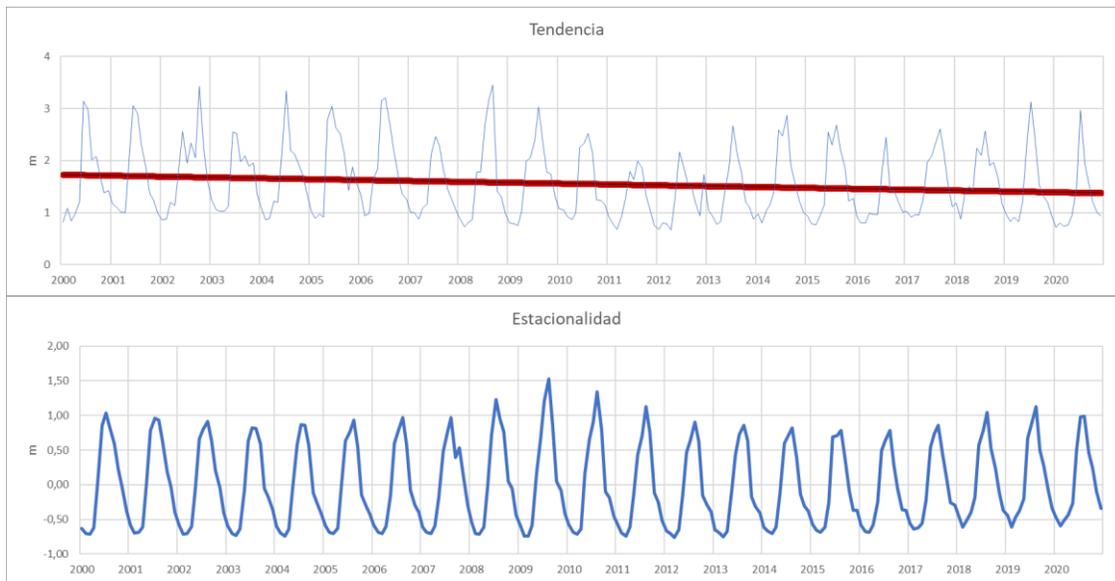


Figura 2.9. Evolución en el tiempo del registro mensual del nivel del espejo de agua registrado en el río Cruces, sector Rucaco entre 2000 y 2020. Arriba, evolución de la señal (línea continua azul) y estimación de la tendencia (línea roja). Abajo, estimación de la estacionalidad calculada sobre la anomalía de la serie destendenciada.

CONCLUSIONES

- La temperatura superficial del mar, registrada entre los años 1962 y 2020, muestra una tendencia negativa (enfriamiento) y un cambio en la estacionalidad, la que se expresa en una menor amplitud entre los máximos de la época estival y los mínimos de la época invernal.
- Las temperaturas mínimas del aire registradas desde 1960 a 2020, muestran la estacionalidad característica de la zona valdiviana. Estas comienzan a disminuir en otoño - específicamente en el mes de marzo - para alcanzar su mínimo en julio (ca. 5°C) y luego comenzar su ascenso a partir de septiembre.

- La variación promedio de las temperaturas mínimas mensuales a través de los años, mostró una tendencia a disminuir arrastrada por los últimos cuatro años. A nivel anual, la temperatura mínima del aire mostró la misma tendencia, con fluctuaciones a nivel de décadas en torno al promedio sin una tendencia secular.
- La pluviosidad del año 2020 fue levemente superior a la observada el año 2019, pero menor al nivel de referencia de un año normal (1871 mm), establecido por la Dirección Meteorológica de Chile e inferior al promedio histórico general ($\bar{x}=2395$ mm, IC =2315 - 2474) hasta el año anterior.
- Durante el año 2020, las máximas precipitaciones acumuladas ocurrieron en julio, como en el año 2019, y no en agosto como ocurrió en los años 2017 y 2018.
- La serie histórica mensual de precipitaciones (1960-2020), mostró el claro y típico patrón de estacionalidad de la zona valdiviana. Las lluvias comienzan a incrementar en otoño - específicamente hacia fines de abril - para alcanzar su máximo entre junio y agosto.
- Las precipitaciones totales en la zona de Valdivia mostraron una disminución significativa entre 1960 y 2020, a la vez que las precipitaciones anuales disminuyeron significativamente desde 1901 al 2005.
- Durante los últimos años se ha observado un aumento de eventos con pluviosidades menores al promedio histórico de la serie (1901-2020) y al normal anual de la Dirección Meteorológica de Chile (1871 mm), con un incremento de los valores extremos. Durante el año 2020, las precipitaciones se incrementaron con respecto al año anterior.
- El 2016 se ha mantenido como el año con la menor pluviosidad histórica en 120 años (1901-2020), y también tuvo el mínimo global para el registro completo de precipitaciones en Valdivia entre 1853 y el 2020.
- El patrón histórico tanto del caudal hídrico como los niveles del espejo de agua, mostraron además de la variabilidad estacional, la declinación de largo plazo asociada a la variabilidad histórica de las precipitaciones.

REFERENCIAS

- Cai W, McPhaden MJ, Grimm AM, Rodrigues RR, Taschetto AS, Garreaud RD, ... & Vera C (2020) Climate impacts of the El Niño–Southern Oscillation on South America. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(4): 215-231
- CONAMA (2007) Final report: Study about climate variability in Chile during the 21 st century. Comisión Nacional sobre Medio Ambiente, Santiago, 63 p
- Falvey M, Garreaud RD (2009) Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006), *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 114: D04102 (2009), 16 p
- 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 ciudad de Valdivia (Chile) durante los últimos 150 años. *Bosque (Valdivia)* 34(2):191-200. DOI: 10.4067/S071792002013000200008
- 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.
- Huber A (1970) Diez años de observaciones climatológicas en la Estación Teja – Valdivia (Chile) 1960-1969. Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Valdivia, 46 p
- Kendall MG (1970) *Rank Correlation Methods*, 2nd ed. New York: Hafner
- Koppe C, De Long G (1958) *Weather and Climate*. McGraw-Hill Company Inc., New York
- Mann HB (1945) Nonparametric tests against trend. *Econometría* 13(13): 245-259
- 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
- Núñez J, Rivera D, Oyarzún R, Arumí JL (2013) Influence of Pacific Ocean multidecadal variability on the distributional properties of hydrological variables in north-central Chile. *Journal of hydrology*, 501: 227-240
- Quintana J (2004) Estudio de los factores que explican la variabilidad de la precipitación en Chile en escalas de tiempo interdecadal. Tesis Magister en Ciencias mención Geofísica. Departamento de Geofísica Universidad de Chile, Santiago, p 88
- Quintana JM, Aceituno P (2012) Changes in the rainfall 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>

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Verbesselt J, Hyndman R, Zeileis A, Culvenor D (2010b) Phenological change detection while accounting for abrupt and gradual trends in satellite image time series. *Remote Sensing of Environment*, 114(12): 2970-2980

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

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

2.2. AGUA SUPERFICIAL

ANTECEDENTES

La cuenca del río Cruces drena una superficie de alrededor de 3.223 km². El río nace en la pre cordillera 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 profundidades 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 del río Cruces y antes de que este desemboque en el río Valdivia, confluyen ríos tributarios como el Cudico, Nanihue, Santa María, Pichoy, Tambillo, San Ramón, Cayumapu y Chorocamayo. 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 actualiza la información de tal variabilidad al año 2020 y se evalúa la eventual variabilidad intera-anual e inter-espacial de tales parámetros.

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 en fracción disuelta (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulada (Hierro y Aluminio).
- Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX).

METODOLOGIAS

Estaciones y periodicidad de muestreos

Los muestreos de agua fueron realizados en seis estaciones (ver Fig. 2.2.1) y en dos periodicidades según los parámetros físico-químicos a monitorear:

- i) **Periodicidad mensual** desde abril 2014 a diciembre 2020, para temperatura, pH, conductividad, concentración y saturación de oxígeno, sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia.

ii) **Periodicidad estacional** (abril y julio) para metales pesados disueltos (Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo) y particulados (Hierro y Aluminio), Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX. Se eligieron los meses de abril y julio de cada año, a fin de evaluar las concentraciones de tales parámetros en condiciones de menor y mayor caudal hídrico (abril y julio, respectivamente). En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas en que se realizaron los muestreos estacionales.

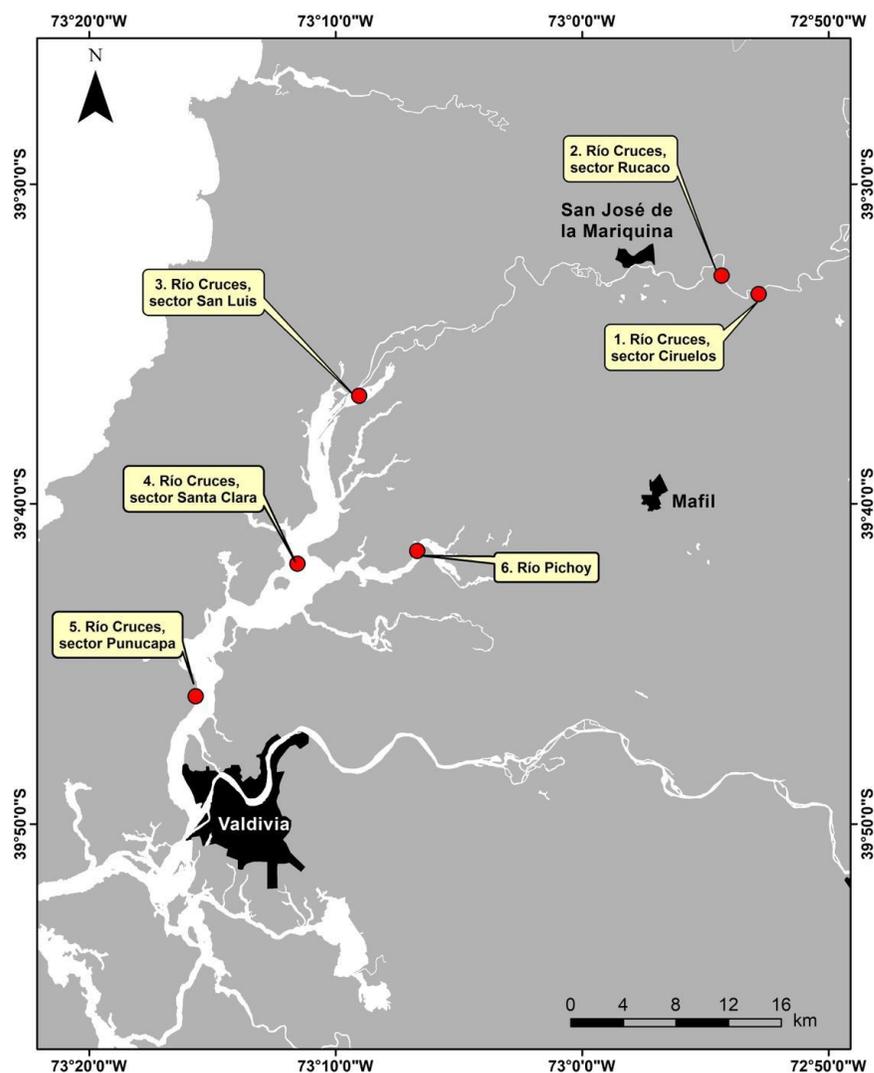


Figura 2.2.1. Ubicación de las estaciones de muestreo (1 a 6) para análisis de calidad del agua superficial en el área de estudio.

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

Las mediciones *in situ*, metodologías de obtención de muestras y análisis de laboratorio utilizadas para los estudios de calidad del agua superficial fueron:

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

Análisis de los datos

Agrupamiento de estaciones por sectores (localización espacial)

Los datos provenientes de las mediciones *in situ* y análisis de laboratorio, se agruparon en tres sectores acorde sus ubicaciones y presencia de mareas. Esto es:

- **L** = sector límnico del río Cruces; es decir, la parte del río que no es afectada por las mareas. Incluye las estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco) (Fig. 2.2.1.).
- **EE** = eje estuarial y central del río Cruces; es decir, la parte del humedal afectada por mareas. Incluye tres estaciones: Fuerte San Luis (estación 3) (San Luis, de aquí en adelante), Santa Clara (estación 4) y Punucapa (estación 5) ordenadas de norte a sur (Fig. 2.2.1.).
- **T** = río tributario del humedal; es decir, río afectado por mareas y que confluye en el eje central del río Cruces. En este caso, el tributario es el río Pichoy (estación 6).

Análisis estadísticos

La base de datos construida para comprender la variabilidad espacial y temporal de los parámetros temperatura, pH, conductividad, SDT, concentración y saturación de oxígeno, SST, transparencia de la columna de agua, metales pesados disueltos (Fe, Al, Cu, Zn y Pb) y particulados (Fe y Al), ácidos grasos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX) estudiados en las aguas superficiales del área de estudio, incluyen variables cualitativas (estaciones de muestreo y campañas temporales) y variables cuantitativas continuas (*e.g.*, temperatura, pH, conductividad, etc.).

Se debe establecer que en los análisis estadísticos se considera que los sectores predefinidos para el área de estudio, representan una variación tal que es posible categorizarlos (*i.e.*, sectores límnico del río Cruces; eje estuarial y central del río Cruces y río tributario del humedal del río Cruces), además de sus seis estaciones de manera independiente.

De igual forma, la variabilidad registrada durante los meses de abril y julio desde el año 2014 a la fecha, también permitiría categorizar situaciones ocurridas durante cada año en el tiempo. Así, en los análisis posteriores, estas variables categóricas son consideradas como factores fijos. Además, dado que estas variables toman valores en diferentes

magnitudes y escalas de variación, el análisis estadístico se enfocó a determinar patrones de variación generales y que generen una base comparativa de datos que permita plantear conclusiones que ayuden a comprender la variabilidad espacio temporal en los parámetros de calidad de agua superficiales del área de estudio.

Los análisis de las variables estudiadas en este capítulo se enfocan en la aplicación de básicamente dos técnicas: Análisis Univariado y Análisis Multivariado.

El **Análisis Univariado** consideró la aplicación de 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 campañas 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 continua 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 Kruskal-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 (“*outlayers*”) en la muestra. Esta prueba se basa en los siguientes supuestos: **i)** las muestras a comparar son independientes y tomadas

aleatoriamente desde una muestra con distribución continua, y **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 robusto ante desviaciones de la normalidad y homocedasticidad y que tiene mayor poder o baja probabilidad de cometer error de Tipo II (cuando no se rechaza una hipótesis nula siendo esta falsa) que cualquier 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 Kruskal-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 era el 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) y la prueba de Tukey no es 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.

La variabilidad espacio-temporal del agua superficial de las seis estaciones del área de estudio también se evaluó mediante **Análisis multivariado**, específicamente Análisis de Discriminantes Canónicos (ADC). Para ello se usaron los datos recolectados estacionalmente (abril y julio) entre los años 2014 y 2020. El ADC tuvo como objetivo evaluar eventuales diferencias entre grupos (estaciones de muestreo) a partir de un valor heurístico (*i.e.*, exploratorio o indagatorio), derivado de las variables con mayor peso discriminativo representadas por sus funciones lineales o ejes discriminantes (*c.f.*, Cooley, 1971). A partir del examen de los dos primeros ejes discriminantes, se identificaron las

variables con mayor aporte a la diferenciación o discriminación entre las estaciones formadas *a priori*, generándose así un menor número de variables.

Las funciones con mayor peso resultantes de los análisis, fueron graficadas mediante representaciones gráficas de dos dimensiones o “biplots” para cada análisis correspondiente a los meses de abril, julio y ambos *versus* las estaciones o sectores distribuidos espacialmente dentro del área y período de estudio (2014-2020).

RESULTADOS

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

Las Figuras 2.2.2 a 2.2.5 y Tablas 1 a 4 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacial y temporal de la temperatura, pH, conductividad y SDT, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

Temperatura

En términos generales, la variabilidad espacial de la temperatura fue bastante homogénea al comparar las seis estaciones de muestreo agrupadas en sector límnic del río Cruces, eje central del río Cruces y río tributario: *i.e.*, ocurrencia general de valores más altos durante el período estival (valores > 20 °C) y valores más bajos durante otoño e invierno (valores < 15 °C) (Fig. 2.2.2).

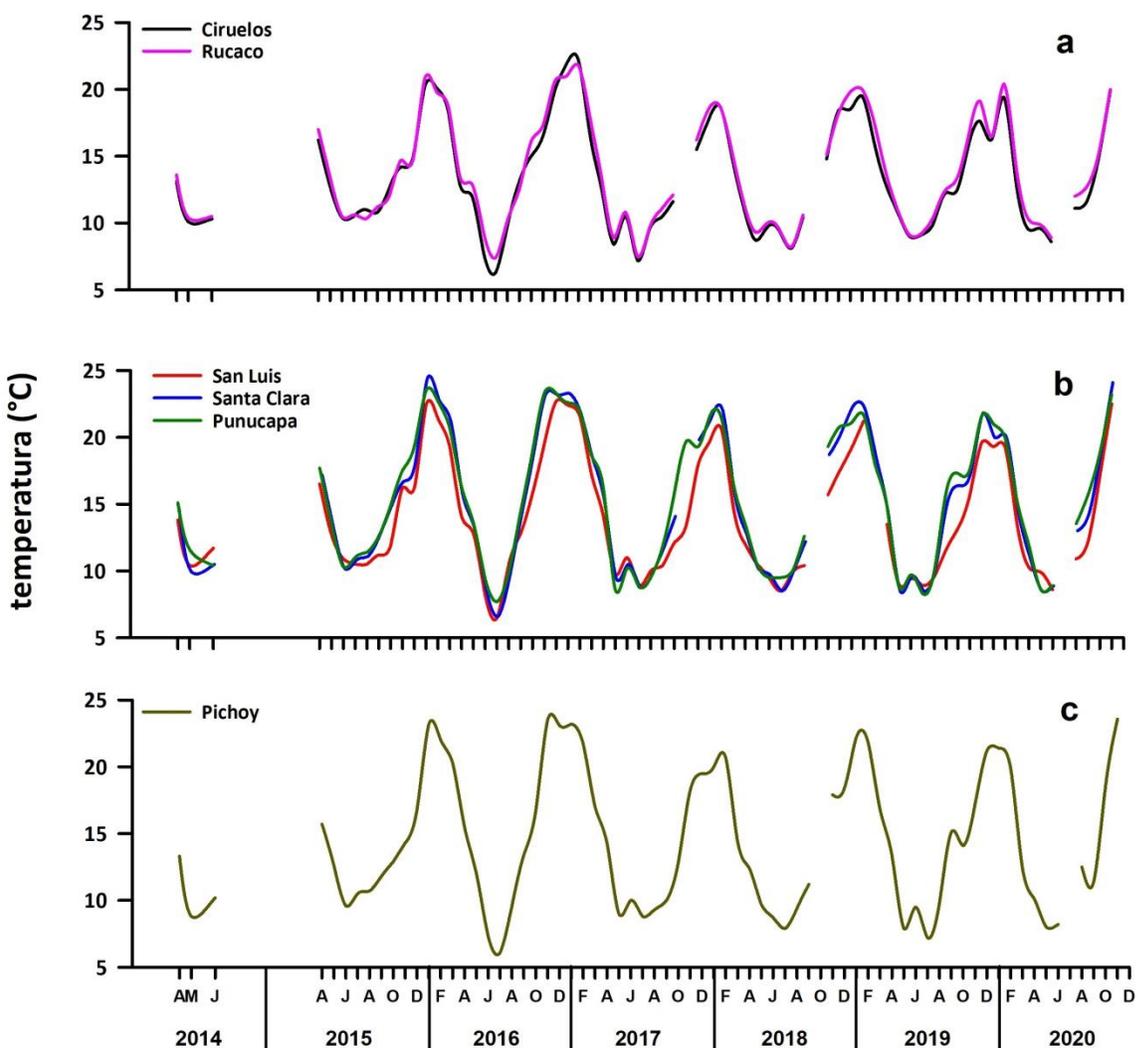


Figura 2.2.2. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la temperatura (°C) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

pH

Los valores registrados durante los años 2014 – 2020 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. 2.2.3), lo que pudo haber sido causado por descalibración del sensor de pH.

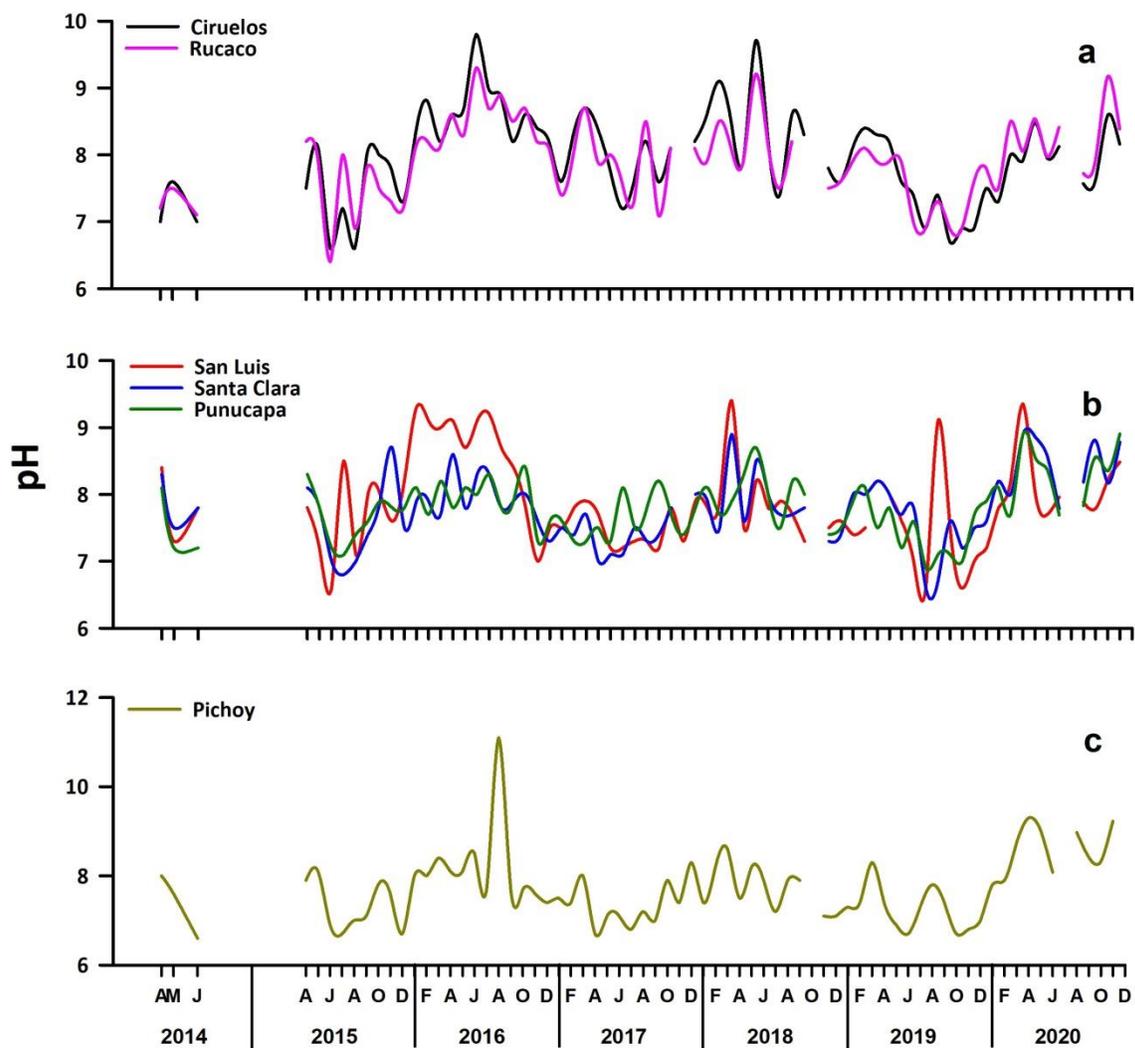


Figura 2.2.3. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de pH en aguas superficiales del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Conductividad

La conductividad del agua superficial mostró valores más altos y mayor heterogeneidad espacial entre las estaciones agrupadas en el eje central del HRC, con mayores magnitudes durante el período enero a abril (hasta *circa* 1000-5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Fig. 2.2.4). Tales meses corresponden a los periodos de menor caudal hídrico y consecuentemente mayor intrusión salina al HRC, particularmente en el sector del eje

central del río Cruces, estación Punucapa, donde se presentaron los valores más altos de conductividad (Fig. 2.2.4).

La variabilidad de la conductividad del agua en las estaciones de Ciruelos y Rucaco (sector límico del área de estudio), fue en general similar en sus tendencias temporales. Los valores correspondientes a la estación de Rucaco fueron siempre mayores que en la estación Ciruelos (particularmente en abril, valores aproximadamente cuatro veces más altos) (Fig. 2.2.4), tendencia que se ha repetido desde el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC hasta la fecha (Tabla 3 de ANEXO 2).

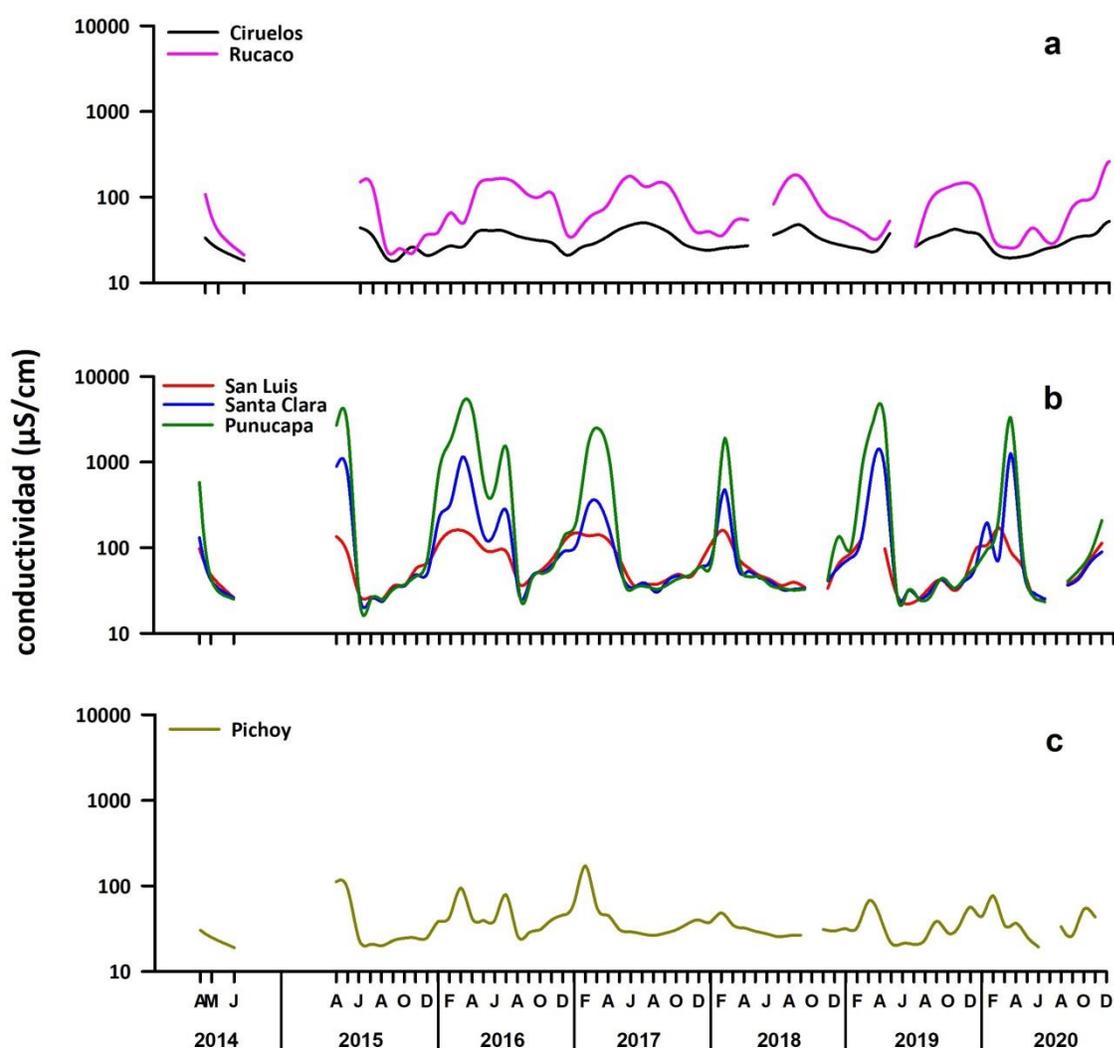


Figura 2.2.4. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en aguas superficiales del sector límico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

SDT

Los registros de la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de SDT, presentaron una tendencia similar a la descrita para los registros de conductividad del agua superficial (*cf.*, Fig. 2.2.5 y 2.2.4). Los valores más altos se registraron durante los meses de verano e inicios del otoño (hasta *circa* 1000-3000 mg/L), particularmente en la estación Punucapa, sector estuarial del HRC (Fig. 2.2.5).

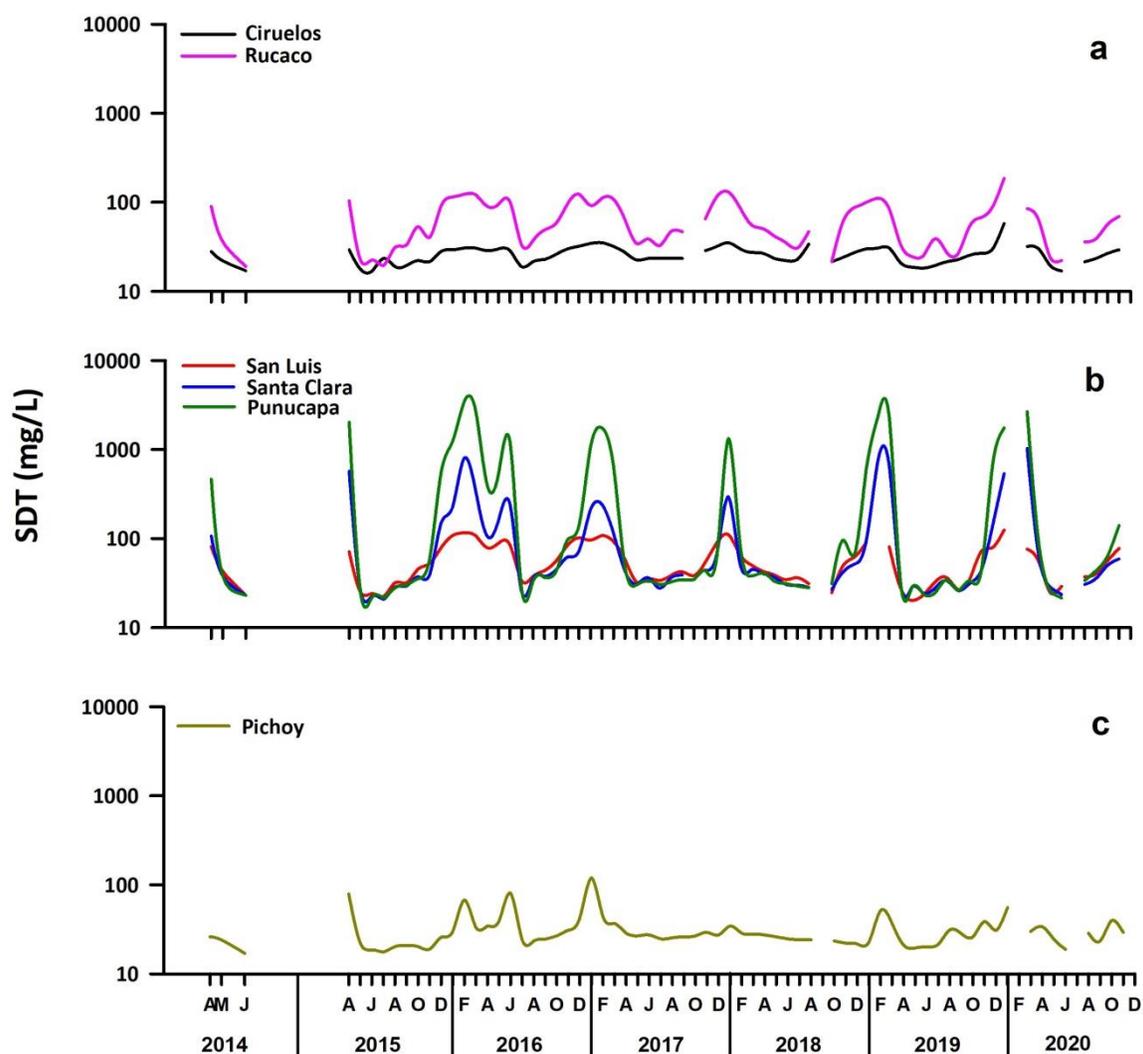


Figura 2.2.5. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de los SDT (mg/L) en aguas superficiales del sector límico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Oxígeno disuelto y saturación de oxígeno

Las Figuras 2.2.6 a 2.2.7 y Tablas 5 a 6 del ANEXO 2, muestran la variabilidad en la concentración y porcentaje de saturación de oxígeno, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

Las concentraciones de oxígeno disuelto del agua superficial mostro un comportamiento uniforme en el tiempo y en la distribución espacial del área de estudio (*i.e.*, sector limnico, eje central y tributario del HRC), con valores siempre cercanos a 11 mg/L. Estas mediciones a su vez presentaron en su mayoría valores de saturación de oxígeno sobre el 90 % (Figuras 2.2.6 y 2.2.7).

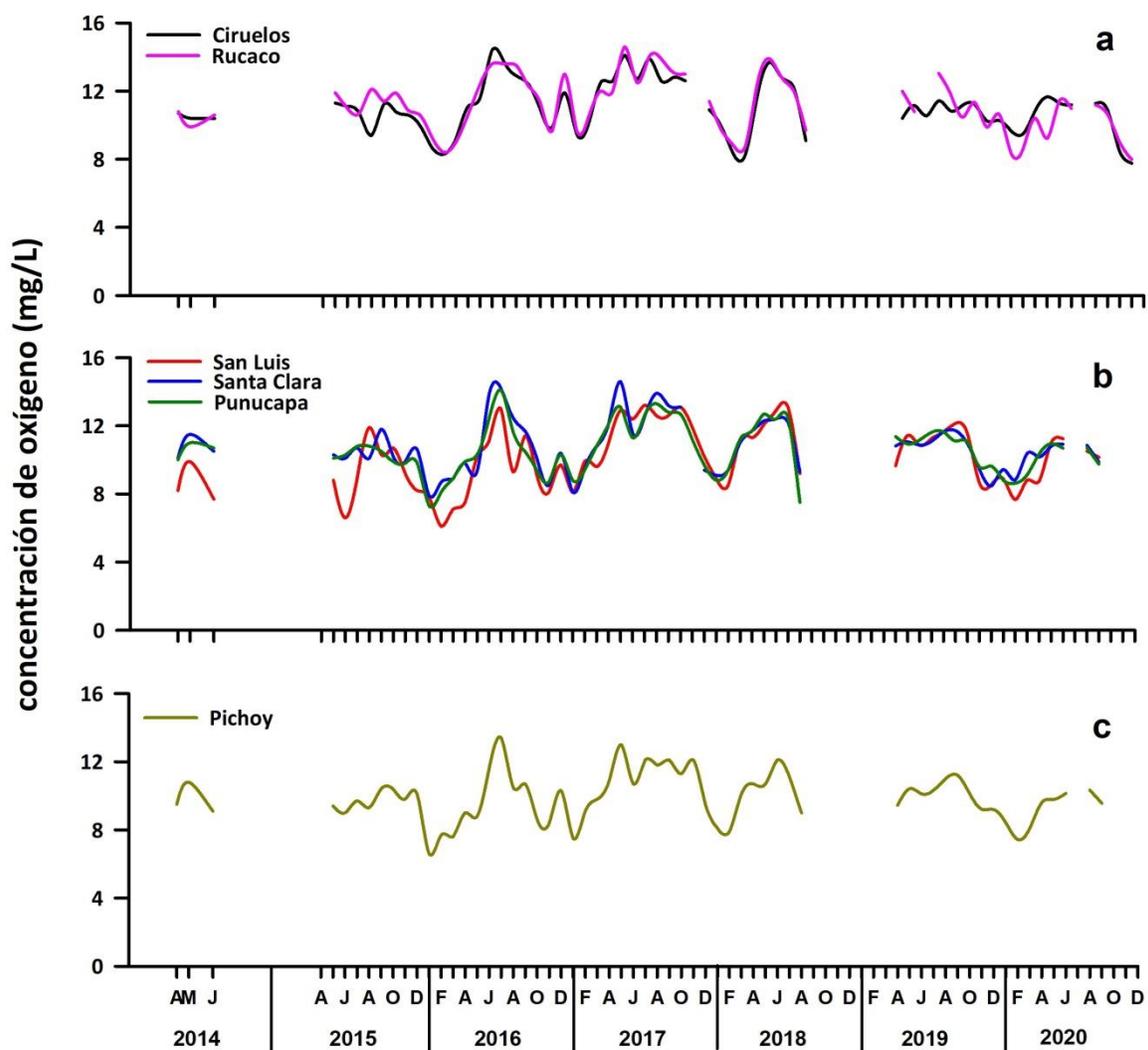


Figura 2.2.6. Comparación inter-anual de variabilidad espacial de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Nótese la ausencia de datos durante algunos meses, situación relacionada a falla de equipo.

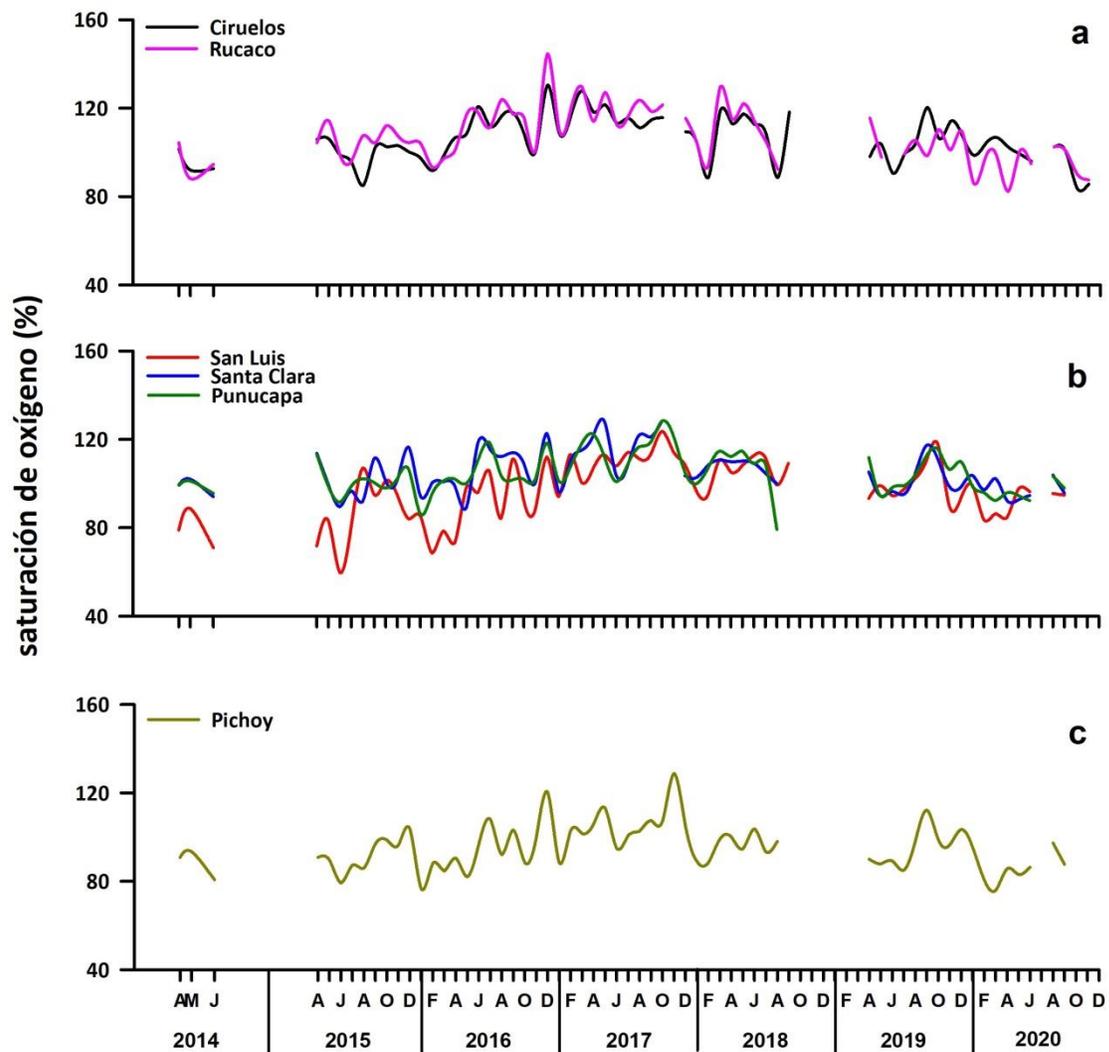


Figura 2.2.7. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Nótese la ausencia de datos durante algunos meses, situación relacionada a falla de equipo.

SST y transparencia del agua

Las Figuras 2.2.8 y 2.2.9 y Tablas 7 a 8 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal de los SST y transparencia, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

Con excepción de los datos provenientes de algunos muestreos realizados en invierno, la magnitud de las variaciones de SST fueron similares (< 10 mg/L) en las estaciones y sectores de muestreo (Fig. 2.2.8). El aumento de caudal hídrico debido a las precipitaciones durante el invierno, resulta en una mayor resuspensión de sedimentos del fondo y escorrentía superficial proveniente de áreas agrícolas aledañas a las estaciones estudiadas y consecuentemente, mayores concentraciones de SST. Esto se ve especialmente evidenciado durante el año 2019 para las estaciones límnicas de Ciruelos, Rucaco y para la estación del eje central del río Cruces Fuerte San Luis (hasta *circa* 60-70 mg/L) (Fig. 2.2.8).

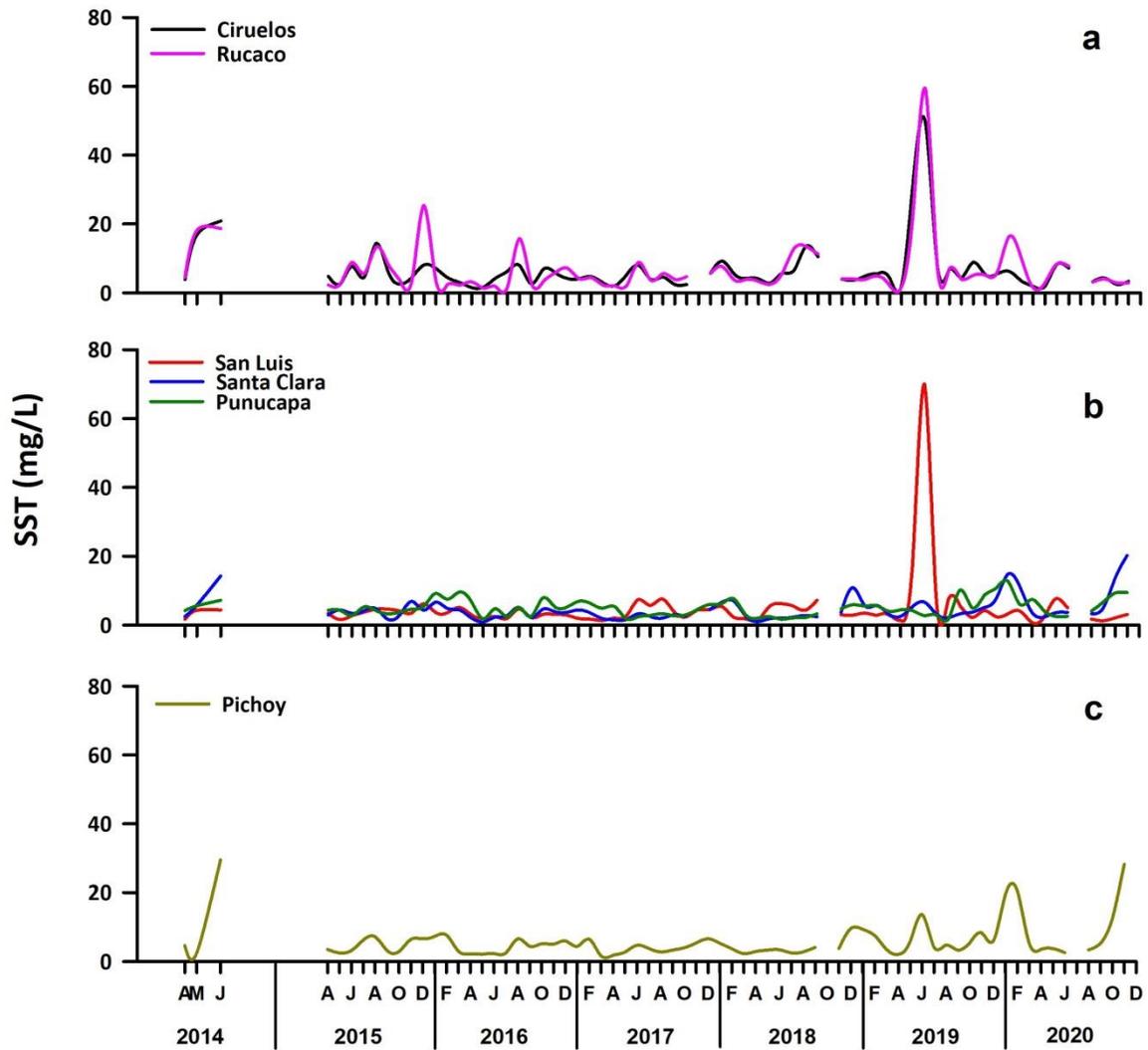


Figura 2.2.8. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de los SST (mg/L) en aguas superficiales del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Los valores más bajos de transparencia se detectaron en Ciruelos y Rucaco, situación primariamente relacionada a la poca profundidad de la columna de agua (< 2 m); *i.e.*, a menor profundidad, mayor es el efecto del movimiento de agua sobre los sedimentos del fondo lo que resulta en mayor resuspensión de los mismos y por ende, disminución de la transparencia (Fig. 2.2.9). En el resto de las estaciones de muestreo (profundidades > 3 m), se detectaron en general los valores más altos de transparencia (> 2 m), por ejemplo en las aguas de San Luis y Santa Clara (hasta *circa* 3-5 m) (Fig. 2.2.9).

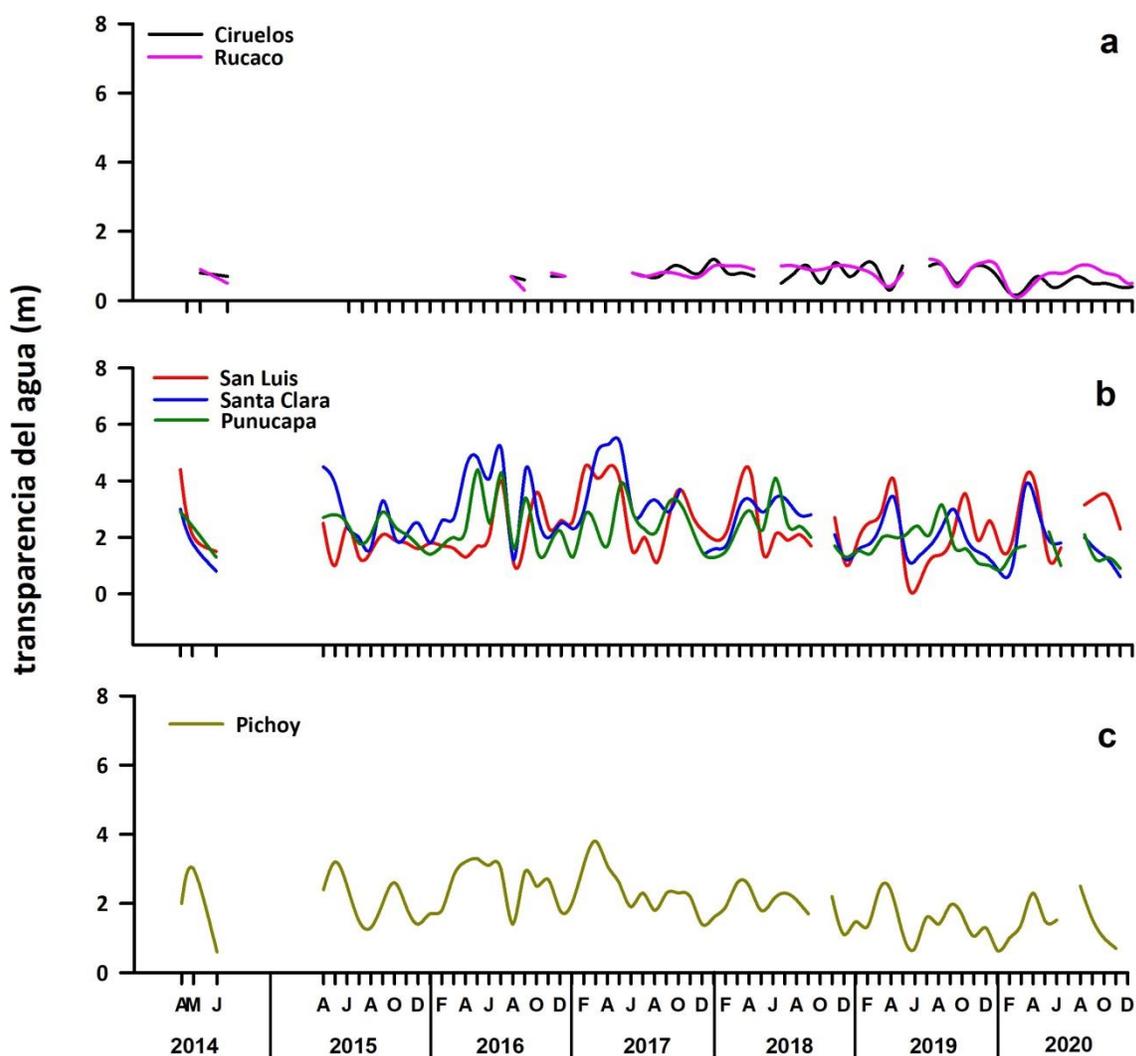


Figura 2.2.9. Comparación inter-anual de variabilidad espacial de la transparencia (m) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Estudios de periodicidad estacional: metales pesados y compuestos orgánicos persistentes

Metales pesados disueltos

Las Figuras 2.2.10 a 2.2.14 y Tablas 9 a 13 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disueltos, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

Las concentraciones de Hierro disuelto alcanzaron valores máximos de aproximadamente 140-180 $\mu\text{g/L}$, durante los años 2017 y 2018; magnitudes notoriamente observadas en las aguas de la totalidad de las estaciones (Fig. 2.2.10) y durante julio de 2020 para la estación límnic de Rucaco (*circa* 180 $\mu\text{g/L}$).

Las concentraciones de Aluminio fueron en general inferiores a 50 $\mu\text{g/L}$ en todas las estaciones, con excepción de un notorio aumento registrado durante julio del año 2020 para la estación límnic de Rucaco (*circa* de 150 $\mu\text{g/L}$) (Fig. 2.2.11).

Agregado a lo anterior, las concentraciones de Cobre presentes en la columna de agua superficial presentan al igual que el Hierro aumentos notorios durante los años 2017 y 2018 (*circa* 1,5 $\mu\text{g/L}$) para la totalidad de las estaciones. Las concentraciones de Zinc hasta el año 2017 presentan valores inferiores a 1 $\mu\text{g/L}$ con excepción de las estaciones Santa Clara y Pichoy que presentan valores algo superiores durante el 2017. Durante los años 2018 y 2019 las concentraciones de Zinc en las estaciones límnicas y eje central del río Cruces presentaron notorios aumentos (hasta *circa* de 2 -4 $\mu\text{g/L}$) volviendo durante el año 2020 a su representatividad normal (< 1 $\mu\text{g/L}$).

Finalmente las concentraciones de Plomo presentes en las aguas superficiales en estudio, presentaron en general valores menores a $0,05 \mu\text{g/L}$ con excepción de las estación Pichoy (abril de 2015) y las estaciones Ciruelos, Rucaco, San Luis y Punucapa durante julio de 2017 (valores sobre $0,05 \mu\text{g/L}$).

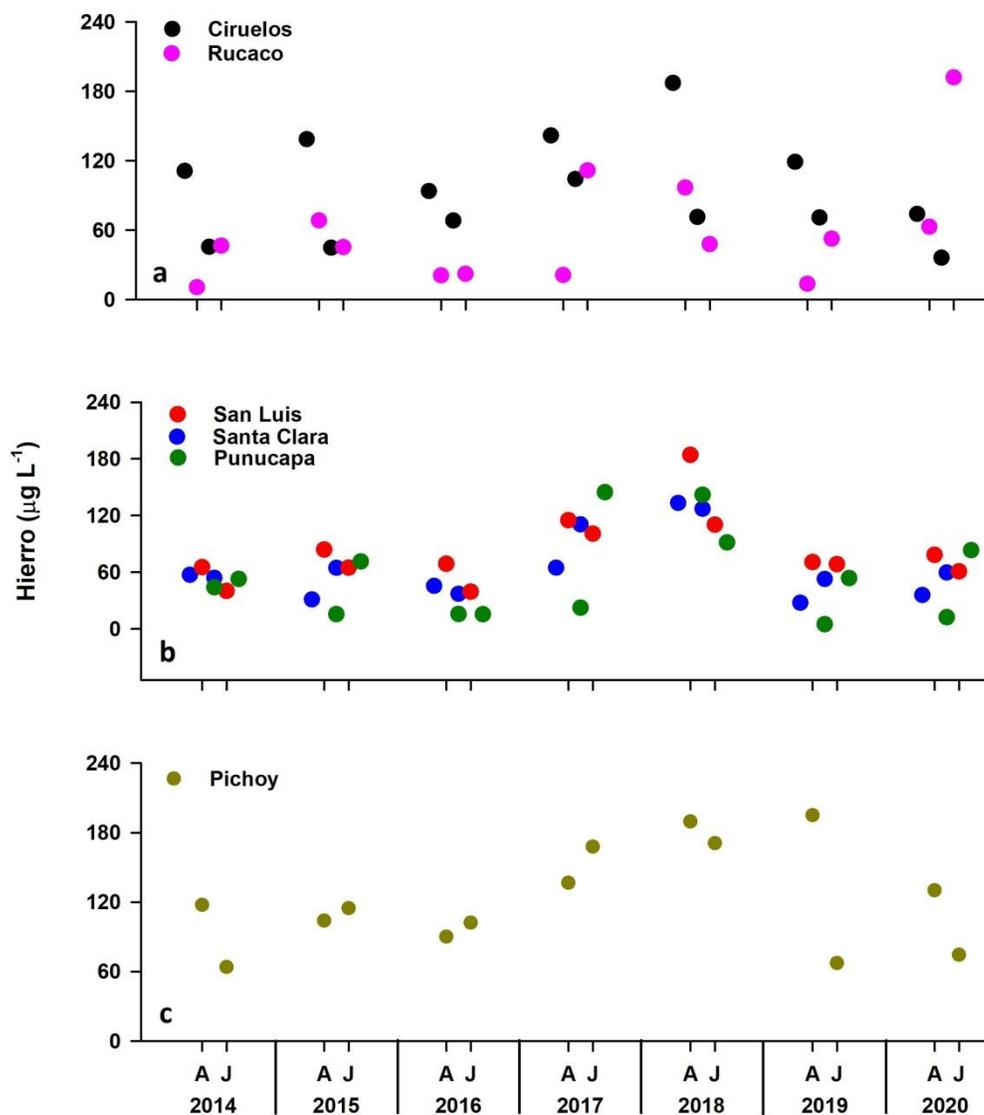


Figura 2.2.10. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límínico (a), eje central (b) y río tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

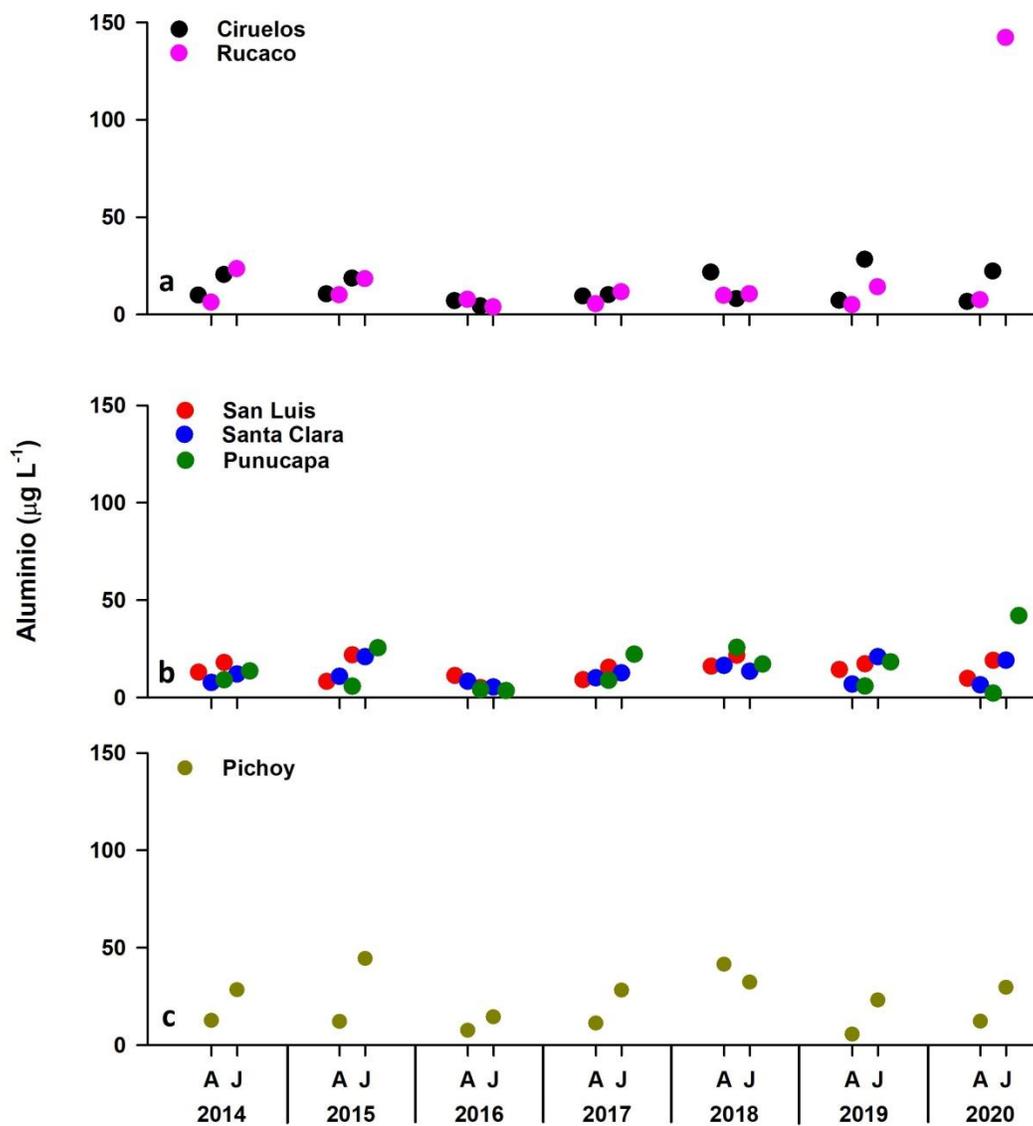


Figura 2.2.11. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector lymnico (a), eje central (b) y río tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

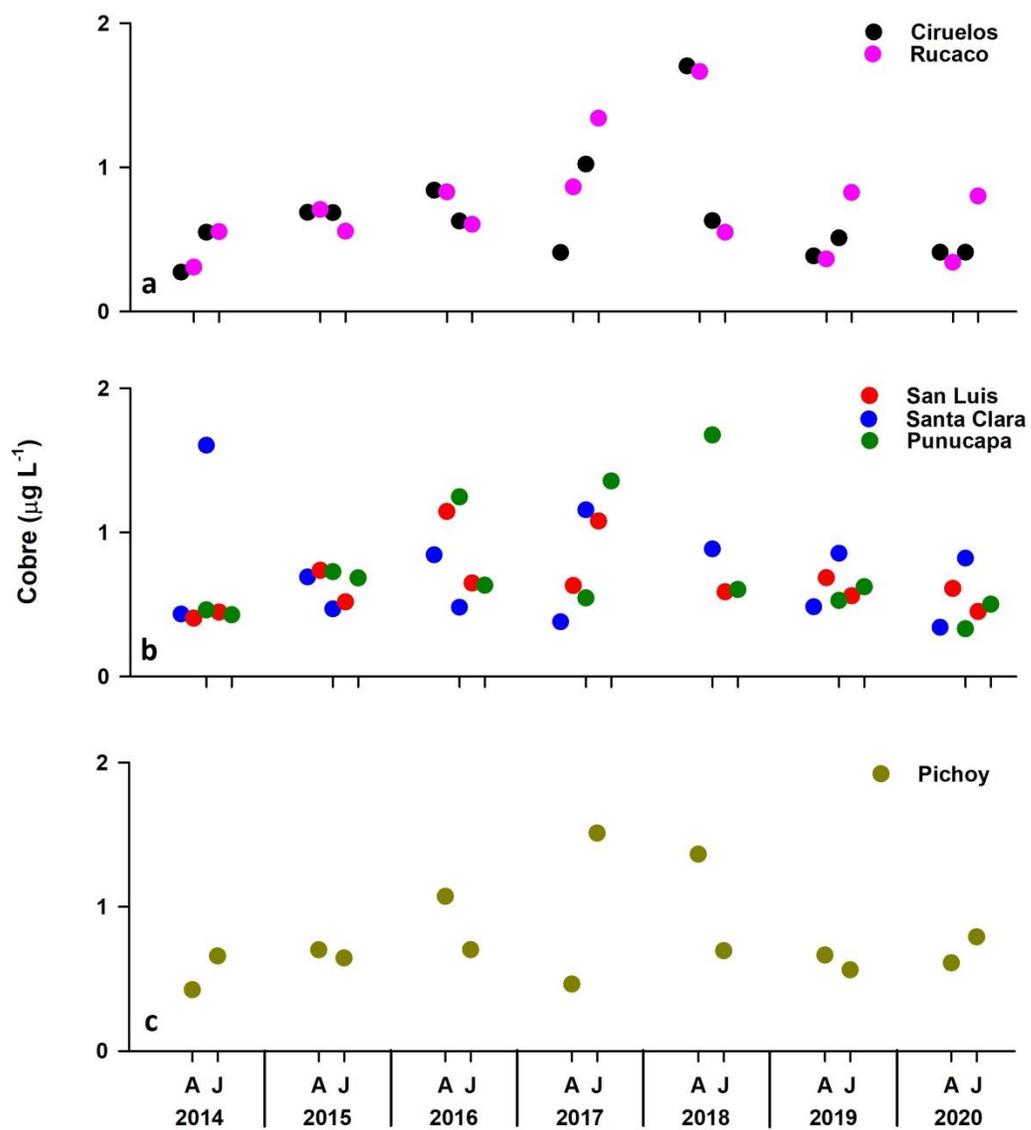


Figura 2.2.12. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y río tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

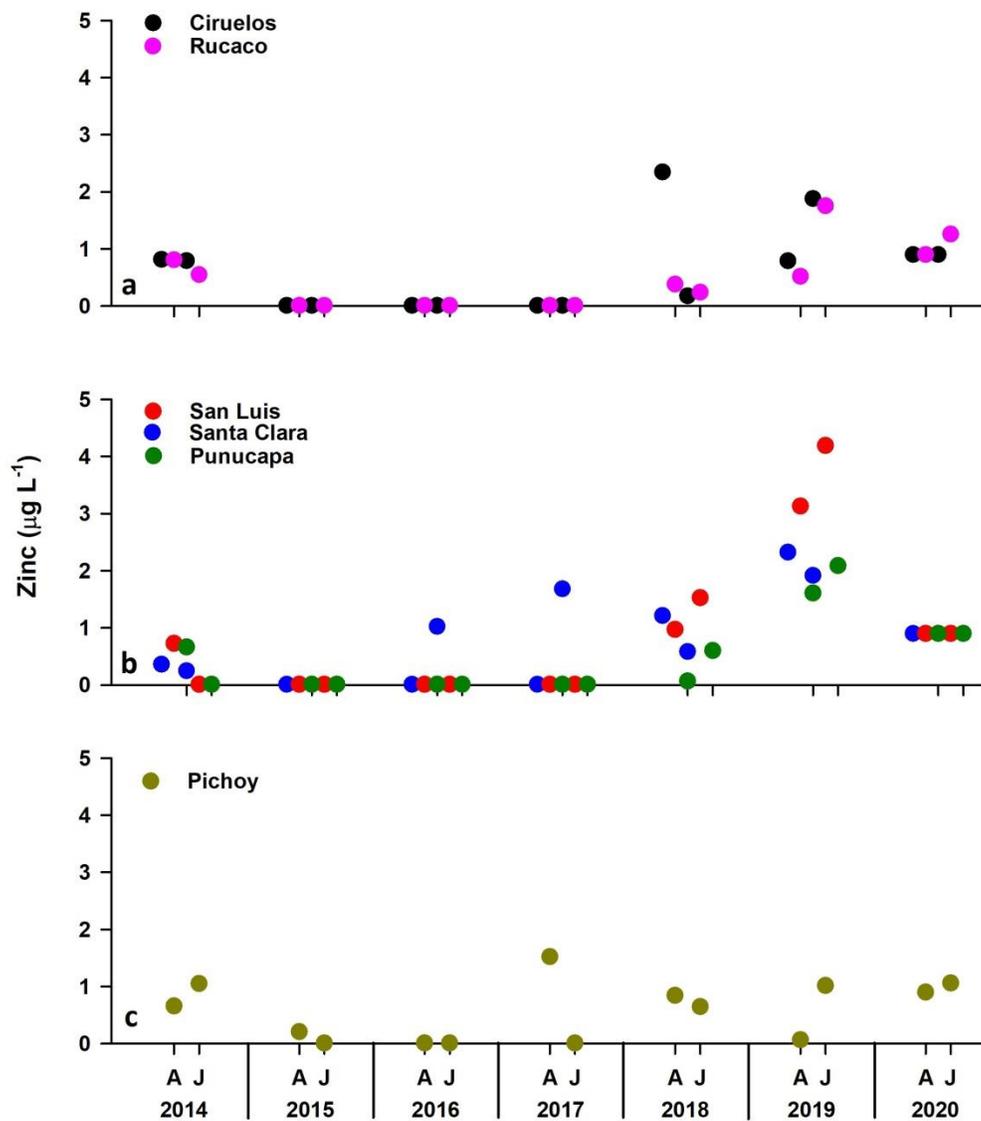


Figura 2.2.13. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnic (a), eje central (b) y tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

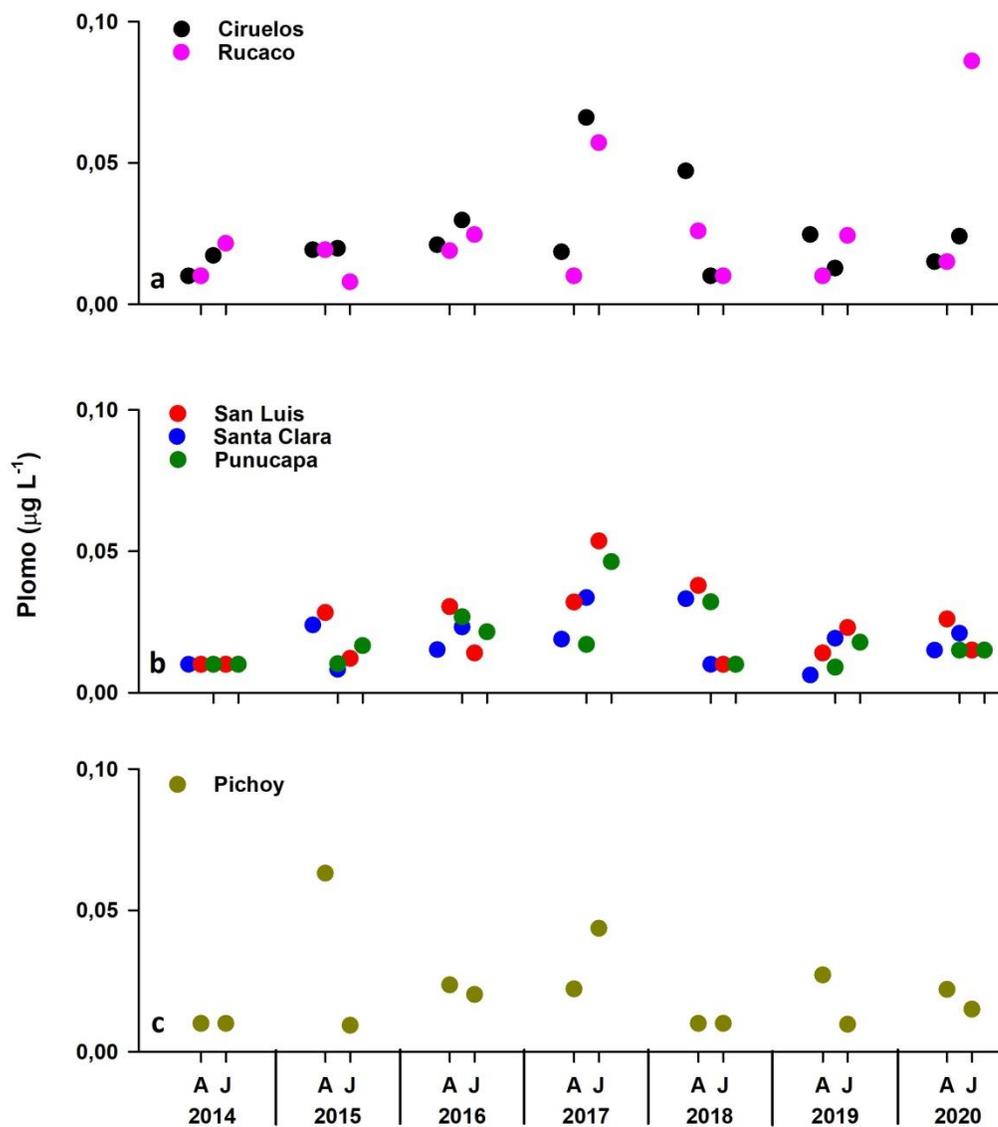


Figura 2.2.14. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

Metales pesados particulados

Las Figuras 2.2.15 y 2.2.16 y Tablas 14 a 15 del ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones estacionales de Hierro y Aluminio particulados, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

En términos generales, la variabilidad espacial de las concentraciones de Hierro en las aguas superficiales del área de estudio no presentaron patrones definidos y al comparar las seis estaciones de muestreo agrupadas en sector límnic del río Cruces, eje central del río Cruces y río tributario: *i.e.*, la mayoría de los valores registrados estuvieron sobre los 50.000 y bajo 200.000 $\mu\text{g/g}$. Los registros de mayor magnitud fueron registrados entre los años 2016 al 2019 con mayores magnitudes para las estaciones límnicas de Ciruelos y Rucaco (hasta *circa* de 200.000-250.000 $\mu\text{g/g}$) seguidas por las estaciones del eje central del río Cruces (*i.e.*, San Luis, Santa Clara y Punucapa) con valores entre los 150.000 y 200.000 $\mu\text{g/g}$. La estación correspondiente al sector tributario (río Pichoy) presento sus valores de mayor magnitud durante los años 2016 y 2018 (*circa* 200.000 $\mu\text{g/g}$) para los meses de abril y julio respectivamente (Fig. 2.2.15).

Las concentraciones de Aluminio particulados fueron en general inferiores a 150.000 $\mu\text{g/g}$ en todas las estaciones, con excepción de la estación límnic de Ciruelos (abril 2016), San Luis (julio 2015) y Punucapa (julio 2018) con concentraciones superiores a la anterior (hasta *circa* de 150.000-200.000 $\mu\text{g/g}$) (Fig. 2.2.16).

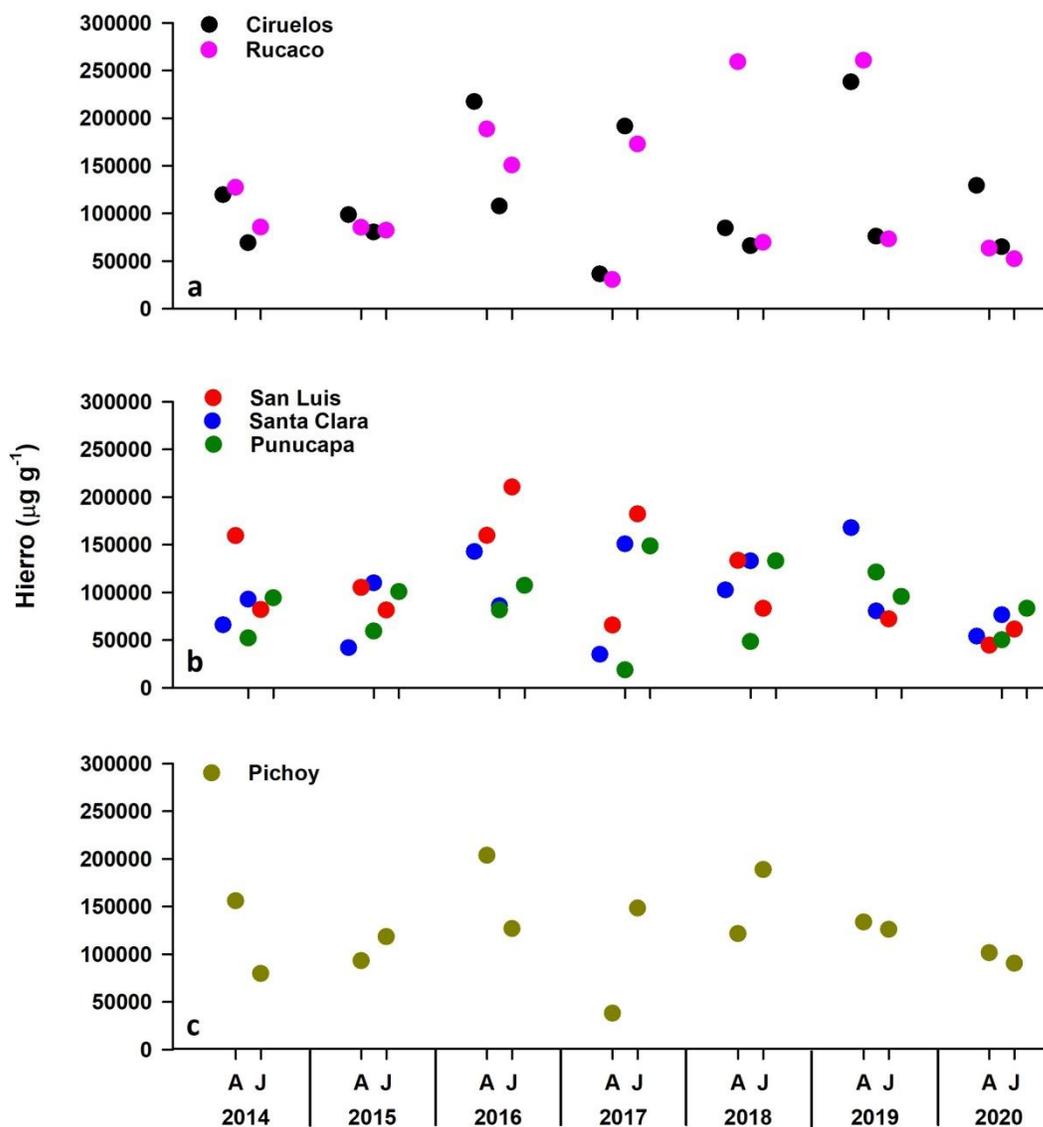


Figura 2.2.15. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnic (a), eje central (b) y tributario del humedal del río Cruces. A=abril, J= julio.

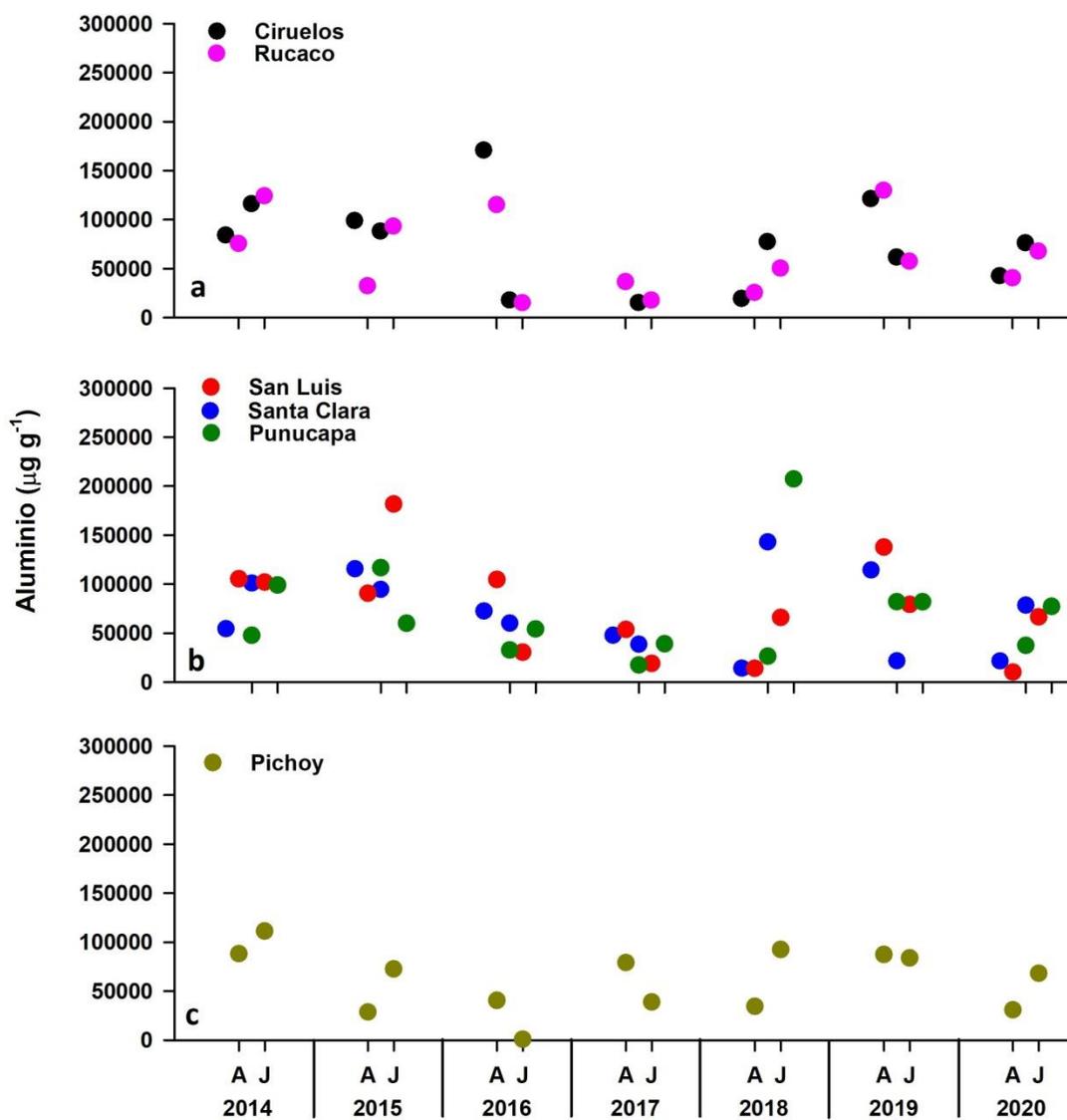


Figura 2.2.16. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de la concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario (c) del humedal del río Cruces. A=abril, J= julio.

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

Ácidos grasos

La Figura 2.2.17 y Tabla 16 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de Ácidos grasos, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

Las concentraciones de Ácidos grasos alcanzaron sus valores máximos (rango entre 4-30 $\mu\text{g/L}$) durante abril de 2014. Durante las campañas de los años posteriores, los registros de las concentraciones de Ácidos grasos no registraron magnitudes superiores a 1 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 2.2.17).

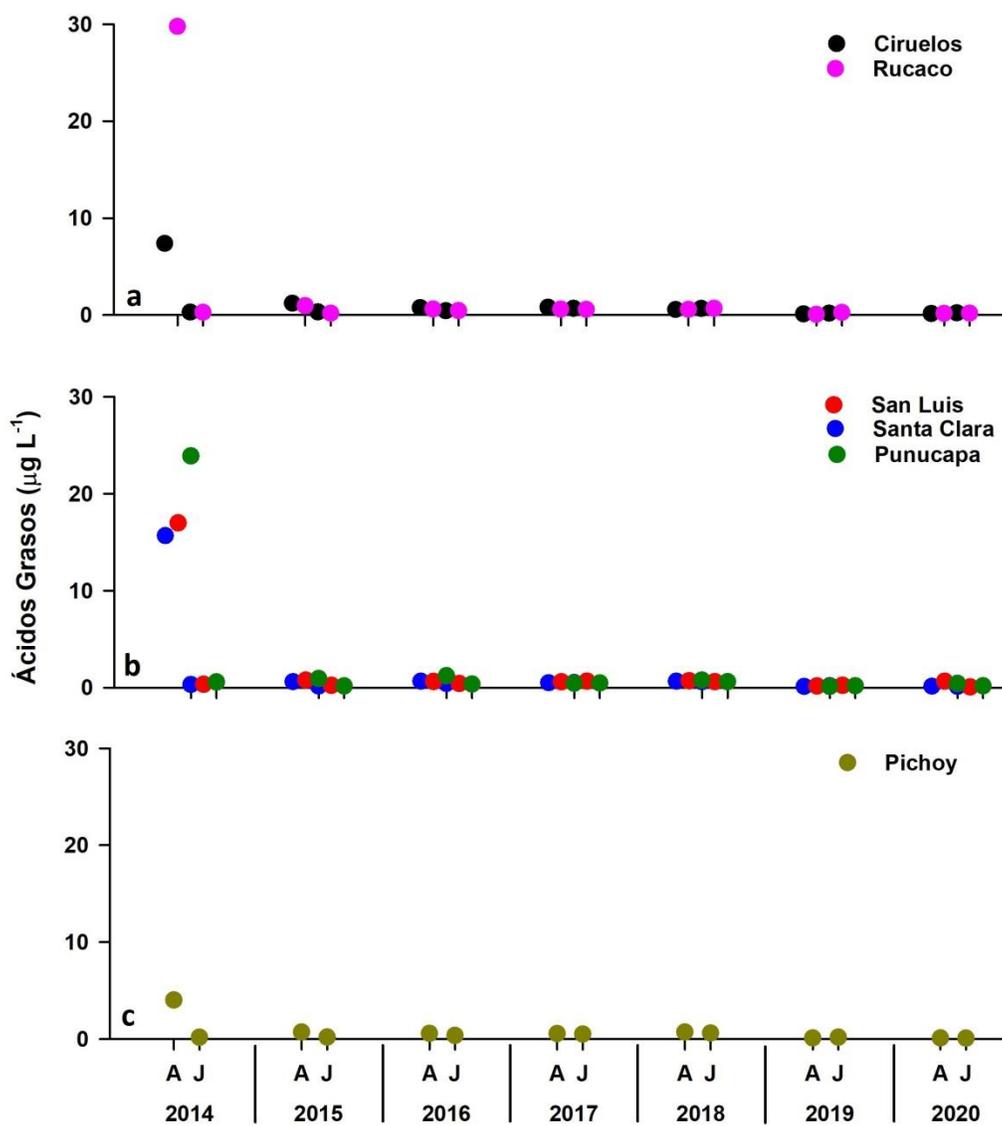


Figura 2.2.17. Comparación interanual de la variabilidad estacional de la concentración de Ácidos grasos en aguas superficiales del sector límnic (a), eje central (b) y tributario (c) del humedal del río Cruces. A=abril, J= julio.

Ácidos resínicos

No se han detectado Ácidos resínicos durante los siete años de este programa de monitoreo.

Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX)

La Figura 2.2.18 y Tabla 18 de ANEXO 2, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de AOX, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. 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 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad.

Los valores más altos de las concentraciones de AOX fueron registrados permanentemente durante los meses de abril para la estación límnic de Rucaco y las estaciones del eje central del río Cruces (hasta *circa* 40-80 $\mu\text{g/L}$) durante todo el periodo del monitoreo. La excepción a lo anterior ocurrió solo durante el mes de abril del año 2015 en la estación de Punucapa que registro un valor *circa* 160 $\mu\text{g/L}$. De manera independiente, la estación río Pichoy registro durante todo el periodo de monitoreo (*i.e.*, años 2014 al 2020) magnitudes menores a 20 $\mu\text{g/L}$ (Fig. 2.2.18).

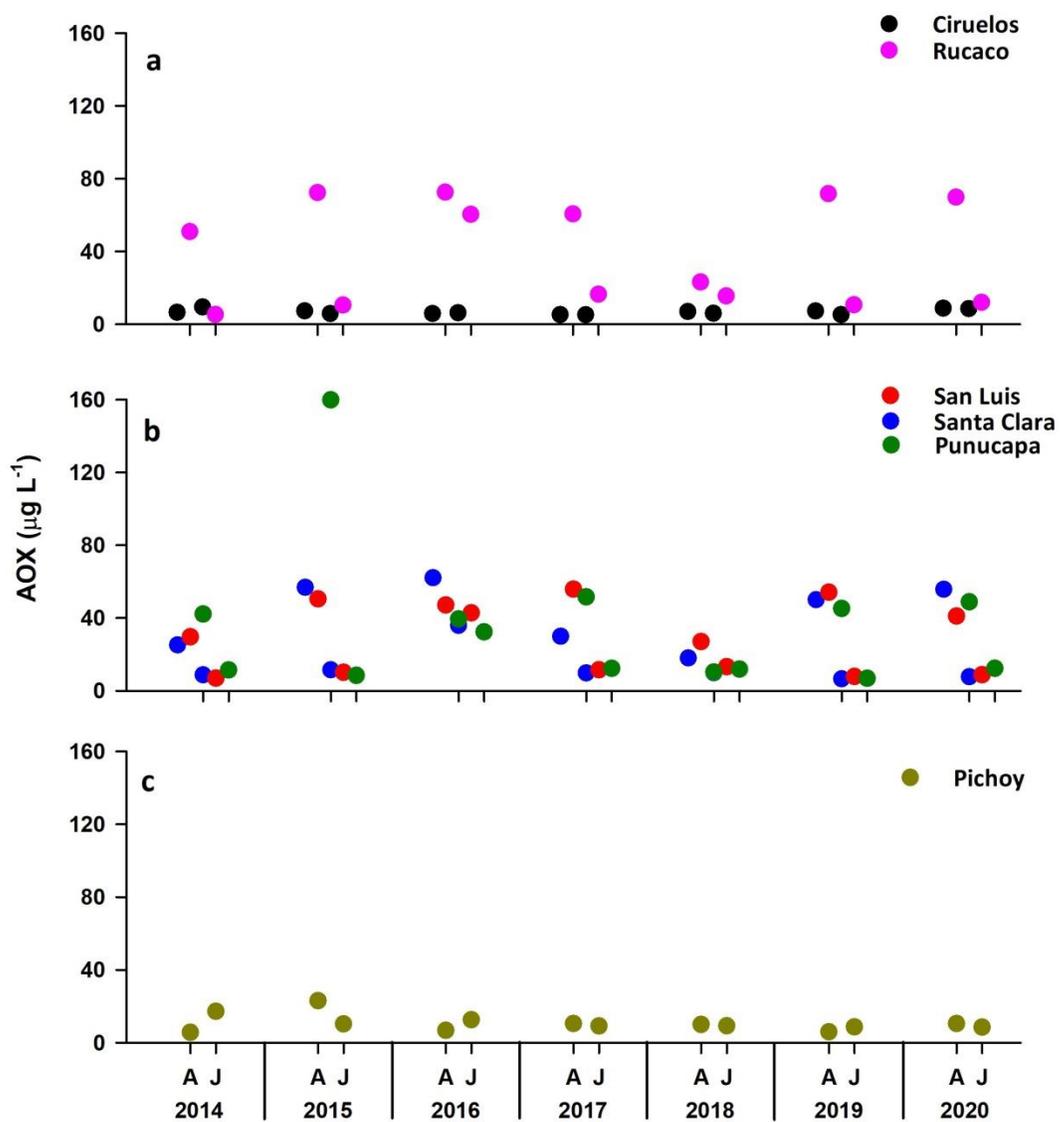


Figura 2.2.18. Comparación inter-anual de la variabilidad espacial de las concentraciones de los compuestos órgano-halogenados absorbibles (AOX) en aguas superficiales del sector límnico (a), eje central (b) y tributario (c) del humedal del río Cruces. A=abril, J=julio.

Análisis estadístico univariado

ANOVA y test a posteriori mes de abril

Los parámetros de temperatura, conductividad, SDT, SST, concentraciones de Fe disuelto y AOX; bajo condiciones de menor caudal hídrico, presentaron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre estaciones para el periodo en curso del monitoreo, es decir para los registros realizados los meses de abril durante los años 2014 al 2020 (Tabla 2.2.1). Los siete parámetros restantes (concentraciones de Al, Cu, Zn y Pb disueltos; Fe y Al particulado y ácidos grasos) no presentaron diferencias significativas ($p > 0,05$) entre estaciones para los análisis realizados.

Los parámetros de temperatura, conductividad, SDT y SST presentes en las aguas superficiales de la estación estuarial de Punucapa, fueron siempre significativamente ($p < 0,05$) más altos durante la totalidad del monitoreo que las estaciones restantes. Por el contrario, la estación límnic de Ciruelos presento los valores de menor magnitud en el tiempo para los parámetros de temperatura, conductividad y SDT (Tabla 2.2.1).

ANOVA y test a posteriori mes de junio

Durante la condición de mayor caudal hídrico (*i.e.*, mes de julio) los parámetros estudiados – con excepción de SDT – no presentaron diferencias significativas en el tiempo para las seis estaciones contempladas en los análisis (Tabla 2.2.2). Para la única variable con diferenciación ($p < 0,05$), la estación límnic de Rucaco y las estaciones del eje central San Luis, Santa Clara y Punucapa presentaron valores de SDT significativamente mayores que las estaciones de Ciruelos y Pichoy durante el periodo del monitoreo (sector limnico y tributario, respectivamente) (Tabla 2.2.2).

Tabla 2.2.1. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar diferencias en la temperatura, conductividad, SDT, SST, metales pesados disueltos (Fe, Al, Cu, Zn y Pb), metales pesados particulados (Fe y Al), AOX y Ácidos grasos entre las estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los análisis corresponden a los promedios por estación de los meses de abril durante los años de monitoreo (n=7). Los valores de p en negrilla son significativos ($p < 0,05$) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura (*)	Estación	5	26,9	5,38	2,61	0,041	Pu>SC=SL=Pi=Ru>Ci
	error	36	74,2	2,06			
	total	41	101,1				
conductividad (*)	Estación	5	20462109	4092422	10,63	0,000	Pu>SC=RU=SL=Pi=Ci
	error	36	13853271	384813			
	total	41	34315380				
SDT (*)	Estación	5	3306153	661231	3,01	0,023	Pu=SC>Ru=SL>Pi=Ci
	error	36	7909438	219707			
	total	41	11215591				
SST	Estación	5	38,5	7,71	4,80	0,002	Pu=Pi=Ci>Ru=SC=SL
	error	36	57,8	1,61			
	total	41	96,3				
Fe disuelto (*)	Estación	5	65015	13003	8,15	0,000	Pi=Ci>SL>SC=RU=PU
	error	36	57412	1595			
	total	41	122426				
Al disuelto (*)	Estación	5	224,8	44,97	1,04	0,410	
	error	36	1559,5	43,32			
	total	41	1784,4				
Cu disuelto (*)	Estación	5	0,1852	0,037	0,14	0,981	
	error	36	9,2810	0,257			
	total	41	9,4662				
Zn disuelto (*)	Estación	5	0,9374	0,1875	0,32	0,897	
	error	36	21,0235	0,5840			
	total	41	21,9610				
Pb disuelto (*)	Estación	5	0,00067	0,00013	1,07	0,394	
	error	36	0,00457	0,00012			
	total	41	0,00524				
Fe particulado	Estación	5	38214443217,48	7642888643,49	1,65	0,172	
	error	36	166929511605,53	4636930877,93			
	total	41	205143954823,02				
Al particulado (*)	Estación	5	34279816490,85	6855963298,17	1,62	0,180	
	error	36	152516324536,04	4236564570,45			
	total	41	186796141026,89				
AOX (*)	Estación	5	18340	3667,9	7,18	0,000	Ru=Pu=SL=SC>Pi=Ci
	error	36	18389	510,8			
	total	41	36728				
Ácidos grasos (*)	Estación	5	68,44	13,69	0,29	0,914	
	error	36	1680,53	46,68			
	total	41	1748,97				

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

(*) = No cumple supuestos de normalidad y/o homocedasticidad, valores de Kruskal Wallis para **temperatura**: $p = 0,03$; **conductividad**: $p < 0,001$; **SDT**: $p < 0,001$; **Fe disuelto**: $p < 0,001$; **Al disuelto**: $p = 0,072$; **Cu disuelto**: $p = 0,882$; **Zn disuelto**: $p = 0,953$; **Pb disuelto**: $p = 394$; **Al particulado**: $p = 0,575$; **AOX**: $p < 0,001$; **Ácidos grasos**: $p = 0,902$

Tabla 2.2.2. Resumen de ANDEVA y Prueba a posteriori de Tukey para evaluar diferencias en la temperatura, conductividad, SDT, SST, metales pesados disueltos (Fe, Al, Cu, Zn y Pb), metales pesados particulados (Fe y Al), AOX y Ácidos grasos entre las estaciones del área de estudio (Ci=Ciruelos, Ru=Rucaco, SL=San Luis, SC=Santa Clara, Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los análisis corresponden a los promedios por estación de los meses de junio durante los años de monitoreo (n=7). Los valores de p en negrilla son significativos ($p < 0,05$) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor p	Prueba de Tukey
temperatura	Estación	5	3,75	0,750	0,39	0,850	
	error	36	68,75	1,909			
	total	41	72,50				
conductividad (*)	Estación	5	167470,17	33494,03	0,89	0,499	
	error	36	1358251,21	37729,21			
	total	41	1525721,82				
SDT (*)	Estación	5	510,6	102,13	4,54	0,003	SL=Ru=SC=Pu>Pi=Ci
	error	36	809,9	22,50			
	total	41	1320,5				
SST (*)	Estación	5	140,2	28,04	0,89	0,500	
	error	36	1138,3	31,62			
	total	41	1278,5				
Fe disuelto (*)	Estación	5	9162,4	1832,5	1,16	0,350	
	error	36	57077,2	1585,5			
	total	41	66239,6				
Al disuelto (*)	Estación	5	1808,4	361,7	0,79	0,566	
	error	36	16561,8	460,1			
	total	41	18370,3				
Cu disuelto (*)	Estación	5	0,396	0,079	0,91	0,484	
	error	36	3,125	0,086			
	total	41	3,521				
Zn disuelto (*)	Estación	5	1,45	0,289	0,37	0,868	
	error	36	28,52	0,792			
	total	41	29,97				
Pb disuelto (*)	Estación	5	0,001	0,00026	0,89	0,501	
	error	36	0,010	0,00030			
	total	41	0,012				
Fe particulado (*)	Estación	5	4362184419,69	872436883,94	0,50	0,771	
	error	36	62231893886,53	1728663719,07			
	total	41	66594078306,22				
Al particulado	Estación	5	3656678591,81	731335718,36	0,37	0,867	
	error	36	71653285617,54	1990369044,93			
	total	41	75309964209,35				
AOX (*)	Estación	5	559,6	111,9	0,96	0,458	
	error	36	4217,9	117,2			
	total	41	4777,6				
Ácidos grasos (*)	Estación	5	0,035	0,0070	0,18	0,970	
	error	36	1,434	0,0398			
	total	41	1,469				

GL = Grados de Libertad; **SC** = Suma de Cuadrados; **CM** = Cuadrados Medios; **F** = razón F; **p** = Valor de Probabilidad de error al rechazar H_0 .

(*) = No cumple supuestos de normalidad y/o homocedasticidad, Kruskal Wallis para **conductividad**: $p=0,031$; **SDT**: $p=0,015$; **SST**: $p=0,093$; **Fe disuelto**: $p=0,306$; **Al disuelto**: $p=0,097$; **Cu disuelto**: $p=0,306$; **Zn disuelto**: $p=0,814$; **Pb disuelto**: $p=0,519$; **Fe particulado**: $p=0,296$; **AOX**: $p=0,026$; **Ácidos grasos**: $p=0,903$

Análisis estadístico multivariado

Abril 2014-2020

El resultado del Análisis Discriminante para los datos del mes de abril (años 2014-2020) y que incorpora 13 parámetros físico-químicos (temperatura, conductividad, SDT, SST, Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disueltos, Hierro y Aluminio particulados, Ácidos Grasos y AOX), muestra que la función discriminante 1 explica significativamente el 57,2 % de la variabilidad de los datos ($p < 0.05$) (Tabla 2.2.3). La función discriminante 2 también contribuye a explicar tal variabilidad, pero en menor proporción (28,5 %) y con un valor no significativo ($p > 0,05$) (Tabla 2.2.3).

Tabla 2.2.3. Resumen estadístico global del Análisis Discriminante Canónico (ADC) correspondiente a los datos de abril, período 2014-2020.

Funciones discriminantes	Lambda de Wilks	Chi-Cuadrado	GL	Valor-P	% explicatorio de variabilidad observada
1	0,026	114,5	65	0,0001	57,20
2	0,136	62,8	48	0,0737	28,50
3	0,417	27,5	33	0,7381	7,05

Los resultados anteriormente mencionados se representan gráficamente en la Figura 2.2.19. Aun cuando el análisis separa espacialmente las seis estaciones de muestreo, no es capaz de representar en general la agrupación designada *a priori* (i.e., estaciones del sector límnico, eje central y río tributario del HRC). Por otra parte, los puntos o datos correspondientes a la estación Ciruelos quedan – a lo largo del eje x o función discriminante 1 – más cercanos a la agrupación de la estación Pichoy, que a los de la estación Rucaco ubicada aguas abajo de la primera (cf., Fig. 2.2.19 y 2.2.1). Por otra parte, los puntos o datos correspondientes a la estación Rucaco quedan relativamente cerca - desde el punto de vista del resultado gráfico – de estaciones ubicadas aguas abajo de la misma pero también en el eje central del río Cruces como son San Luis y Santa Clara (cf., Fig. 2.2.19 y 2.2.1). Lo anterior permite concluir que la variabilidad espacio-temporal de las características físico-químicas

del agua estudiadas durante el mes de abril, no están relacionadas a la ubicación geográfica de las mismas.

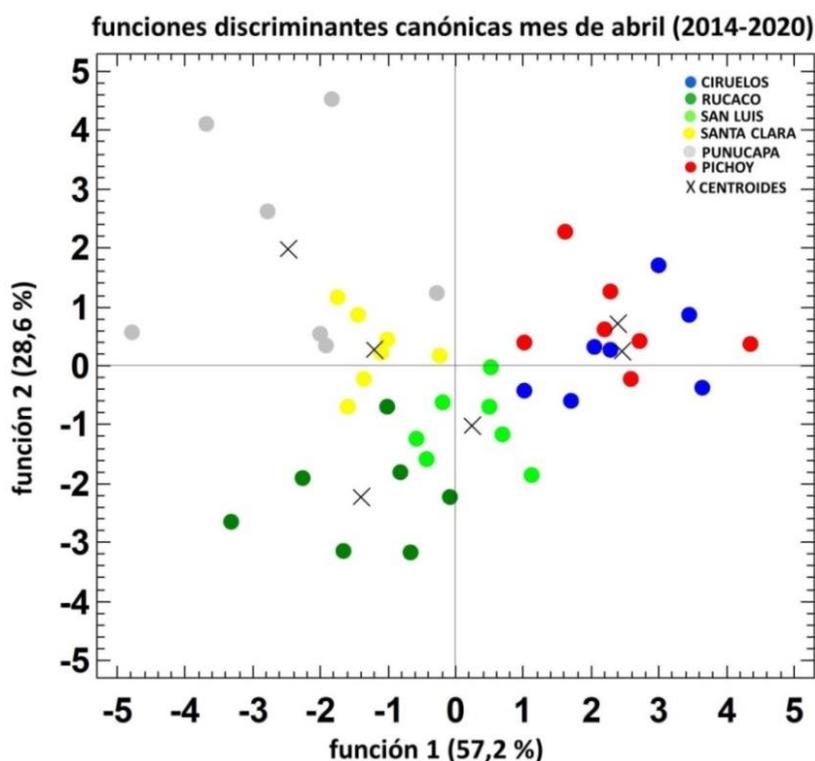


Figura 2.2.19. Ubicación en el espacio discriminante canónico bidimensional (2D) de las seis estaciones de muestreo analizadas y definidas en base a 13 parámetros físico-químicos (ver texto) monitoreados durante el mes de abril del período inter-anual 2014-2020. En los ejes x e y, se muestra en paréntesis la proporción porcentual que es explicada por cada una de las dos primeras funciones discriminantes. Las X indican los respectivos centroides de cada grupo de estaciones.

La Tabla 2.2.4 muestra que dentro de la función discriminante 1 (la única con significancia estadística; $p < 0.05$), el Hierro y el Cobre disueltos fueron los únicos parámetros cuya variabilidad espacio-temporal contribuye a explicar la separación gráfica de estaciones mostrada en la Figura 2.2.19 y explicada más arriba.

Tabla 2.2.4. Contribuciones relativas de cada uno de los 13 parámetros físico-químicos monitoreados durante el mes de abril del período inter-anual 2014-2020. Se marcan en negrilla los valores más altos de contribución a la variabilidad observada dentro de la función discriminante 1 (Hierro y Cobre disueltos).

	1
temperatura	0,132
conductividad	-0,354
SDT	0,099
SST	0,260
Fe disuelto	1,099
Al disuelto	-0,089
Cu disuelto	-1,038
Zn disuelto	0,066
Pb disuelto	0,277
Fe particulado	0,480
Al particulado	0,221
AOX	-0,432
Ácidos grasos	-0,334

Julio 2014-2020

El resultado del Análisis Discriminante para los datos del mes de julio (años 2014-2020) y que incorpora 13 parámetros físico-químicos (temperatura, conductividad, SDT, SST, Hierro, Aluminio, Cobre, Zinc y Plomo disueltos, Hierro y Aluminio particulados, Ácidos Grasos y AOX), muestra que la función discriminante 1 explica significativamente el 58,5 % de la variabilidad de los datos ($p < 0.05$) (Tabla 2.2.5). La función discriminante 2 también contribuye a explicar tal variabilidad, pero en menor proporción (21,8 %) y con un valor no significativo ($p > 0,05$) (Tabla 2.2.5).

Tabla 2.2.5. Resumen estadístico global del Análisis Discriminante Canónico (ADC) correspondiente a los meses de julio entre los años 2014 al 2020.

Funciones discriminantes	Lambda de Wilks	Chi-Cuadrada	GL	Valor-P	% explicatorio de variabilidad observada
1	0,045	97,7	65	0,005	58,53
2	0,187	52,7	48	0,297	21,80
3	0,409	28,1	33	0,708	9,64

Los resultados anteriormente mencionados se representan gráficamente en la Figura 2.2.20. Tal como observado para los datos de abril, el análisis separa espacialmente las seis estaciones de muestreo pero no representa en general la agrupación de estaciones designada *a priori* (i.e., estaciones del sector límnic, eje central y río tributario del HRC). Por una parte, los puntos o datos correspondientes a la estación Ciruelos quedan - a lo largo del eje x o función discriminante 1 - más cercanos a los de las estaciones Santa Clara y Punucapa, que a los de la estación Rucaco ubicada aguas abajo de la primera (cf., Fig. 2.2.20 y 2.2.1). Por otra parte, los puntos o datos correspondientes a la estación Rucaco quedan relativamente cerca - desde el punto de vista del resultado gráfico - a los puntos de la estación San Luis, ubicada aguas abajo de la misma y ambas en el eje central del río Cruces (cf., Fig. 2.2.20 y 2.2.1). Lo anterior permite concluir que la variabilidad espacio-temporal de las características físico-químicas estudiadas durante el mes de julio, no están relacionadas a la ubicación geográfica de las mismas.

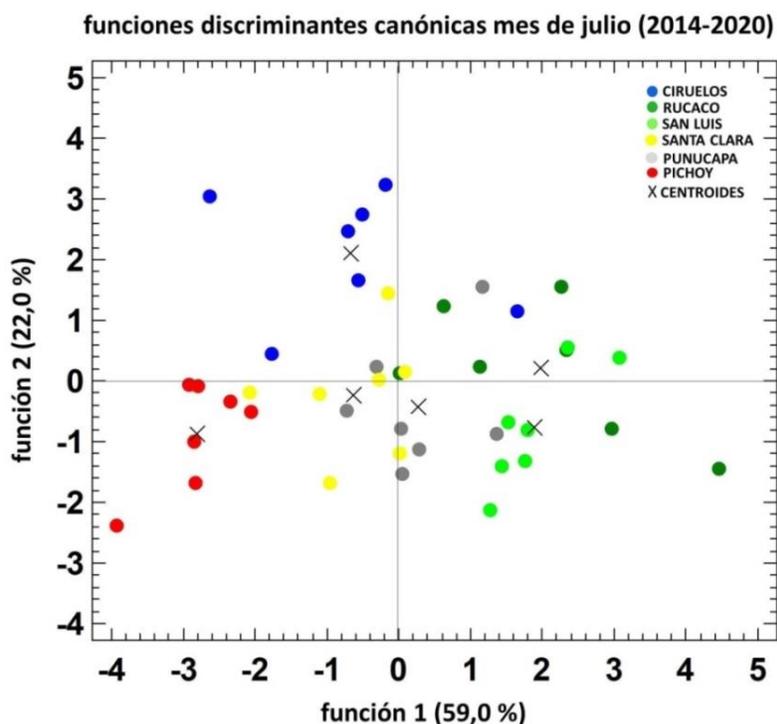


Figura 2.2.20. Ubicación en el espacio discriminante canónico bidimensional (2D) de las seis estaciones de muestreo analizadas y definidas en base a 13 parámetros físico-químicos (ver texto) monitoreados durante el mes de julio del período inter-anual 2014-2020. En los ejes x e y, se

muestra en paréntesis la proporción porcentual que es explicada por cada una de las dos primeras funciones discriminantes. Las X indican los respectivos centroides de cada grupo de estaciones.

La Tabla 2.2.6 muestra que dentro de la función discriminante 1 (la única con significancia estadística; $p=0.05$), los SDT, el Hierro y el Plomo disueltos fueron los parámetros cuya variabilidad espacio temporal contribuye a explicar en mayor grado, la separación gráfica de estaciones mostrada en la Figura 2.2.20 explicada más arriba.

Tabla 2.2.6. Contribuciones relativas de cada uno de los 13 parámetros físico-químicos monitoreados durante el mes de julio del período inter-anual 2014-2020. Se marcan en negrilla los valores más altos de contribución a la variabilidad observada dentro de la función discriminante 1 (SDT, Hierro y Plomo disuelto).

	1
temperatura	0,855
conductividad	-0,220
SDT	1,437
SST	-0,083
Fe disuelto	-1,001
Al disuelto	0,305
Cu disuelto	-0,797
Zn disuelto	-0,350
Pb disuelto	1,262
Fe particulado	-0,104
Al particulado	0,217
AOX	-0,023
Ácidos grasos	-0,033

CONCLUSIONES

- En términos generales, la variabilidad espacial de la temperatura valores más altos en los meses estivales y en las estaciones del eje central del río Cruces y río tributario.
- Aun cuando no se encontró un patrón definido de variabilidad espacial del pH, los datos 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 heterogeneidad espacial durante los muestreos de abril y en el eje central del HRC.
- En términos generales, el contenido de SST fue menor durante el período estival y mayor durante el período invernal, lo que evidencia influencia de lluvias y aumento del caudal hídrico, particularmente en el sector Límnico del HRC.
- 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.
- Los valores de concentración de oxígeno estuvieron casi en su totalidad sobre los 8 mg/L; en general, los valores más altos se registraron durante los años 2016 y 2017 en el periodo de mayor caudal hídrico y en los sectores Límnico y eje Estuarial del HRC.
- Las concentraciones de metales pesados disueltos y particulados presentaron alta variabilidad espacial y temporal.
- Los Ácidos Grasos detectados transcurridos siete años de Monitoreo Ambiental, han permanecido bajo los rangos de las mediciones del año 2014. Presentando el mes de abril regularmente mayores concentraciones que julio.
- No se detectó la presencia de Ácidos resínicos en el agua durante el 2014 y tampoco durante el programa de monitoreo 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020.
- Las concentraciones de AOX han presentado valores más altos durante el mes de abril y con menores concentraciones en el sector correspondiente la estación Pichoy. En tanto que Rucaco ha presentado mayores concentraciones AOX en relación a Ciruelos.

- Los resultados de los análisis basados en el agrupamiento de estaciones (ADC y EMDNM), evidencian que las concentraciones de Hierro y Cobre disueltos en las aguas superficiales estudiadas, son hasta el momento las componentes que mayor aporte generan a la caracterización de las mismas. Para los meses de abril en el tiempo (2014 al 2020), se le suma el Hierro particulado y para los meses de julio (2014 al 2020) el Plomo particulado, temperatura y SDT. Al análisis de ambos meses en el tiempo se agregan además el Plomo disuelto, AOX, SST y conductividad.
- Durante todo el período de estudio transcurrido y en base a la técnica utilizada en los análisis, no se detectó la presencia de Ácidos resínicos en el agua superficial del HRC.
- Los resultados de los análisis gráficos de las estaciones (ADC), no presentó agrupaciones según la clasificación espacial asignada *a priori* para las seis estaciones, es decir sector límnico, eje central y tributarios.

REFERENCIAS

- Cooley, W.W., LOHNES, P.R. (1971). Multivariate data analysis. 364 p., John Wiley & Sons, New York.
- Clarke, K. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecology.*, 18: 117 – 143.
- Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric Multidimensional Scaling: A Numerical Method. *Psychometrika.* 2: 115-129.

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 límnic)		
1 (sector Ciruelos)	07-abr-14	01-ago-14
2 (sector Rucaco)	07-abr-14	01-ago-14
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-14	01-ago-14
4 (sector Santa Clara)	09-abr-14	29-jul-14
5 (sector Punucapa)	09-abr-14	29-jul-14
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10-abr-14	30-jul-14

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

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	08-abr-2015	27-jul-2015
2 (sector Rucaco)	08-abr-2015	27-jul-2015
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015	27-jul-2015

4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015	28-jul-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015	28-jul-2015
Río tributario del río Cruces		
(área estuarial)		
6 (río Pichoy)	07-abr-2015	28-jul-2015

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

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

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

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

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

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

Río tributario del río Cruces		
(área estuarial)		
6 (río Pichoy)	16-abr-2018	09-jul-2018

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

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

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

estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces		
(sector límnic)		
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

ANEXO 2

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

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

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

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

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

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

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

Tabla 2. Comparación inter-anual del pH en aguas superficiales del sector límnic, eje central y río tributario 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 límnic)												
1 (sector Ciruelos)	7,0	7,6	7,0	7,5	8,1	6,6	7,2	6,6	8,0	8,0	7,8	7,3
2 (sector Rucaco)	7,2	7,5	7,1	8,2	7,9	6,4	8,0	6,9	7,8	7,5	7,3	7,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,4	7,3	7,8	7,8	7,2	6,6	8,5	7,1	8,0	8,0	7,6	8,2
4 (sector Santa Clara)	8,3	7,5	7,8	8,1	7,8	7,0	6,8	7,0	7,4	7,9	8,7	7,5
5 (sector Punucapa)	8,1	7,2	7,2	8,3	7,8	7,2	7,1	7,4	7,6	7,9	7,8	7,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	8,0	7,6	6,6	7,9	8,1	6,9	6,7	7,0	7,1	7,8	7,6	6,7

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Tabla 4. Comparación inter-anual de los sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L) en aguas superficiales del sector límnic, eje central y río tributario 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 límnic)												
1 (sector Ciruelos)	28,0	22,0	17,0	SD	29,3	17,6	16,9	23,4	18,9	19,5	22,1	21,5
2 (sector Rucaco)	90,0	36,0	19,0	SD	104,0	22,1	22,5	19,5	31,2	33,2	53,3	40,3
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	81,0	43,0	23,0	SD	71,1	24,7	24,1	22,3	31,9	31,9	45,5	52,4
4 (sector Santa Clara)	107,0	38,0	23,0	SD	572,0	25,4	22,5	20,8	28,6	29,3	37,3	39,0
5 (sector Punucapa)	465,0	38,0	23,0	SD	2030,0	24,3	21,9	21,5	28,0	29,9	35,5	58,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	26,0	24,0	17,0	SD	78,7	22,1	18,6	17,6	20,2	20,8	20,2	18,9

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

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

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

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

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

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.

estaciones	concentración de oxígeno (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)	10,7	10,4	10,4	SD	11,3	11,1	10,7	9,4	11,2	10,8	10,6	10,0
2 (sector Rucaco)	10,8	9,9	10,6	SD	11,9	11,0	10,7	12,1	11,4	11,9	10,9	10,6
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	8,2	9,9	7,7	SD	8,8	6,6	9,0	11,9	10,3	10,7	9,2	8,2
4 (sector Santa Clara)	10,1	11,5	10,5	SD	10,3	10,1	10,7	10,1	11,8	10,2	9,9	10,6
5 (sector Punucapa)	10,0	11,0	10,7	SD	10,1	10,3	10,8	10,8	10,5	9,9	9,8	9,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	9,5	10,8	9,1	SD	9,4	9,0	9,7	9,3	10,4	10,4	9,8	10,1

estaciones	concentración de oxígeno (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)	8,7	8,3	9,2	11,1	11,6	14,4	13,7	12,9	12,4	10,9	9,9	11,9
2 (sector Rucaco)	9,3	8,4	9,0	10,6	12,4	13,6	13,6	13,5	12,3	11,3	9,7	13,0
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	7,8	6,1	7,1	7,5	10,2	11,1	13,0	9,3	11,4	9,1	8,1	9,7
4 (sector Santa Clara)	7,9	8,7	8,9	9,8	9,3	13,8	14,2	12,5	11,7	10,1	8,5	10,4
5 (sector Punucapa)	7,3	8,1	8,9	9,9	10,3	12,4	14,1	11,7	10,5	9,4	8,7	10,3
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	6,6	7,7	7,6	9,0	8,8	11,6	13,4	10,5	10,7	8,6	8,4	10,3

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

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

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

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

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

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
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	90,8	93,4	80,7	90,8	89,6	79,3	87,3	86,0	96,9	98,7	96,3	103,8

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
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	76,5	88,1	84,7	90,5	82,1	96,6	108,1	92,1	103,2	88,6	99,5	120,3

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

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

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

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

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

estaciones	SST (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)	3,9	16,9	20,9	4,8	2,6	7,8	4,5	14,4	6,1	2,6	4,5	8,1
2 (sector Rucaco)	4,5	18,2	18,7	4,3	2,6	8,9	5,6	13,3	8,3	3,6	3,6	25,4
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,7	4,3	4,4	3,4	1,6	2,7	3,7	4,6	4,6	4,1	3,5	6,2
4 (sector Santa Clara)	2,5	5,8	14,3	2,9	4,4	3,4	4,1	4,8	1,7	2,9	6,9	4,3
5 (sector Punucapa)	4,2	5,6	7,2	4,3	4,3	2,8	5,3	4,2	3,3	3,7	4,6	5,4
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	4,6	2,5	29,5	3,5	2,5	3,2	6,2	7,2	3,2	2,9	6,4	6,6

estaciones	SST (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)	7,1	4,4	3,0	1,5	1,7	4,3	6,3	8,0	2,6	6,9	5,8	4,2
2 (sector Rucaco)	3,5	2,5	2,2	3,2	1,3	1,9	1,7	15,8	2,7	3,4	5,8	7,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	3,7	3,6	5,1	3,0	1,9	2,5	1,9	4,7	2,2	3,1	3,1	2,9
4 (sector Santa Clara)	6,7	4,8	4,4	2,1	0,9	2,3	2,7	5,2	2,2	4,6	3,9	3,7
5 (sector Punucapa)	9,2	7,5	9,6	6,9	1,8	4,8	2,4	5,2	2,4	7,9	5,3	5,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	7,3	7,7	3,0	2,2	2,1	2,3	2,5	6,6	4,4	5,2	5,0	6,0

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

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

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

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

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

estaciones	transparencia (m)											
	2014			2015								
	abr	may	jul	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Eje central del río Cruces (sector límnic)												
1 (sector Ciruelos)	*	0,8	0,7	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	0,9	0,5	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	4,4	2,1	1,5	2,5	SD	2,4	1,3	1,5	2,1	1,9	1,8	1,6
4 (sector Santa Clara)	3,0	1,8	0,8	4,5	3,9	2,4	2,0	1,6	3,3	2,0	2,1	2,5
5 (sector Punucapa)	2,9	2,4	1,3	2,7	2,8	2,5	1,8	2,1	2,9	2,4	2,1	1,7
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	2,0	3,0	0,6	2,4	3,2	2,5	1,5	1,3	2,0	2,6	1,9	1,4
estaciones	transparencia (m)											
	2016											
	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep	oct	nov	dic
Eje central del río Cruces (sector límnic)												
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	0,7	0,6	*	0,7	0,7	*	*	0,8	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	0,7	0,3	*	0,8	0,7	*	*	0,8	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)												
3 (sector fuerte San Luis)	1,8	1,7	1,6	1,3	1,7	2,1	4,0	1,1	2,0	3,6	2,3	2,6
4 (sector Santa Clara)	1,8	2,6	2,7	4,5	4,8	4,1	5,1	1,2	4,4	2,8	2,0	2,5
5 (sector Punucapa)	1,4	1,7	2,0	2,3	4,4	2,5	4,3	1,6	3,4	1,5	1,7	2,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)												
6 (río Pichoy)	1,7	1,8	2,8	3,2	3,3	3,1	3,0	1,4	2,9	2,5	2,7	1,8

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

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

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

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

Tabla 9. Concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del sector límnic, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

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

estaciones	Hierro ($\mu\text{g/L}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	73,9	36,1
2 (sector Rucaco)	62,9	191,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	78,3	34,7
4 (sector Santa Clara)	35,8	74,4
5 (sector Punucapa)	12,2	60,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	130,1	83,3

Tabla 10. Concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Aluminio ($\mu\text{g/L}$)			
	2014		2015	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	9,9 (2,0)	20,4 (1,4)	10,5 (1,6)	18,6 (4,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (0,6)	23,4 (7,0)	10,1 (0,4)	18,3 (4,9)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	7,6 (1,5)	11,9 (1,2)	10,8 (0,4)	20,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	12,9 (1,4)	17,9 (2,1)	8,2 (1,1)	21,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	9,0 (0,5)	13,5 (3,2)	5,7 (0,1)	25,5 (1,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	12,6 (1,8)	28,3 (1,0)	12,0 (0,0)	44,4 (0,7)
estaciones	Aluminio ($\mu\text{g/L}$)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	7,0 (0,01)	4,4 (0,41)	9,5 (0,7)	10,1 (0,5)
2 (sector Rucaco)	7,7 (0,70)	3,9 (0,38)	5,4 (0,2)	11,6 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	8,2 (0,57)	5,3 (0,73)	10,1 (0,0)	12,6 (2,2)
4 (sector Santa Clara)	11,2 (0,01)	5,1 (0,09)	9,1 (0,1)	15,4 (1,0)
5 (sector Punucapa)	4,1 (0,58)	3,4 (0,71)	8,7 (0,5)	22,2 (0,6)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	7,5 (0,02)	14,4 (0,55)	11,2 (0,1)	28,1 (4,5)

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

estaciones	Aluminio ($\mu\text{g/L}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	6,6	22,2
2 (sector Rucaco)	7,5	142,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	6,4	16,4
4 (sector Santa Clara)	9,8	29,6
5 (sector Punucapa)	2,2	19,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	12,2	42,0

Tabla 11. Concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

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

estaciones	Cobre ($\mu\text{g/L}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	0,4	0,4
2 (sector Rucaco)	0,3	0,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,6	0,5
4 (sector Santa Clara)	0,3	0,8
5 (sector Punucapa)	0,3	0,5
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,6	0,5

Tabla 12. Concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del sector límnic, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.*, bajo el límite de detección del método utilizado.

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

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

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

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

Tabla 13. Concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.*, bajo el límite de detección del método utilizado.

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

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

estaciones	Plomo ($\mu\text{g/L}$)			
	2018		2019	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)				
1 (sector Ciruelos)	0,05 (0,00)	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
2 (sector Rucaco)	0,03 (0,00)	*	*	0,02 (0,00)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,04 (0,00)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	0,03 (0,01)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
5 (sector Punucapa)	0,03 (0,00)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	*	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)

estaciones	Plomo ($\mu\text{g/L}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	0,02	0,02
2 (sector Rucaco)	0,02	0,09
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,03	0,03
4 (sector Santa Clara)	0,02	0,02
5 (sector Punucapa)	0,02	0,02
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,02	0,02

Tabla 14. Concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del sector límnico, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Hierro ($\mu\text{g/g}$)			
	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)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	156.069 (23.378)	79.760 (4.820)	93.154 (1.758)	118.331 (6.790)

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

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

estaciones	Hierro ($\mu\text{g/g}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	129.300	64.920
2 (sector Rucaco)	63.420	52.280
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	44.460	50.120
4 (sector Santa Clara)	53.920	90.450
5 (sector Punucapa)	50.065	61.330
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	101.500	83.060

Tabla 15. Concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del sector límnic, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC) entre los años 2014-2019. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

estaciones	Aluminio ($\mu\text{g/g}$)			
	2016		2017	
	abril	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)				
1 (sector Ciruelos)	170.827 (133.591)	17.866 (365)	414.367 (415.441)	15.338 (17.073)
2 (sector Rucaco)	115.186 (36.788)	15.148 (9.911)	36.530 (8.051)	17.749 (1.887)
Eje central del río Cruces (área estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	104.452 (4.112)	30.311 (6.486)	53.488 (19.800)	18.866 (4.251)
4 (sector Santa Clara)	72.443 (38.290)	60.026 (2.392)	47.606 (26.901)	38.441 (9.823)
5 (sector Punucapa)	32.617 (5.087)	54.027 (7.878)	17.332 (3.527)	38.872 (6.728)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)				
6 (río Pichoy)	40.338 (13.483)	736 (48)	79.069 (52.597)	38.768 (6.343)

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

estaciones	Aluminio ($\mu\text{g/g}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	42.740	76.260
2 (sector Rucaco)	40.520	67.740
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	10.140	71.850
4 (sector Santa Clara)	21.470	68.030
5 (sector Punucapa)	37.335	66.425
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	30.710	77.120

Tabla 16. Concentración de Ácidos grasos en agua superficiales del sector límnic, eje central y río tributario del humedal del río Cruces (HRC). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

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

estaciones	Ácidos grasos ($\mu\text{g/L}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	0,1	0,2
2 (sector Rucaco)	0,2	0,2
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	0,7	0,1
4 (sector Santa Clara)	0,1	0,1
5 (sector Punucapa)	0,4	0,1
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	0,1	0,2

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

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

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

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

estaciones	AOX ($\mu\text{g/L}$)	
	2020	
	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnic)		
1 (sector Ciruelos)	8,8	8,6
2 (sector Rucaco)	69,9	11,9
Eje central del río Cruces (área estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	41,0	5,7
4 (sector Santa Clara)	55,7	8,5
5 (sector Punucapa)	48,9	8,8
Río tributario del río Cruces (área estuarial)		
6 (río Pichoy)	10,5	12,3

2.3. SEDIMENTOS SUBMAREALES

ANTECEDENTES

La depositación continúa de partículas suspendidas en la columna de agua, es el mecanismo principal en la conformación de los fondos sedimentarios submareales. 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 porosa e irregular, 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 submareales 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

Analizar durante el período 2014-2020, la variabilidad espacio-temporal de las características físico-químicas de los sedimentos submareales del HRC, incluyendo:

- Textura o porcentajes de grava (partículas $>2000 \mu\text{m}$), arena (partículas entre 63 y $2000 \mu\text{m}$), fango (partículas inferiores a $63 \mu\text{m}$) 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 $63 \mu\text{m}$).
- Granulometría de la fracción arena, fracción textural más representativa en los sedimentos del Humedal del río Cruces (HRC) y sus tributarios.
- Porcentaje de Materia Orgánica Total (MOT).

- pH y Redox.
- Carbono Orgánico Total (COT), AOX (Órgano-Halogenados Adsorbibles), EOX (Órgano-Halogenados Extraíbles).
- Ácidos Grasos (AG), Ácidos Resínicos (AR), Dioxinas, Furanos y EQTs (Equivalentes Tóxicos) de 17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 2001. Estos últimos parámetros fueron monitoreados solo en las estaciones 1, 2, 5 y 6 (Figura 2.3.1).

METODOLOGIAS

Los muestreos de sedimentos submareales se realizaron durante el mes de abril (condiciones de menor caudal hídrico) del período 2014-2020, en las seis estaciones que se muestran en la Figura 2.3.1 (*i.e.*, las mismas seleccionadas para el monitoreo de calidad del agua superficial del HRC). Los datos correspondientes al año 2014 fueron generados durante la ejecución del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, mientras que los correspondientes a los años 2015 a 2020 corresponden a los respectivos años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y su continuidad. En el ANEXO 1 de este Capítulo se indican las fechas en que se realizaron los muestreos para los objetivos de este estudio.

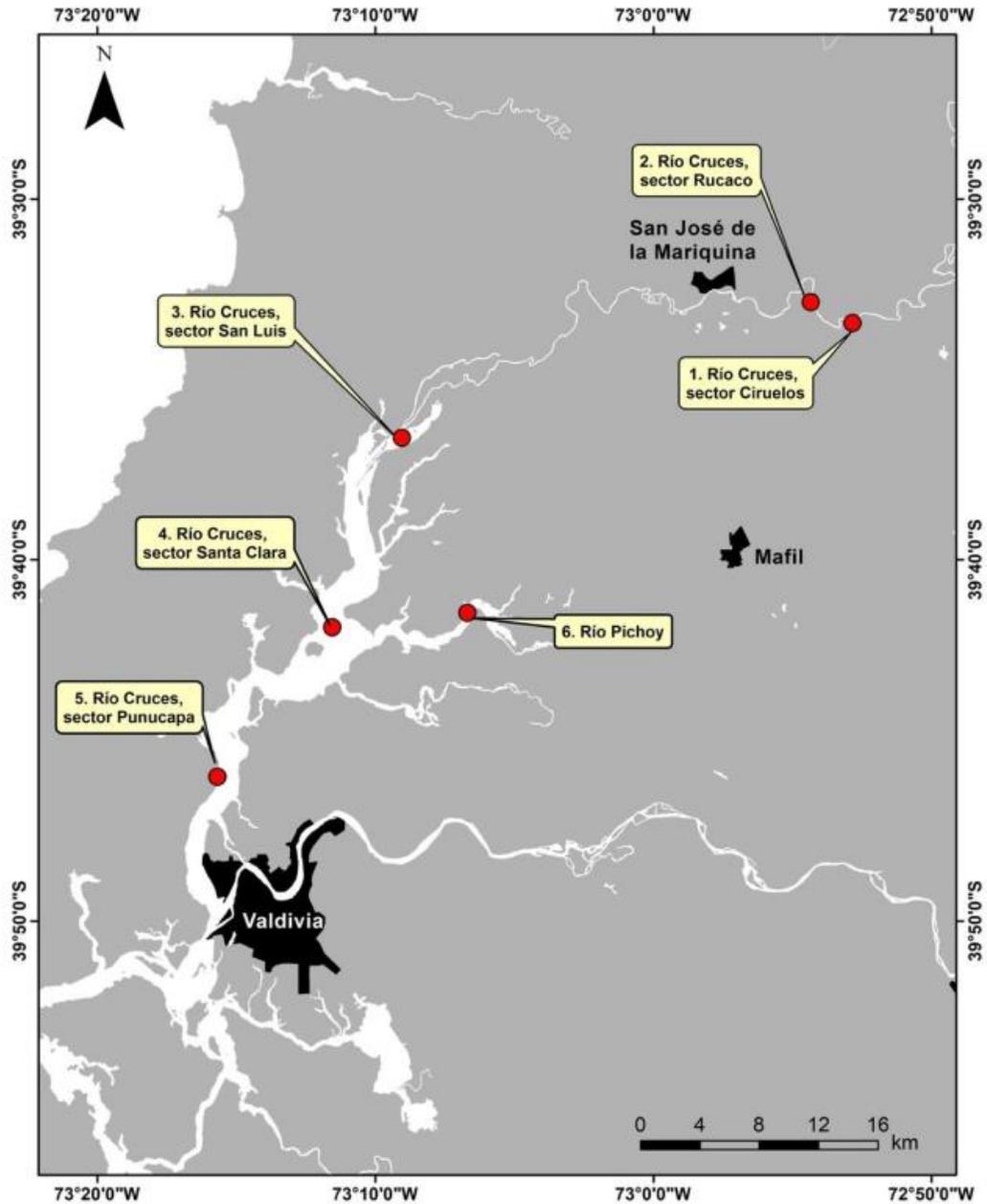


Figura 2.3.1. Ubicación de las seis estaciones de muestreo (1 a 6) para análisis de calidad del sedimento submareal en el área de estudio.

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:

- Muestreo de sedimento: uso de draga PONAR que cubre un área del fondo de 33 x 33 cm, para posteriormente obtener una muestra de sedimento con un cilindro plástico de 10 cm de diámetro y enterrado a 20 cm de profundidad en la muestra de sedimento así recolectada. Los sedimentos obtenidos se colocaron en envolturas de aluminio (*i.e.*, alusa foil) para los análisis de compuestos orgánicos.
- Análisis de textura: tamizado en húmedo (Anderson et al., 1981) (unidad: %).
- Análisis de granulometría de la arena mediante velocidad de decantación de las partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973) (unidad: micrones (μm)).
- Materia orgánica total: calcinación y gravimetría (unidad: %).
- pH y REDOX: uso de sonda multiparamétrica para mediciones *in situ* (Unidades: ° de pH y mV, respectivamente).
- Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (unidad: $\mu\text{g/g}$).
- Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (unidad: $\mu\text{g/g}$).
- Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación micro coulombimétrica con adsorción en carbono activado (unidad: $\mu\text{g/g}$).
- Compuestos Órgano-Halogenados Extraíbles (EOX): titulación micro coulombimétrica con extracción en hexano (unidad: $\mu\text{g/g}$).
- 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 Líquida (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.

Tratamiento preliminar de los datos

Agrupamiento de estaciones por sectores (localización espacial)

Las estaciones de muestreo representan una variación espacial tal, que es posible categorizarlas en sectores, acorde características propias de cada uno. De ahí que los datos provenientes de los parámetros analizados, se agruparon en tres sectores acorde sus ubicaciones y régimen hidrográfico. Esto es:

- **L** = sector límnico del río Cruces; es decir, la parte del río que no es afectada por las mareas. Incluye las estaciones 1 (Ciruelos) y 2 (Rucaco) (Fig. 2.3.1.).
- **EE** = eje estuarial y central del río Cruces; es decir, la parte del humedal afectada por mareas. Incluye tres estaciones: Fuerte San Luis (estación 3) (San Luis, de aquí en adelante), Santa Clara (estación 4) y Punucapa (estación 5) ordenadas de norte a sur (Fig. 2.3.1.).
- **T** = río tributario del humedal; es decir, río afectado por mareas y que confluye en el eje central del río Cruces. En este caso, el tributario es el río Pichoy (estación 6).

La base de datos construida para analizar la variabilidad espacio-temporal de las características físico-químicas de los sedimentos submareales del HRC, incluye seis estaciones y siete años de muestreo. Esta data incluye variables cualitativas (sectores del humedal y campañas temporales) y variables cuantitativas continuas (*e.g.*, porcentajes de fracciones texturales en los sedimentos, pH y REDOX).

Análisis estadísticos

Los datos se analizaron mediante **Análisis Univariado y Multivariado**

El **Análisis Univariado** consideró la aplicación de Análisis de Varianza (ANDEVA), para evaluar eventuales diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los factores de interés (ver Sokal & Rohlf, 1994): estaciones, sectores y campañas de muestreo, 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 vs probabilidades observadas, permite inspeccionar visualmente la distribución de la variable analizada. 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 se aplica cuando los datos provienen de distribución normal, pero no es muy robusta cuando hay fuertes desviaciones de la normalidad. La Prueba de Levene, se aplica cuando la variable proviene de una distribución continua 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 Kruskal-Wallis para comparar entre niveles de los factores principales (estaciones, sectores 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 (“outlayers”) en la muestra. Esta prueba se basa en los siguientes supuestos: i) las muestras a comparar son independientes y tomadas aleatoriamente desde una muestra con distribución continua, y 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 un análisis robusto ante desviaciones de la normalidad y homocedasticidad y que tiene mayor poder o baja probabilidad de cometer error de Tipo II (cuando no se rechaza una hipótesis nula siendo esta falsa) que cualquier prueba no paramétrica, se describen primariamente en este Capítulo, 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.

En general, los datos se analizaron sin ser transformados. Sin embargo, las excepciones necesarias fueron los datos de porcentajes de fracciones texturales del sedimento las que fluctúan entre 1 y 100 (porcentajes) y por lo tanto requieren ser transformadas usando la raíz cuadrada del dato previo a la aplicación de ANDEVA. Luego de la aplicación del ANDEVA y en aquellos casos en que los factores principales estaciones, sectores y campañas de muestreo, evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó la prueba *a posteriori* de Tukey para determinar qué sector o campaña era el 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) y la prueba de Tukey no es 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 vs desigualdad entre niveles de cada factor.

Se utilizó el Análisis Univariado para evaluar eventuales diferencias espacio temporales en los siguientes parámetros sedimentológicos: porcentajes de grava, arena, tamaño de la partícula de arena, porcentaje de fango y de materia orgánica total. Lo anterior, debido que son los únicos parámetros para los cuales se han recolectado muestras repetidas o réplicas (2014, $n=2$; 2015 y 2016, $n=3$; 2017 en adelante $n=4$).

La variabilidad espacio-temporal de los sedimentos submareales de las cuatro estaciones para las cuales se analizó el complemento total de parámetros físico-químicos (estaciones 1, 2, 5 y 6; ver Fig. 2.3.1) fue evaluada mediante **Análisis Multivariado**, específicamente Análisis de Discriminantes Canónicos (ADC). Para ello se usaron los datos recolectados de tamaño de la partícula de arena, porcentajes de fango y materia orgánica total, carbono orgánico total, AOX, Ácidos grasos, Dioxinas, Furanos y EQTs durante los meses de abril de los años 2014 al 2020. Este análisis tuvo como objetivo evaluar eventuales diferencias entre estaciones de muestreo, a partir de un valor heurístico (*i.e.*, exploratorio o indagatorio) derivado de las variables con mayor peso discriminativo representadas por sus funciones lineales o ejes discriminantes (CooLey, 1971). A partir del examen de la significancia (establecida como $p < 0,05$) de los dos primeros ejes discriminantes, se identificaron las variables con mayor aporte a la diferenciación o discriminación entre los grupos generando así un menor número de variables.

RESULTADOS

Textura y granulometría

Las Figuras 2.3.2 a 2.3.7 y Tablas 8 a 13 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en los porcentajes estacionales de grava ($>2000 \mu\text{m}$), arena ($63-2000 \mu\text{m}$), fango ($<63 \mu\text{m}$), agregados biogénicos y materia orgánica total, desde abril de 2014 a diciembre de 2020.

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 Ciruelo, Rucaco y San Luis que han presentado valores promedio sobre el 50 % (Fig. 2.3.2). En la mayoría de las muestras, la fracción grava ha estado mayoritariamente representada por restos fragmentados de madera y hojas y no por partículas inorgánicas.

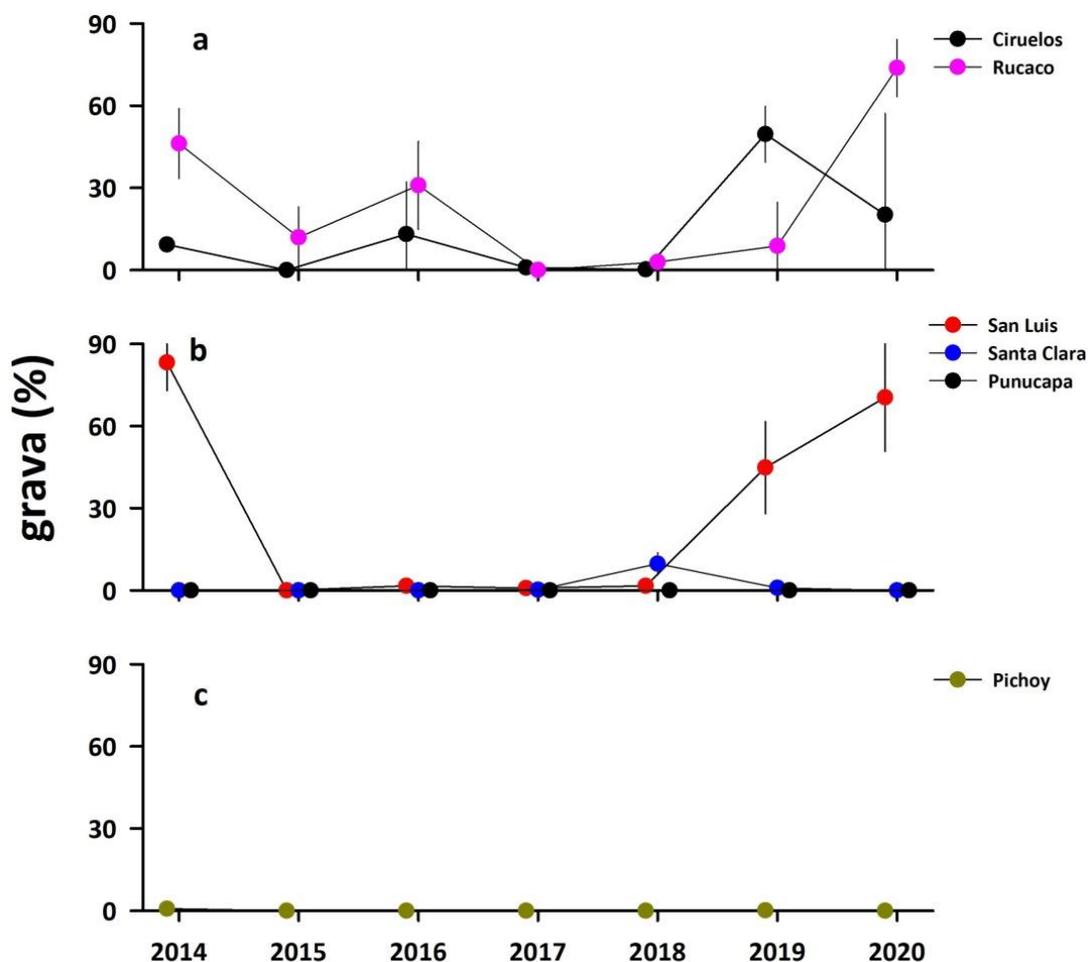


Figura 2.3.2. Comparación inter-anual de la variabilidad de las proporciones de grava (%) en los sedimentos del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

En general, la arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 micrones) fue la fracción dominante en los sedimentos de la mayoría de las estaciones. Durante la totalidad de las campañas, los valores porcentuales más altos (> 80%) han sido registrados en el eje central del río Cruces (estación Santa Clara) y en el río tributario Pichoy, con la menor representatividad temporal en la estación Punucapa (<50%) Fig. 2.3.3).

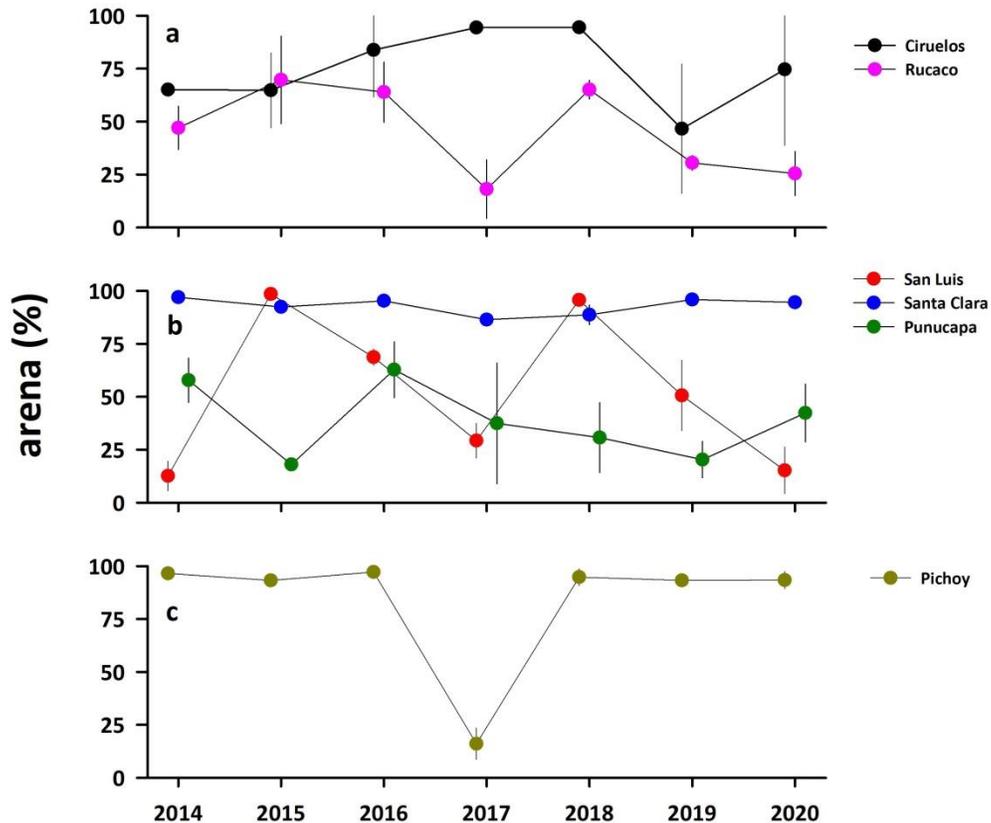


Figura 2.3.3. Comparación inter-anual de la variabilidad de las proporciones de grava (%) en los sedimentos del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

La variabilidad del tamaño de la partícula de arena, muestra en general un predominio de partículas de tamaños medio (250-500 micrones; Folk 1980), aun cuando durante algunos muestreos las arenas de Rucaco y San Luis tuvieron tamaños correspondientes a arenas gruesas (*i.e.*, 500-1000 micrones; Folk 1980 (Fig. 2.3.4). Las partículas de menor tamaño se han detectado consistentemente en los sedimentos de la estación Punucapa; *i.e.*, arenas finas (125-250 micrones; Folk, 1980) (Fig. 2.3.4).

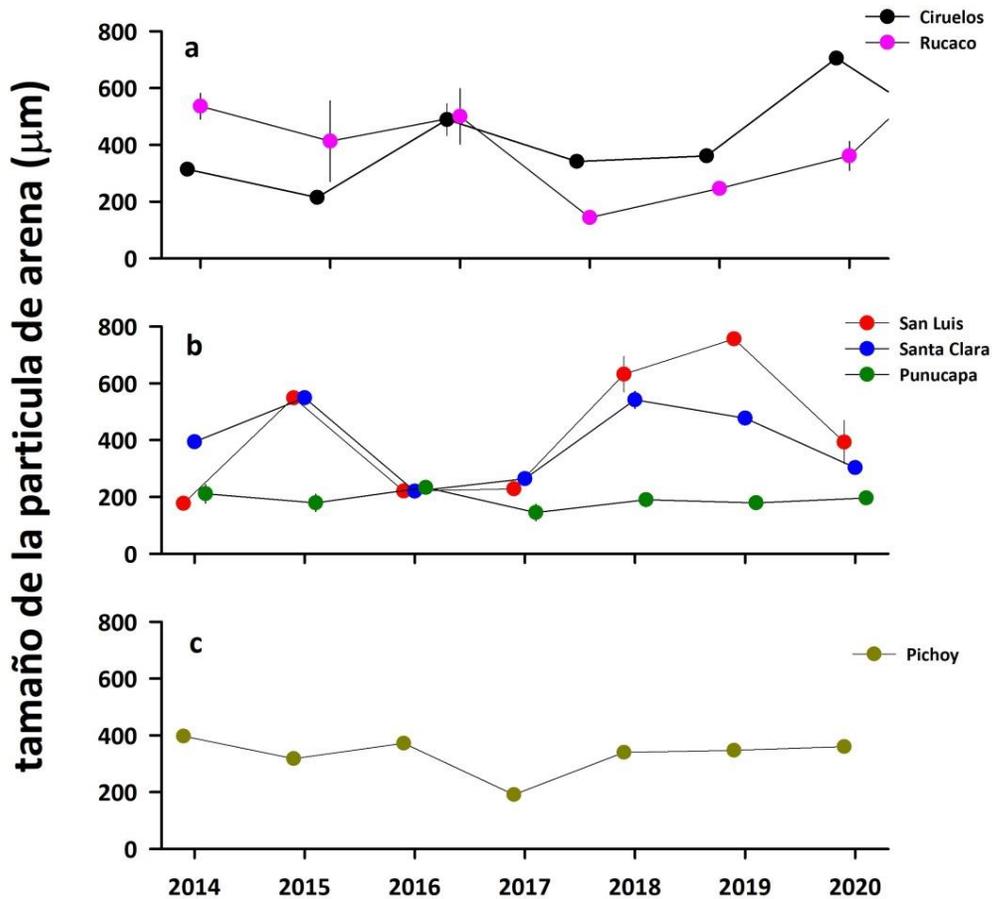


Figura 2.3.4. Comparación inter-anual de la variabilidad del tamaño de la partícula de arena en los sedimentos del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

La fracción fango o fracción más fina (partículas < 63 micrones), ha mostrado mayor representación porcentual (> 40%) en los fondos de la estación 5 (Punucapa); durante los años 2015 y 2017 se detectaron valores cercanos al 75% de fango en los fondos de las estaciones San Luis y Pichoy, respectivamente (Fig. 2.3.5). Las concentraciones más bajas de fango (<10%) ocurrieron en los fondos sedimentarios de Ciruelos y Pichoy (Fig. 2.3.5).

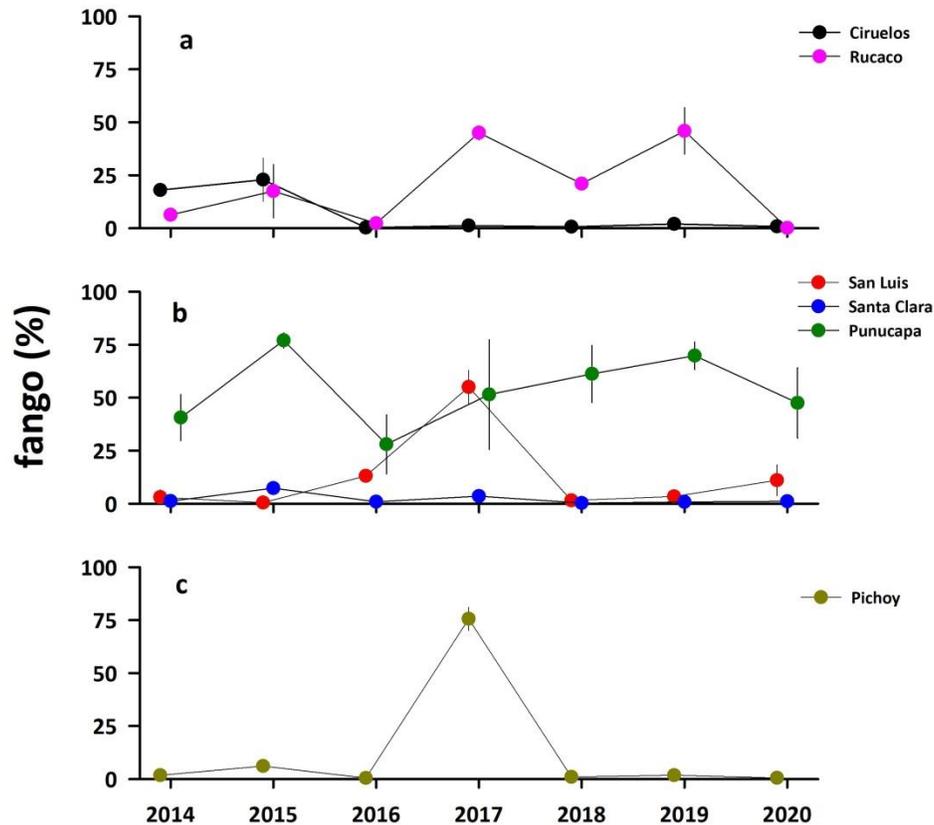


Figura 2.3.5. Comparación inter-anual de la variabilidad de las proporciones de fango (%) en los sedimentos del sector límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

Los agregados biogénicos han tenido en general, baja representación porcentual (<15%) en los sedimentos submareales del HRC (Fig. 2.3.6). Destaca durante el año 2017 un contenido de agregados biogénicos cercano al 40% en los fondos de Rucaco (Fig. 2.3.6).

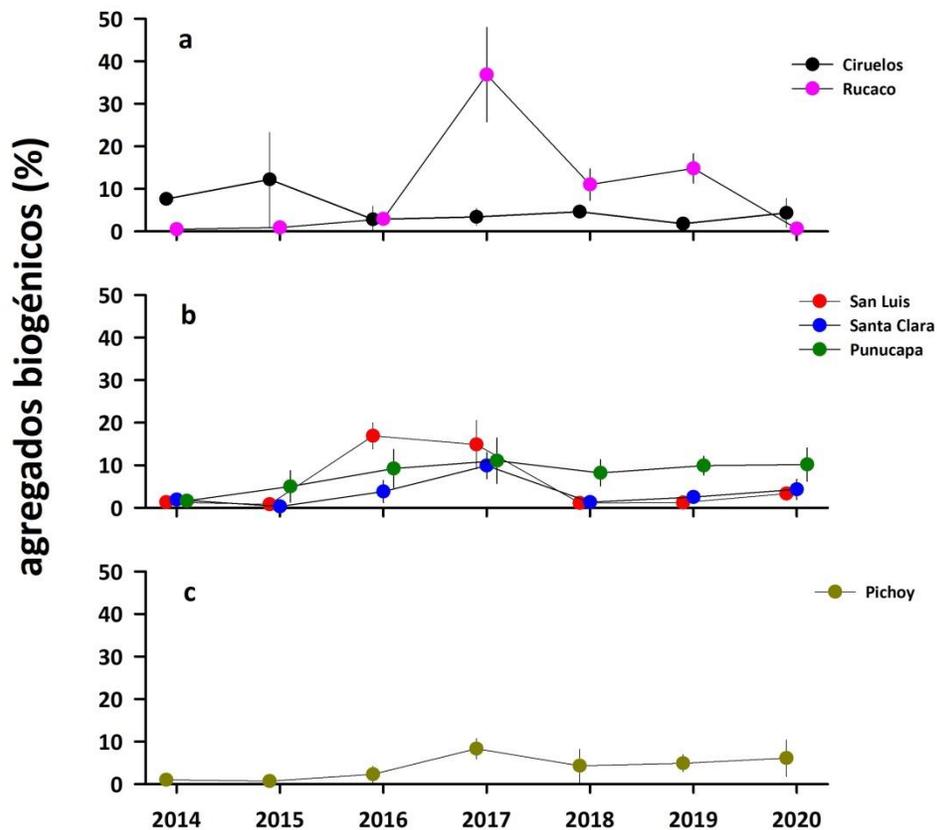


Figura 2.3.6. Comparación inter-anual de las proporciones de agregados biogénicos (%) en los sedimentos de los sectores límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

Los contenidos más altos de materia orgánica total (>18%) se registraron en los sedimentos de Rucaco (Fig. 2.3.7) y los más bajos (en general inferiores al 5%) en los de Ciruelos y Pichoy (Fig.2.3.7).

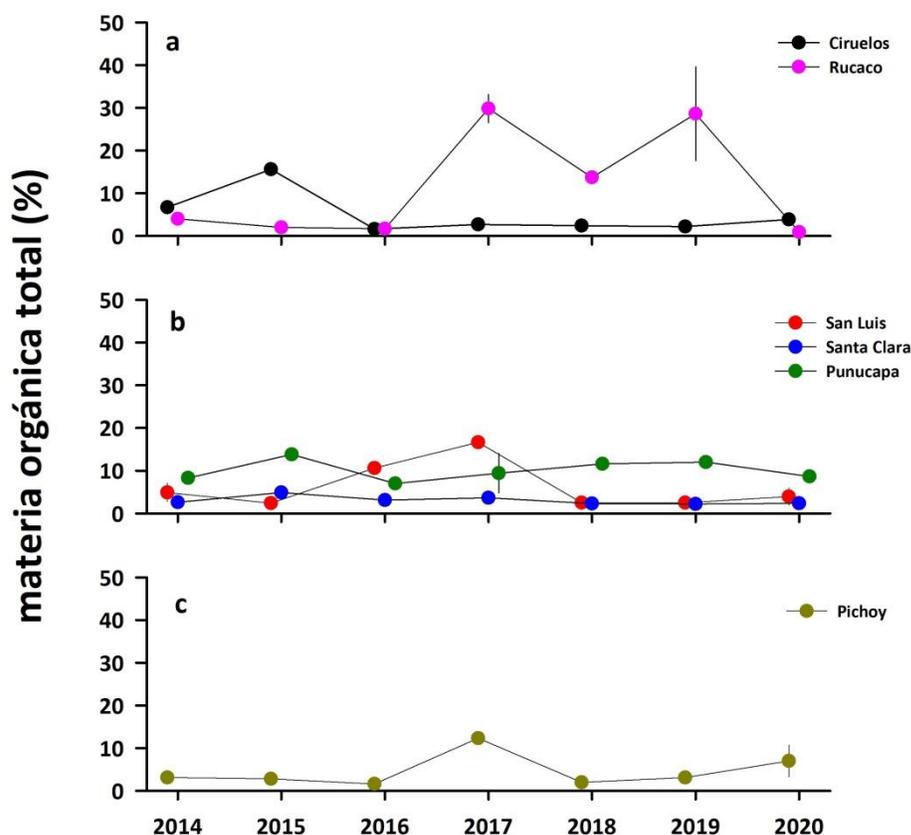


Figura 2.3.7. Comparación inter-anual de las proporciones de materia orgánica total (%) en los sedimentos de los sectores límnicos (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Los valores corresponden a promedios más desviación estándar.

Análisis estadístico univariado

Los contenidos de grava fueron significativamente ($p < 0,05$) más altos durante los años 2019 y 2020, los de arena mostraron lo propio durante los años 2015, 2016 y 2018 y los de fango durante el año 2017 (Tablas 2.3.1 y 2.3.2). El tamaño de las partículas de arena y los contenidos de agregados biogénicos difirieron significativamente entre campañas ($p < 0,05$), con los valores más altos durante el año 2017 (Tablas 2.3.1 y 2.3.2). Los

contenidos de materia orgánica total fueron significativamente más altos ($p < 0,05$) durante los años 2015, 2017 y 2019.

Los contenidos de grava y arena, fueron significativamente más altos ($p < 0,05$) en el sector límnic y río tributario, respectivamente, a la vez que los tamaños de la arena y los contenidos de fango fueron mayores ($p < 0,05$) en el sector del eje central y estuarial del HRC (Tabla 2.3.1). Los contenidos de agregados biogénicos y materia orgánica total, no difirieron estadísticamente entre sectores de muestreo ($p > 0,05$) (Tabla 2.3.1).

Los análisis por estaciones en el tiempo (*i.e.*, años), evidenciaron contenidos porcentuales significativamente más altos ($p < 0,05$) de grava y arena, en los sedimentos de las estaciones Ciruelos, Rucaco y San Luis y en los fondos sedimentarios de las estaciones Ciruelos, Santa Clara y Pichoy (Tabla 2.3.2). La estación Punucapa, presentó los valores más altos ($p < 0,05$) de tamaños de las partículas de arena y porcentajes de fango, a la vez que los fondos de esta estación y Rucaco tuvieron los porcentajes más altos de agregados biogénicos y materia orgánica durante el período 2014-2020 (Tabla 2.3.2).

Las variables que no cumplieron con los supuestos de ANDEVA fueron forzadas al análisis, realizándose de manera conjunta la Prueba Kruskall-Wallis. Los resultados de este último análisis se presentan en la parte baja de las Tablas 2.3.1 y 2.3.2.

Tabla 2.3.1. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos submareales del HRC. Las fuentes de variación son años (2014 al 2020) y sectores (L = sector límnic, EE = sector eje central del río Cruces, T = río tributario del humedal del río Cruces). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. Las comparaciones *a posteriori* deben interpretarse con cautela cuando la interacción A x S es significativa.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	p	Prueba de Tukey
Grava (*)	Año (A)	5	5031,4	1006,3	4,503	< 0,001	2020=2019>2018=2016>2017=2015
	Sector (S)	2	5399,1	2699,6	12,081	< 0,001	L>EE=T
	A x S	10	3952,9	395,3	1,769	0,074	
	Error	114	25474,4	223,5			
	Total	131	43163,2	329,5			
Arena (*)	Año (A)	5	10589,7	2117,9	5,699	<0,001	2018=2016=2015> 2020=2019=2017
	Sector (S)	2	3636,4	1818,2	4,893	0,009	T>EE=L
	A x S	10	7558,2	755,8	2,034	0,036	
	Error	114	42364,8	371,6			
	Total	131	62268,4	475,331			
Fango (*)	Año (A)	5	12187,4	2437,5	8,198	<0,001	2017>2019=2015>2020=2018=2016
	Sector (S)	2	2282,2	1141,1	3,838	0,024	EE>L=T
	A x S	10	6701,6	670,2	2,254	0,019	
	Error	114	33895,1	297,3			
	Total	131	51578,4	393,7			
Tamaño arena (*)	Año (A)	5,0	8,3	1,7	4,817	<0,001	2017>2015=2016=2018=2020>2019
	Sector (S)	2,0	2,2	1,1	3,21	0,045	EE=T>L
	A x S	10,0	6,8	0,7	1,973	0,045	
	Error	94,0	32,2	0,343			
	Total	111	50,542	0,455			
Ag. biogénicos (*)	Año (A)	5	1456,1	291,2	6,627	<0,001	2017>2020=2019=2018=2016=2015
	Sector (S)	2	113,3	56,7	1,29	0,279	
	A x S	10	935,2	93,5	2,128	0,028	
	Error	114	5009,5	43,9			
	Total	131	7933,8	60,5			
MOT (*)	Año (A)	5	1083,3	216,7	4,97	<0,001	2017=2019=2015>2018=2020=2016
	Sector (S)	2	131,9	66,0	1,513	0,225	
	A x S	10	944,5	94,5	2,167	0,025	
	Error	114	4969,6	43,6			
	Total	131	7074,3	54,0			

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

(*) = No cumple supuestos de normalidad y homocedasticidad, Kruskal Wallis para % Grava: Año, p =0,006; Sector: p < 0,001; % Arena: Año, p=0,002; Sector: p=0,025; % Fango: Año, p<0,001; Sector, p=0,026; Tamaño arena: Año, p=0,001; Sector, p=0,093; % Ag. Biogénicos: Año, p<0,001; Sector, p=0,752; % MOT: Año, p=0,001; Sector, p=0,210

Tabla 2.3.2. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las características de los sedimentos submareales del HRC. Las fuentes de variación son años (2014 al 2020) y estaciones (Ci=Ciruelos; Ru=Rucaco; SL=San Luis; SC=Santa Clara; Pu=Punucapa y Pi=Pichoy). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. 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)	5	8315,6	1663,1	29,6	<0,001	2020=2019>2018=2016>2017=2015
	Estación (E)	5	10374,6	2074,9	36,9	<0,001	Ru=SL=Ci>SC=Pi=Pu
	A x E	25	18368,5	734,7	13,1	<0,001	
	Error	96	5401,0	56,3			
	Total	131	43163,2	329,5			
Arena (*)	Año (A)	5	8810,31	1762,1	26,0	<0,001	2018=2016=2015>2020=2019=2017
	Estación (E)	5	24851,8	4970,4	73,4	<0,001	SC=Pi=Ci>SL>Ru>Pu
	A x E	25	20901,3	836,1	12,3	<0,001	
	Error	96	6503,9	67,7			
	Total	131	62268,4	475,3			
Fango (*)	Año (A)	5	8729,9	1746,0	67,2	<0,001	2017>2019=2015>2020=2018=2016
	Estación (E)	5	24139,3	4827,9	185,7	<0,001	Pu>Ru=SL=Pi>Ci=SC
	A x E	25	15136,5	605,5	23,3	<0,001	
	Error	96	2495,9	26,0			
	Total	131	51578,4	393,7			
Tamaño arena (*)	Año (A)	5	10,48	2,095	10,75	<0,001	2017>2015=2016=2018=2020>2019
	Estación (E)	5	21,61	3,603	18,48	<0,001	Pu>Pi>Ci=SC=Ru=SL>Ci
	A x E	25	17,64	0,734	30,03	<0,001	
	Error	96	19,49	0,194			
	Total	131	50,54				
Ag. biogénicos	Año (A)	5	1882,1	376,4	26,6	<0,001	2017>2020=2019=2018=2016=2015
	Estación (E)	5	915,5	183,1	12,9	<0,001	Pu=Ru>SL=Pi=Ci=SC
	A x E	25	3638,7	145,5	10,3	<0,001	
	Error	96	1359,6	14,2			
	Total	131	7933,8	60,6			
MOT (*)	Año (A)	5	1031,1	206,2	45,247	<0,001	2017=2019=2015>2018=2020=2016
	Estación (E)	5	1421,8	284,4	62,392	<0,001	Ru=Pu>SL=Pi=Ci=SC
	A x E	25	3933,9	157,355	34,525	<0,001	
	Error	96	437,537	4,558			
	Total	131	7074,34	54,003			

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

(*) = No cumple supuestos de normalidad y/o homocedasticidad, Kruskal- Wallis para % Grava: Año, p = 0,006; Estación: p < 0,001; % Arena: Año, p = 0,002; Estación: p < 0,001; % Fango: Año, p < 0,001; Estación, p < 0,001; Tamaño arena: Año, p = 0,001; Estación, p < 0,001; % MOT: Año, p = 0,001; Estación, p < 0,001

pH y potencial de óxido reducción (POR)

Las Figuras 2.3.8 y 2.3.9 y las Tablas 14 a 15 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran, muestran la variabilidad espacio temporal del pH y potencial de óxido reducción, desde abril de 2014 a diciembre de 2020.

Los valores de pH medidos en el sedimento fueron muy similares entre las estaciones y años de muestreo, con valores que fluctuaron entre 6 y 7 (Fig. 2.3.8).

Los valores del potencial de óxido reducción fueron mayoritariamente negativos en los sedimentos de las estaciones del sector del eje central del río Cruces (*i.e.*, San Luis, Santa Clara y Punucapa) y primariamente positivos (*i.e.*, condiciones de mayor oxigenación en el espacio intersticial del sedimento) en las estaciones limnicas y en el río tributario (*i.e.*, Ciruelos, Rucaco y Pichoy) (Fig. 2.3.9) .

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

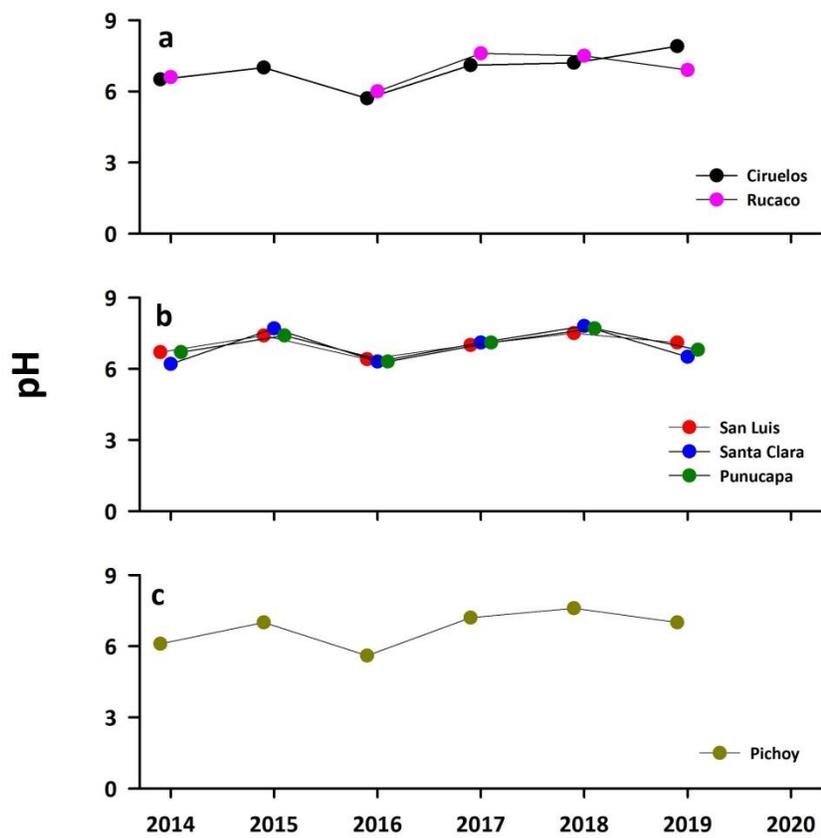


Figura 2.3.8. Comparación inter-anual del pH en los sedimentos de los sectores límnicos (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

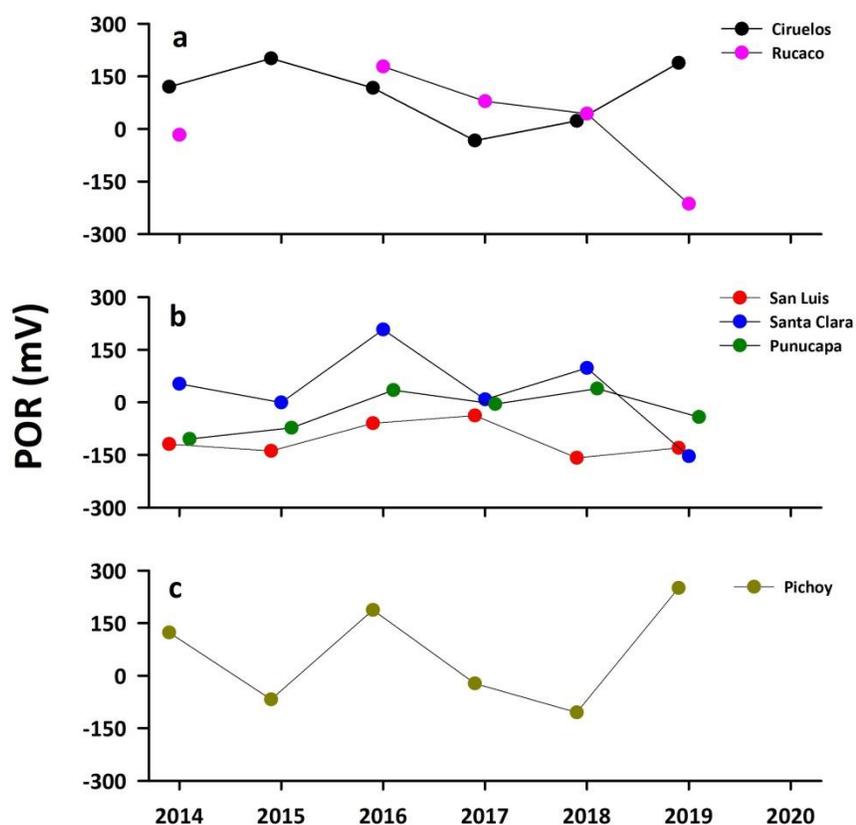


Figura 2.3.9. Comparación inter-anual del potencial de óxido reducción (POR) en los sedimentos de los sectores límnicos (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Carbono orgánico total (COT)

La Figura 2.3.10 y la Tabla 16 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal del Carbono orgánico total, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. En general, los sedimentos de Rucaco y San Luis tuvieron las concentraciones más altas de COT (hasta circa 5-8%), a la vez que los de Ciruelos tuvieron las concentraciones más bajas (<2%) (Fig. 2.3.10).

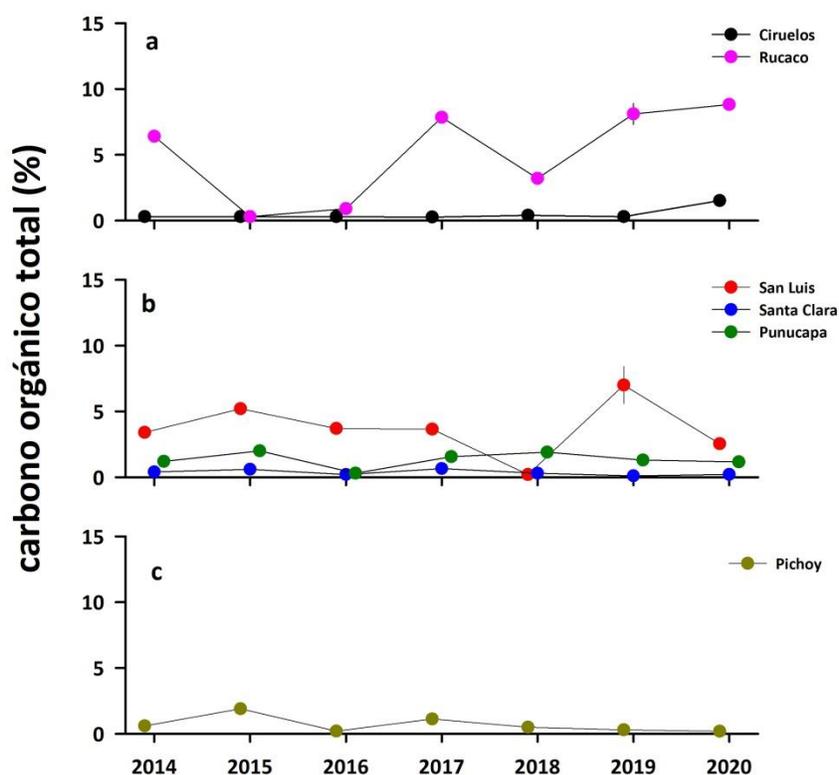


Figura 2.3.10. Comparación inter-anual del Carbono orgánico total en los sedimentos de los sectores límnicos (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Ácidos grasos y Ácidos resínicos

La Figura 2.3.11 y Tabla 17 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad inter-anual y espacial de las concentraciones de Ácidos grasos, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. Durante el período 2014-2020, las concentraciones de estos compuestos mostraron una disminución inter-anual marcada en los sedimentos de todas las estaciones; desde el año 2018 al año 2019 se registraron tendencias al alza en la mayoría de las estaciones, para luego volver a disminuir durante el año 2020 (Fig. 2.3.11).

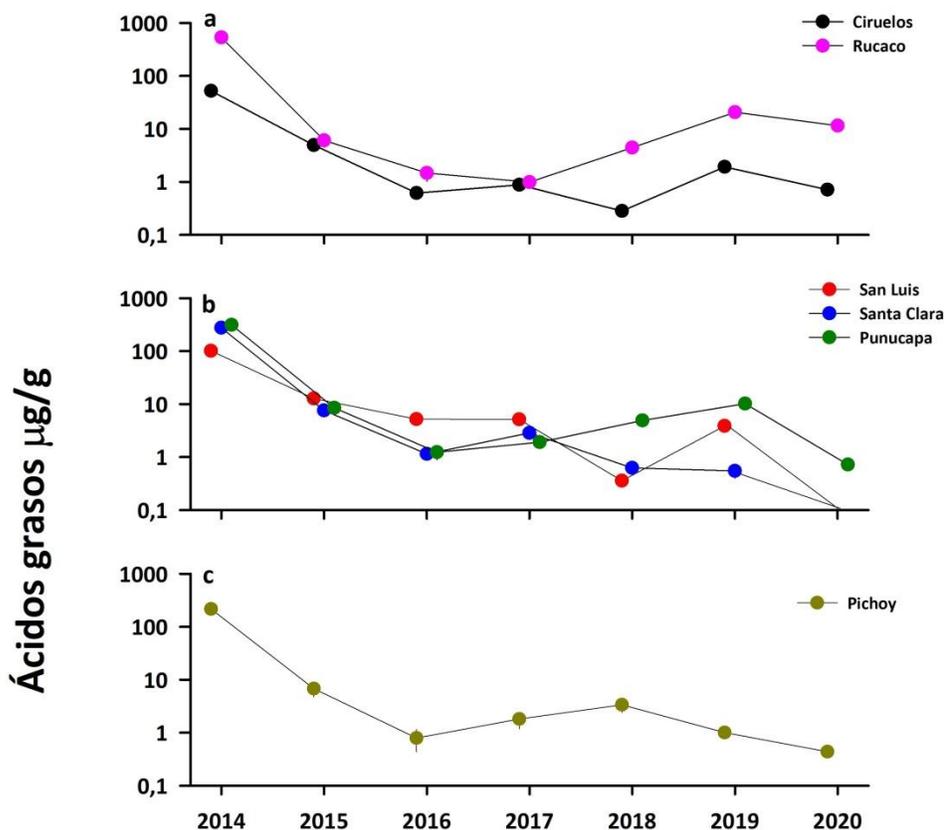


Figura 2.3.11. Comparación inter-anual de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Durante todo el período de estudio (2014-2020), no se han registrado Ácidos resínicos en los sedimentos submareales del HRC (Tabla 18 del ANEXO 2 de este Capítulo).

AOX y EOX

La Figura 2.3.12 y la Tabla 19 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de AOX, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. Las concentraciones más altas (>100 µg/g) de AOX han sido detectadas durante las campañas de muestreo de los años 2014, 2017 y 2020 en los sedimentos submareales de la estación 2 (río Cruces, sector Rucaco). Los sedimentos del resto de las estaciones han

mostrado concentraciones inferiores a *circa* 50 $\mu\text{g/g}$, midiéndose los valores más bajos en los sedimentos del río Pichoy (<40 $\mu\text{g/g}$) (Fig. 2.3.12).

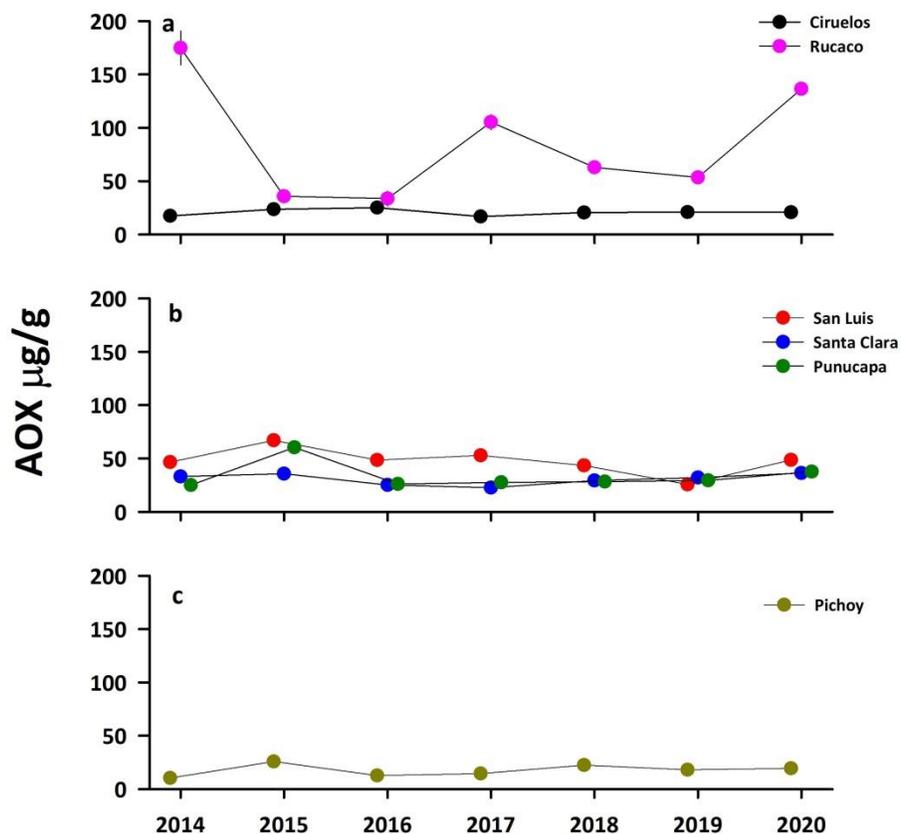


Figura 2.3.12. Comparación inter-anual de las concentraciones de AOX en los sedimentos de los sectores límnicos (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c).

Durante todo el período de estudio (2014-2020), no se han registrado EOX en los sedimentos submareales del HRC (Tabla 20 del ANEXO 2 de este Capítulo).

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

Las Figuras 2.3.13 a 2.3.15 y Tablas 21 a la 23 del ANEXO 2 de este Capítulo, muestran la variabilidad espacio temporal en las concentraciones de Dioxinas Furanos y

Equivalentes Tóxicos, desde abril de 2014 a diciembre de 2020. Durante los años 2019 y 2020, se detectaron las concentraciones más altas de Dioxinas en el área de estudio (*ca.* 0,05 ng/g), siendo los sedimentos de Rucaco los que mostraron esta situación (Fig. 2.3.13). En general, las concentraciones de Furanos fueron inferiores a 0,02 ng/g en los sedimentos de todas las estaciones, con excepción de las medidas en aquellos de Rucaco cuyos valores estuvieron *circa* 0,08 ng/g (año 2014) o cercanos a 0,04-0,06 ng/g durante los años 2019 y 2020 (Fig. 2.3.14). Coincidente con los valores más altos de Dioxinas y Furanos, los sedimentos de Rucaco fueron los que mostraron los valores de Equivalentes Tóxicos más altos (Fig. 2.3.15).

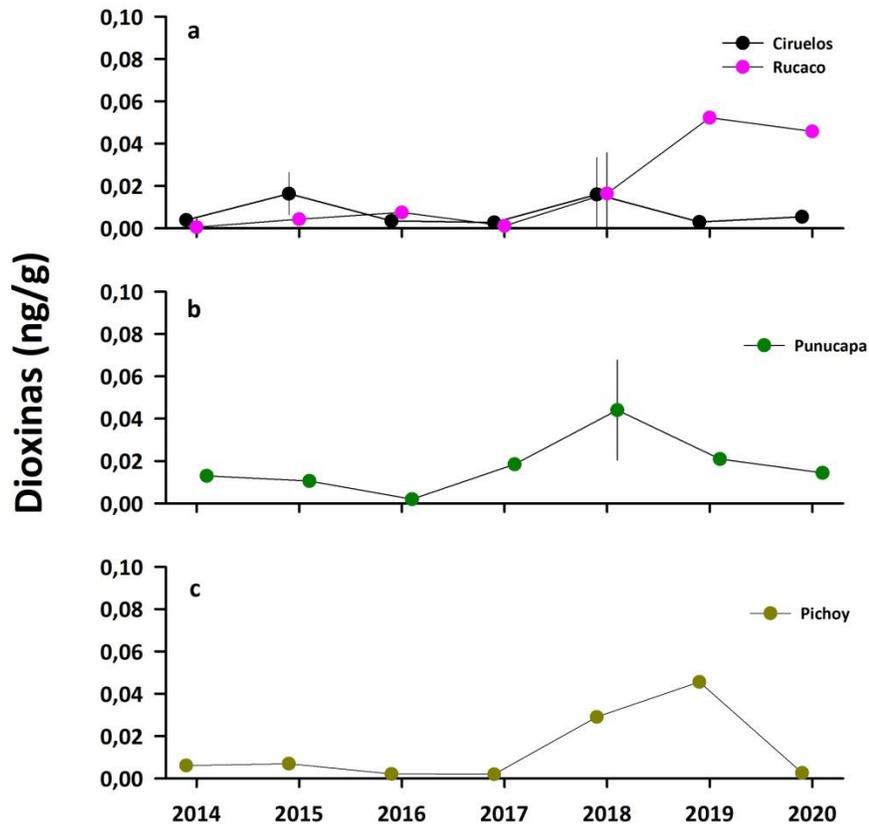


Figura 2.3.13. Comparación inter-anual de las concentraciones de Dioxinas en los sedimentos de los sectores límnico (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar (n=2) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante el año 2020, no se obtuvieron réplicas.

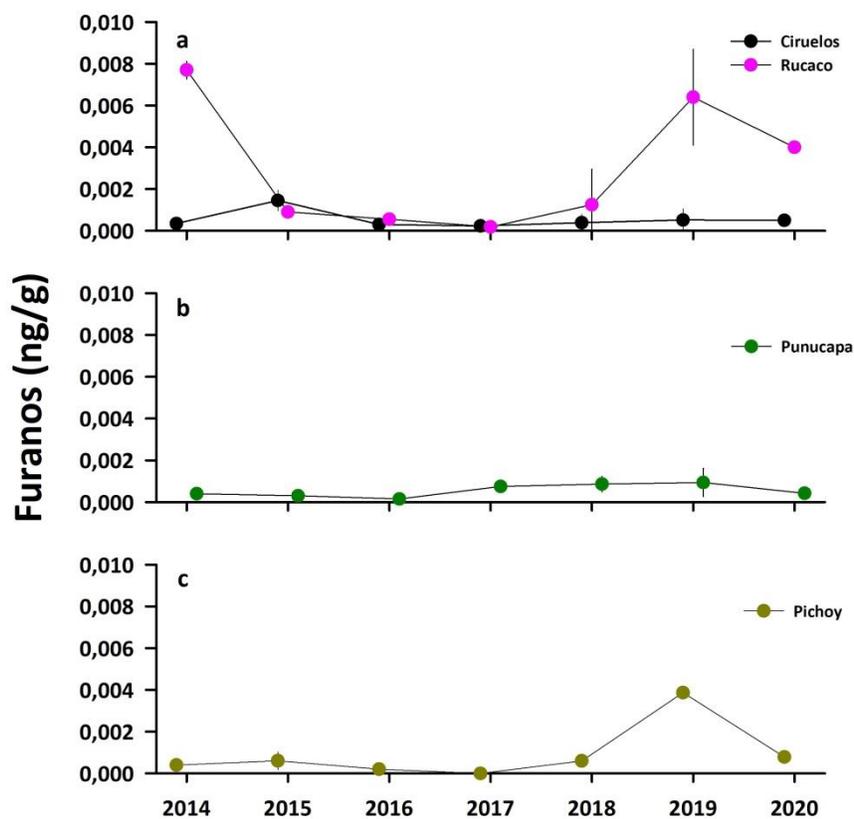


Figura 2.3.14. Comparación inter-anual de las concentraciones de Furanos en los sedimentos de los sectores límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar ($n=2$) (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante el año 2020, no se obtuvieron réplicas.

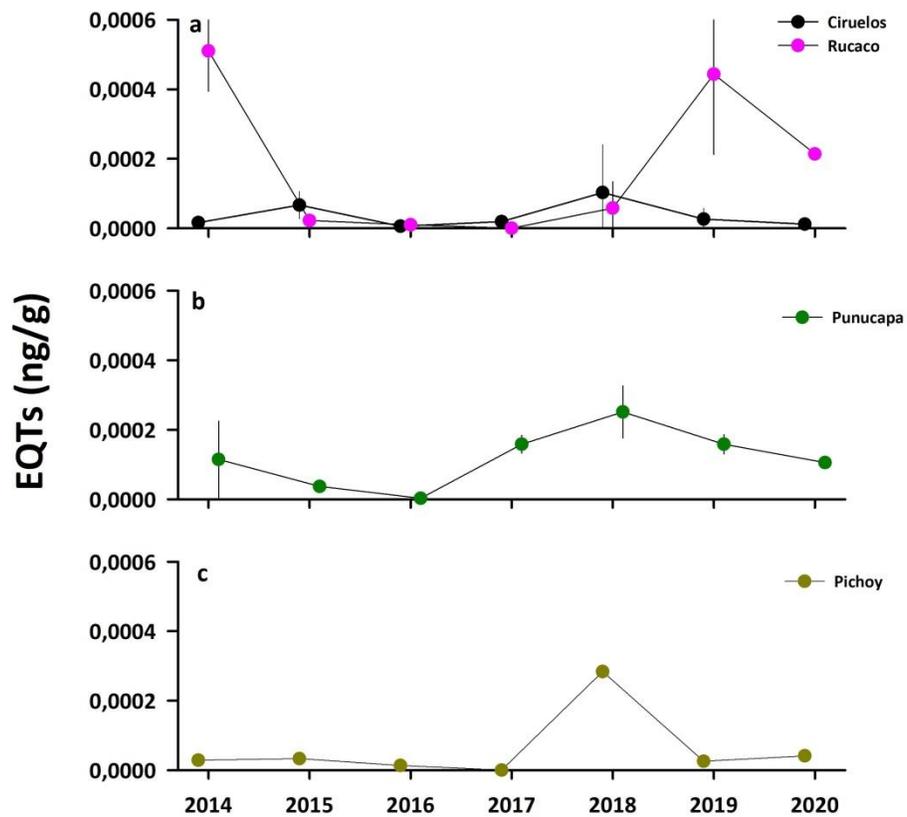


Figura 2.3.15. Comparación inter-anual de las concentraciones de Equivalentes tóxicos en los sedimentos de los sectores límnic (a), eje central (b) y río tributario del HRC (c). Durante el período 2014-2019, los valores son promedio más 1 desviación estándar ($n=2$ (en algunos casos, no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas). Durante el año 2020, no se obtuvieron réplicas.

Presencia & ausencia de congéneres de Dioxinas y Furanos

La Tabla 2.3.3 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los sedimentos del HRC durante el período 2014-2020 (siete muestreos anuales). Tales congéneres se presentan en orden de mayor a menor toxicidad. El número asignado a cada uno de estos compuestos corresponde a la cantidad de veces que han sido detectados a través de las siete campañas de muestreo. A su vez, la Figura 2.3.16 muestra las concentraciones anuales de las Dioxinas 2.3.7.8 TCDD y 1.2.3.7.8 PeCDD y Furanos (2.3.7.8 TCDF y 1.2.3.7.8 PeCDF), en los sedimentos de las cuatro estaciones seleccionadas para el estudio de estos compuestos.

Durante el período 2014-2020, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en ninguna de las cuatro estaciones de monitoreo del período 2014- 2020. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD fue detectada en tres de las cuatro estaciones (*i.e.*, estaciones 2 (Rucaco), 5 (Punucapa) y 6 (Pichoy) (Fig. 2.3. 16). En general, el resto de las dioxinas de menor toxicidad fueron detectadas con mayor frecuencia espacial y temporal que la mostrada por la 2.3.7.8 TCDD y 1.2.3.7.8 PeCDF (Tabla 2.3.3).

Los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en tres y cuatro de las cuatro estaciones, respectivamente (Tabla 2.3.3) (Fig. 2.3.16). En general, el resto de los Furanos de menor toxicidad fueron también detectados con mayor frecuencia de aparición espacial y temporal que los dos anteriormente mencionados (Tabla 2.3.3).

Tabla 2.3.3. Número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en relación al total de muestreos realizados (n=7) en los sedimentos durante el período 2014-2020. L=sector límnic, EE=eje central y estuarial del HRC y T= río tributario del HRC. 1=Ciruelos, 2=Rucaco, 5=Punucapa, 6=Pichoy.

sector	L		EE		T
	1	2	5	6	
Dioxinas					
2.3.7.8-TCDD	0	0	0	0	
1.2.3.7.8-PeCDD	0	2	1	1	
1.2.3.4.7.8-HxCDD	3	4	3	2	
1.2.3.6.7.8-HxCDD	5	5	6	3	
1.2.3.7.8.9-HxCDD	6	6	6	4	
1.2.3.4.6.7.8-HpCDD	7	7	7	5	
OCDD	7	7	7	7	
Furanos					
2.3.7.8-TCDF	1	4	0	1	
1.2.3.7.8-PeCDF	2	3	2	1	
2.3.4.7.8-PeCDF	1	2	1	0	
1.2.3.4.7.8-HxCDF	1	3	1	1	
1.2.3.6.7.8-HxCDF	2	3	2	1	
1.2.3.7.8.9-HxCDF	3	5	6	5	
2.3.4.6.7.8-HxCDF	5	3	4	3	
1.2.3.4.6.7.8-HpCDF	7	6	7	6	
1.2.3.4.7.8.9-HpCDF	3	4	4	3	
OCDF	6	7	4	5	

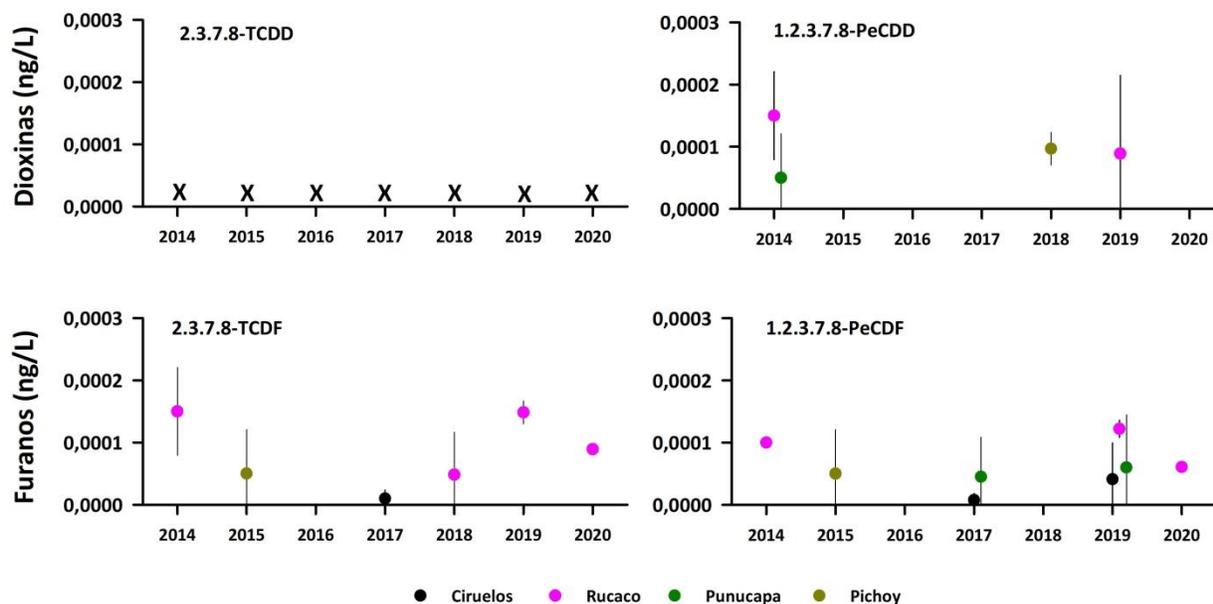


Figura 2.3.16. Concentraciones de Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (gráfico superior) y Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (gráfico inferior) en los sedimentos submareales del HRC. Los valores corresponden a promedios más desviación estándar, con excepción del año 2020 (n=1). X = concentraciones no detectadas.

Estadística multivariada

El resultado del Análisis Discriminante para los datos del mes de abril (años 2014-2020) y que incorpora nueve parámetros físico-químicos del sedimento (porcentajes de fango, materia orgánica y carbono orgánico total, tamaño de la arena en micrones, AOX, ácidos grasos, dioxinas, furanos y equivalentes tóxicos), muestra que la función discriminante 1 explica significativamente el 64,1 % de la variabilidad de los datos ($p < 0.05$) (Tabla 2.3.4). La función discriminante 2 también contribuye a explicar tal variabilidad, pero en menor proporción (30,7 %) y con un valor no significativo ($p > 0,05$) (Tabla 2.3.4).

Tabla 2.3.4. Resumen estadístico global del Análisis Discriminante Canónico (ADC) correspondiente a los datos de abril, período 2014- 2020.

Funciones discriminantes	Lambda de Wilks	Chi-Cuadrado	GL	Valor-P	% explicatorio de variabilidad observada
1	0,087	50,018	27	0,0045	64,12
2	0,339	22,137	16	0,1388	30,72
3	0,810	4,295	7	0,7452	5,16

Los resultados anteriormente mencionados se representan gráficamente en la Figura 2.3.17. Por una parte, el análisis muestra que los puntos o datos correspondientes a la estación Rucaco, quedan - a lo largo del eje x o función discriminante 1 - en el costado opuesto a los puntos correspondientes a la estación Punucapa (*cf.*, Fig. 2.3.17 y 2.3.1). Se puede argumentar que esto no es sorprendente, debido a la distancia entre ambas estaciones (*ca.* 25 km). Sin embargo, el factor distancia puede no ser lo relevante en este análisis, ya que los puntos que representan a la estación Pichoy quedan juntos a cuatro de los seis puntos correspondientes a la estación Ciruelos. Lo anterior muestra que el análisis no es capaz de representar en general, la agrupación designada *a priori* (*i.e.*, estaciones del sector límnico (Ciruleos y Rucaco), eje central (Punucapa) y río tributario (Pichoy) del HRC) (*cf.*, Fig. 2.3.17 y 2.3.1). Lo anterior permite concluir que la variabilidad espacio-temporal de las características físico-químicas del sedimento estudiadas durante el mes de abril, no están relacionadas a la ubicación geográfica de las mismas.

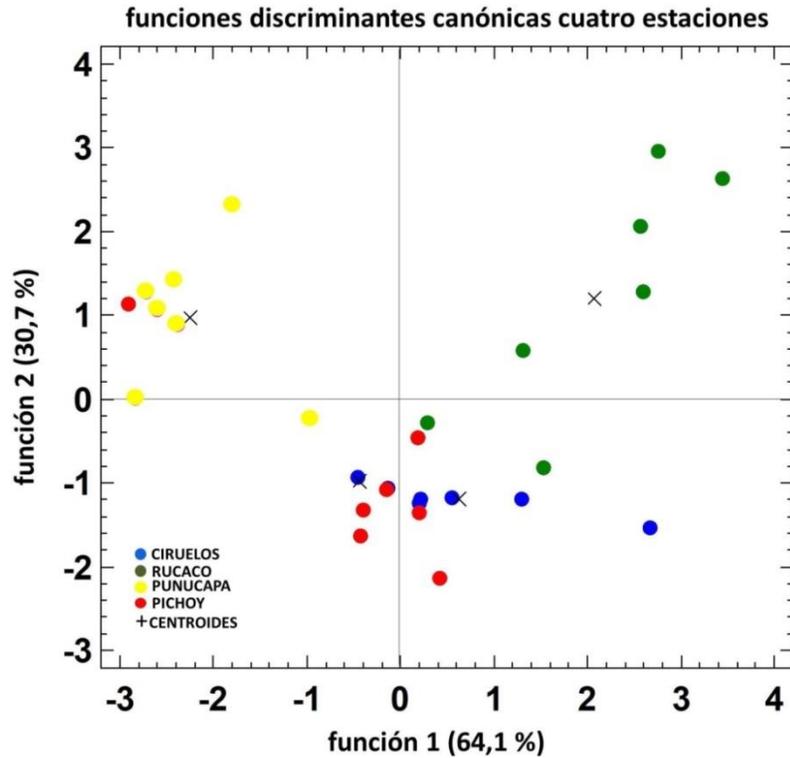


Figura 2.3.17. Ubicación en el espacio discriminante canónico bidimensional (2D) de las cuatro estaciones de muestreo analizadas y definidas en base a 9 parámetros físico-químicos (ver texto) monitoreados durante el mes de abril del período inter-anual 2014-2020. En los ejes x e y, se muestra en paréntesis la proporción porcentual que es explicada por cada una de las dos primeras funciones discriminantes. Las X indican los respectivos centroides de cada grupo de estaciones.

La Tabla 2.3.5 muestra que dentro de la función discriminante 1 (la única con significancia estadística; $p < 0.05$), las concentraciones de Furanos y Equivalentes tóxicos fueron los únicos parámetros cuya variabilidad espacio-temporal contribuye a explicar la separación gráfica de estaciones mostrada en la Figura 2.3.17 y explicada más arriba.

Tabla 2.3.5. Contribuciones relativas de cada uno de los 9 parámetros físico-químicos monitoreados durante el mes de abril del período inter-anual 2014-2020. Se marcan en negrilla los valores más altos de contribución a la variabilidad observada dentro de la función discriminante 1 (Furanos y Equivalentes tóxicos).

	1
Fango	-0,873
MOT	0,882
COT	0,257
Micrones	0,927
AOX	0,684
Ácidos Grasos	-0,487
Dioxinas	-1,053
Furanos	-10,968
Equivalentes tóxicos	11,860

CONCLUSIONES

- Las arenas medias (63-2000 micrones) fueron la fracción textural de mayor representación en los sedimentos submareales del área de estudio.
- Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron Ácidos Resínicos en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2020.
- Las concentraciones de AOX fueron significativamente más altas en los sedimentos de Rucaco.
- Dentro del periodo de monitoreo no se detectaron EOX en ninguna de las estaciones y campañas realizadas entre los años 2014 y 2020.
- Coincidente con los valores más altos de Dioxinas y Furanos, los sedimentos de Rucaco fueron los que mostraron los valores de Equivalentes Tóxicos más altos.

- Durante el período 2014-2020, la Dioxina 2.3.7.8 TCDD, no fue detectada en ninguna de las cuatro estaciones de monitoreo del período 2014-2020. A su vez, la Dioxina 1.2.3.7.8 PeCDD fue detectada en tres de las cuatro estaciones (*i.e.*, estaciones 2 (Rucaco), 5 (Punucapa) y 6 (Pichoy).
- Los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en tres y cuatro de las cuatro estaciones, respectivamente.
- Los resultados del Análisis de Discriminantes, destinado a detectar cuales de los parámetros estudiados tiene mayor relevancia en explicar la variabilidad de los datos, evidenciaron que durante el período de estudio (2014-2020), los Furanos y Equivalentes Tóxicos fueron los parámetros más importantes para explicar la separación de estaciones de muestreo.

REFERENCIAS

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

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

Canadian Council of Ministers of the Environment (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 Environment, Winnipeg.

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

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

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

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

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 límnic)	
1 (sector Ciruelos)	07-abr-14
2 (sector Rucaco)	07-abr-14
Eje central del río Cruces	
(área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	09-abr-14
4 (sector Santa Clara)	09-abr-14
5 (sector Punucapa)	09-abr-14
Río tributario del río Cruces	
(área estuarial)	
6 (río Pichoy)	10-abr-14

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

estaciones	período de menor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnic)	
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

ANEXO 2

Tabla 8. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de grava en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

estaciones	grava (%)		
	2014	2015	2016
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	9,3 (0,8)	0,0 (0,0)	13,1 (19,1)
2 (sector Rucaco)	46,2 (12,8)	11,9 (11,2)	30,9 (16,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	83,2 (10,2)	0,0 (0,0)	1,3 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,7 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
estaciones	grava (%)		
	2017	2018	2019
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,7)	0,2 (0,3)	49,6 (10,2)
2 (sector Rucaco)	0,0 (0,0)	2,9 (2,0)	8,8 (16,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,8 (1,2)	1,6 (1,1)	44,8 (16,8)
4 (sector Santa Clara)	0,2 (0,3)	9,7 (4,1)	0,9 (0,6)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)

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

Tabla 9. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de arena en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis

estaciones	arena (%)		
	2014	2015	2016
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	65,1 (0,3)	64,8 (17,7)	83,8 (22,2)
2 (sector Rucaco)	47,0 (10,2)	69,7 (20,7)	63,9 (14,2)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	12,6 (7,0)	98,7 (0,5)	68,7 (3,8)
4 (sector Santa Clara)	97,0 (0,2)	92,4 (2,8)	95,3 (3,1)
5 (sector Punucapa)	57,8 (10,5)	18,0 (2,8)	62,8 (13,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	96,5 (1,1)	93,2 (2,4)	97,2 (1,9)
<hr/>			
estaciones	arena (%)		
	2017	2018	2019
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	94,4 (2,8)	94,5 (1,5)	46,6 (8,7)
2 (sector Rucaco)	18,1 (13,8)	65,1 (4,4)	30,5 (3,5)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	29,3 (8,2)	95,7 (1,6)	50,6 (16,6)
4 (sector Santa Clara)	86,4 (2,9)	88,7 (4,5)	95,9 (1,2)
5 (sector Punucapa)	37,5 (28,5)	30,7 (16,5)	20,3 (8,5)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	16,1 (7,4)	94,8 (4,0)	93,2 (2,7)

	arena (%)
estaciones	2020
	<hr/>
	abril
	<hr/>
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	74,6 (35,9)
2 (sector Rucaco)	25,5 (10,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	15,2 (11,0)
4 (sector Santa Clara)	94,6 (3,1)
5 (sector Punucapa)	42,3 (13,6)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	93,4 (4,1)

Tabla 10. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de fango en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

estaciones	fango (%)		
	2014	2015	2016
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	18,0 (2,7)	22,9 (10,3)	0,3 (0,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (2,5)	17,5 (12,6)	2,3 (1,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,0 (3,6)	0,5 (0,2)	13,1 (1,9)
4 (sector Santa Clara)	1,2 (0,1)	7,3 (2,8)	0,9 (0,4)
5 (sector Punucapa)	40,6 (10,9)	77,0 (3,6)	28,0 (14,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,2)	6,1 (2,1)	0,5 (0,0)
fango (%)			
estaciones	2017	2018	2019
	abril	abril	abril
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	1,2 (0,6)	0,7 (0,3)	2,0 (0,7)
2 (sector Rucaco)	45,0 (3,3)	21,0 (2,5)	45,9 (11,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	55,0 (7,9)	1,5 (1,2)	3,4 (0,7)
4 (sector Santa Clara)	3,5 (1,8)	0,3 (0,1)	0,8 (0,3)
5 (sector Punucapa)	51,5 (25,9)	61,2 (13,5)	69,8 (6,5)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	75,6 (5,5)	1,0 (1,2)	1,8 (2,2)

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

Tabla 11. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

estaciones	agregados biogénicos (%)		
	2014	2015	2016
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)			
1 (sector Ciruelos)	7,6 (1,5)	12,2 (11,1)	2,8 (3,2)
2 (sector Rucaco)	0,5 (0,2)	0,9 (1,2)	2,9 (1,3)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	1,3 (0,4)	0,8 (0,6)	16,9 (3,1)
4 (sector Santa Clara)	1,9 (0,3)	0,3 (0,0)	3,8 (2,6)
5 (sector Punucapa)	1,6 (0,4)	5,0 (3,7)	9,2 (4,5)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,0 (0,8)	0,7 (0,3)	2,3 (1,9)
agregados biogénicos (%)			
estaciones	2017	2018	2019
	abril	abril	abril
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)			
1 (sector Ciruelos)	3,4 (2,0)	4,6 (1,4)	1,8 (1,0)
2 (sector Rucaco)	36,8 (11,1)	11,0 (3,7)	14,8 (3,4)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	14,9 (5,7)	1,1 (0,9)	1,2 (0,2)
4 (sector Santa Clara)	9,9 (3,1)	1,3 (0,9)	2,5 (0,5)
5 (sector Punucapa)	11,1 (5,3)	8,2 (3,1)	9,9 (2,2)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	8,3 (2,4)	4,3 (3,9)	4,9 (2,0)

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

Tabla 12. 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 pérdida de muestras.

estaciones	tamaño de la partícula de arena (μm)		
	2014	2015	2016
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	314,0 (11,7)	214,6 (12,4)	488,8 (56,4)
2 (sector Rucaco)	536,0 (45, 6)	412,8 (141,1)	500,3 (97,7)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	177,0 (7,8)	548,7 (25,2)	220,3 (1,2)
4 (sector Santa Clara)	394,0 (10,6)	299,3 (8,4)	387,0 (2,0)
5 (sector Punucapa)	211,0 (31,9)	178,8 (29,9)	233,0 (7,4)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	397,0 (7,0)	318,6 (7,7)	371,8 (3,0)
estaciones	tamaño de la partícula de arena (μm)		
	2017	2018	2019
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	341,4 (18,4)	360,9 (12,4)	705,3 (14,0)
2 (sector Rucaco)	144,0 (17,7)	246,5 (10,1)	361,2 (50,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	228,0 (18,8)	632,1 (62,3)	756,4 (20,9)
4 (sector Santa Clara)	263,7 (4,1)	542,0 (29,9)	476,5 (20,6)
5 (sector Punucapa)	144,6 (28,6)	190,4 (11,2)	178,7 (22,8)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	191,2 (4,5)	340,5 (10,0)	346,6 (11,6)

tamaño de la partícula de arena (μm)	
estaciones	2020
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	408,9 (101,4)
2 (sector Rucaco)	790,9 (39,7)
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	392,8 (76,2)
4 (sector Santa Clara)	302,8 (11,5)
5 (sector Punucapa)	196,1 (13,7)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	360,2 (4,2)

Tabla 13. 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.

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

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

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

Tabla 14. Comparación inter-anual de los valores porcentuales de carbono orgánico total (COT) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

estaciones	carbono orgánico total (%)		
	2014	2015	2016
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)			
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,1)	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)
2 (sector Rucaco)	6,4 (0,3)	0,3 (0,0)	0,9 (0,0)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,4 (0,2)	5,2 (0,3)	3,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	0,4 (0,1)	0,6 (0,0)	0,2 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,2 (0,1)	2,0 (0,0)	0,3 (0,1)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	0,6 (0,1)	1,9 (0,1)	0,2 (0,0)
estaciones	carbono orgánico total (%)		
	2017	2018	2019
	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)			
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,0)	0,4 (0,0)	0,3 (0,1)
2 (sector Rucaco)	7,8 (0,0)	3,2 (0,1)	8,1 (0,8)
Eje central del río Cruces (área estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	3,6 (0,2)	0,2 (0,0)	7,0 (1,4)
4 (sector Santa Clara)	0,7 (0,0)	0,3 (0,0)	0,1 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,6 (0,0)	1,9 (0,0)	1,3 (0,0)
Río tributario del río Cruces (área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,1 (0,0)	0,5 (0,0)	0,3 (0,0)

	carbono orgánico total (%)
estaciones	2020
	<hr/>
	abril
	<hr/>
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	1,5
2 (sector Rucaco)	8,8
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	2,5
4 (sector Santa Clara)	0,2
5 (sector Punucapa)	1,2
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,2

Tabla 15. Comparación inter-anual de los valores promedio de pH y 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 pH (fondo con muchas piedras).

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

Tabla 16. Comparación inter-anual 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).

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

Tabla 17. Concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis.

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

estaciones	Ácidos grasos ($\mu\text{g/g}$)		
	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)
Río tributario del río Cruces			
(área estuarial)			
6 (río Pichoy)	1,8 (0,6)	3,4 (0,9)	1,0 (0,2)

Ácidos grasos ($\mu\text{g/g}$)	
estaciones	2020
	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	0,7
2 (sector Rucaco)	11,5
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,7
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,4

Tabla 18. Concentraciones de Ácidos resínicos contenidos en los sedimentos del área de estudio. * = No detectado, *i.e.*, bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	Ácidos resínicos ($\mu\text{g/g}$)						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces							
(sector límnic)							
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces							
(área estuarial)							
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*	*	*
Río tributario del río Cruces							
(área estuarial)							
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*	*	*

Tabla 19. Concentraciones de AOX (haluros orgánicos adsorbibles) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

	AOX ($\mu\text{g/g}$)
estaciones	2020
	<hr/> abril <hr/>
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	20,8
2 (sector Rucaco)	136,5
 Eje central del río Cruces (área estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	48,6
4 (sector Santa Clara)	36,3
5 (sector Punucapa)	37,6
 Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	19,5

Tabla 20. 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.

estaciones	EOX ($\mu\text{g/g}$)						
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
	abril	abril	abril	abril	abril	abril	abril
Eje central del río Cruces (sector límnic)							
1 (sector Ciruelos)	*		*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*		*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (área estuarial)							
5 (sector Punucapa)	*		*	*	*	*	*
Río tributario del río Cruces (área estuarial)							
6 (río Pichoy)	*		*	*	*	*	*

Tabla 21. Concentraciones de Dioxinas en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

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

Tabla 22. Concentraciones de Furanos en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

	Furanos (ng/g)
estaciones	2020
	<hr/>
	abril
	<hr/>
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	0,00050
2 (sector Rucaco)	0,00400
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,00042
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,00079

Tabla 23. Concentraciones de Equivalentes Tóxicos (EQTs) en los sedimentos del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

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

	EQTs (ng/g)
estaciones	2020
	<hr/>
	abril
	<hr/>
Eje central del río Cruces (sector límnic)	
1 (sector Ciruelos)	0,00001
2 (sector Rucaco)	0,00021
Eje central del río Cruces (área estuarial)	
5 (sector Punucapa)	0,00011
Río tributario del río Cruces (área estuarial)	
6 (río Pichoy)	0,00004

3. COMPONENTE BIOTICO

3.1. MACRÓFITAS ACUÁTICAS

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

ANTECEDENTES

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

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

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

del cauce del HRC. La magnitud y velocidad de los cambios observados en la distribución del luchecillo, así como sus efectos sobre las condiciones del humedal, destacan la importancia de cuantificar la variación espacial y temporal de la distribución, cobertura y biomasa de las macrófitas acuáticas en este ecosistema.

En este contexto, el presente estudio analiza los resultados del sexto año del Programa de Monitoreo, correspondiente a la temporada estival del periodo 2020-2021. Este trabajo tiene como objetivo continuar el estudio sistemático de la cobertura y distribución de las plantas acuáticas dominantes del humedal mediante el uso de modelos de distribución basados en información obtenida mediante sensores remotos. Para ello se emplea la metodología aplicada en el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (verano 2015) y el Programa de Monitoreo del mismo humedal. Adicionalmente, se evaluó y modeló la variación espacial y temporal en la biomasa de las macrófitas acuáticas más relevantes. De esta forma, se modela y representa cartográficamente la distribución y biomasa de estas especies a lo largo del HRC. Esta contribuye a la toma de decisiones para la conservación y manejo del humedal, caracterizando la variación temporal de descriptores espacialmente explícitos de estos componentes ecosistémicos clave del HRC: la distribución y cobertura de macrófitas acuáticas y biomasa o standing stock de estas plantas lo largo de distintos sectores del HRC.

OBJETIVOS

- Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos y mediciones *in situ*, la variabilidad espacial y temporal en la cobertura de luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2015 y el año 2021.
- Describir el grado de variabilidad temporal en distintos sectores del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período de estudio
- Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos y mediciones *in situ*, la variabilidad espacial en la cobertura y la biomasa o standing

stock de luchecillo y las macrófitas dominantes en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, durante el período comprendido entre el año 2020 y el año 2021.

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

- Determinación de los píxeles con presencia de luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.
- Descripción de la idoneidad ambiental promedio para el luchecillo y la variabilidad temporal de los píxeles con presencia de luchecillo en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.
- Delimitación de la variación temporal de ocurrencia media de luchecillo en los puntos de muestreo realizados a lo largo del cauce del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, identificando los patrones observados en distintos sectores de interés.

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

- Estimación de la biomasa de la especie, medida en gramos de peso húmedo por metro cuadrado (en adelante g m^{-2}) en cada uno de los píxeles 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.
- Estimación de la biomasa de la especie (g m^{-2}) en cada uno de los píxeles 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 y procesados mediante interpolación pancromática o *pansharpening* (Belfiore et al. 2016).
- Estimación de la biomasa de la especie (g m^{-2}) en cada uno de los píxeles de 10 m con presencia de la especie sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, empleando para ello un conjunto de imágenes captadas en una imagen de la misión Sentinel 2.

MATERIAL Y METODOS

Obtención de imágenes satelitales

De acuerdo con la metodología empleada durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (verano 2014-2015) y durante el transcurso del Programa de Monitoreo Ambiental del mismo humedal (períodos entre la primavera de 2015-2016 periodo estival 2019-2020), el presente estudio utiliza el análisis de imágenes de sensores remotos para estimar la variación espacial de la cobertura y distribución del Luchecillo y otras macrófitas acuáticas dominantes en el HRC, al igual que de la biomasa de estas especies. Para generar estimaciones cuantitativas y espacialmente explícitas de la cobertura y biomasa en pie de Luchecillo y otras macrófitas acuáticas, durante la temporada estival 2020-2021 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 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.
- 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).
- Resolución de 10 metros: Esta escala espacial corresponde a la resolución obtenida al analizar una imagen satelital generada por el sensor MSI (sigla inglesa para *Multispectral Imager*), a bordo de la misión satelital Sentinel 2.

Al igual que en estudios previos del humedal, el área de estudio tiene como punto central las coordenadas 40°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 WRS2. La búsqueda realizada permitió contar con dos imágenes adecuadas para los fines del presente análisis y correspondientes a los días 4 (Sentinel 2) y 8 (Landsat 8) de marzo del año 2021. En la Figura 3.1.1. 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 8 de marzo 2021, mientras que la Figura 3.1.2 muestra la representación de verdadero color para la misma imagen y fecha a la resolución de 15 m. A su vez, la Figura 3.1.3 muestra la representación de verdadero color obtenida en el catálogo de imágenes Sentinel 2, correspondiente al 4 de marzo de 2020, con una resolución de 10 m.

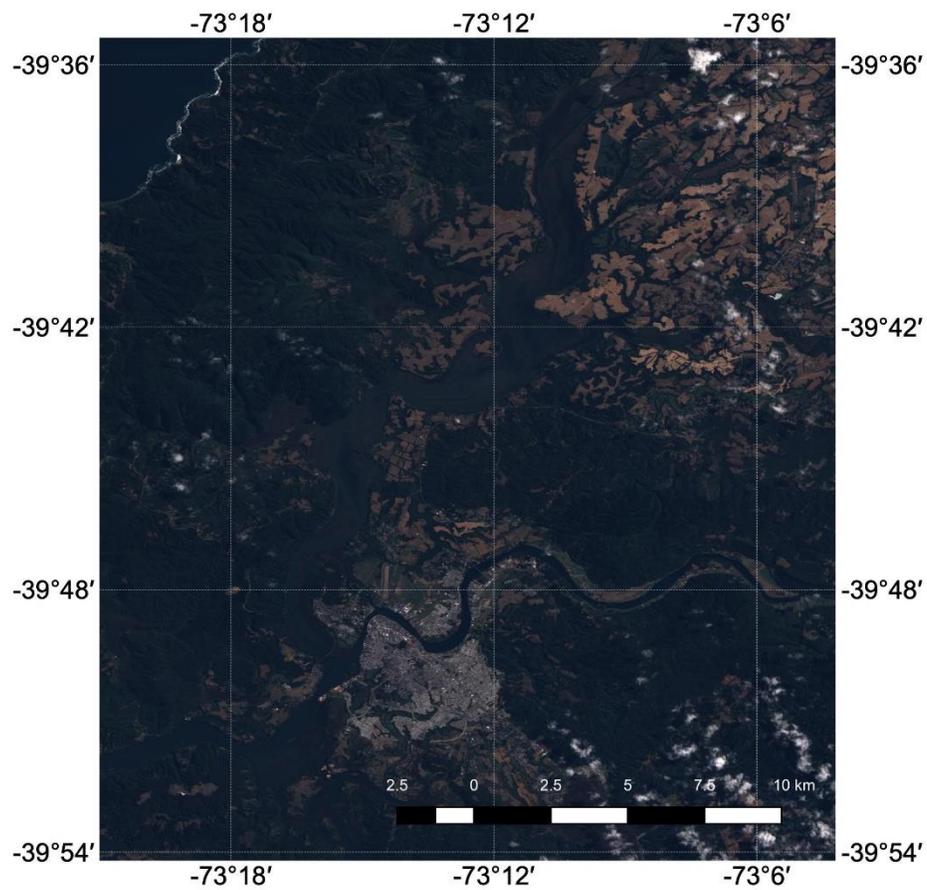


Figura 3.1.1. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 8 de marzo del año 2020. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 15 metros por píxel.

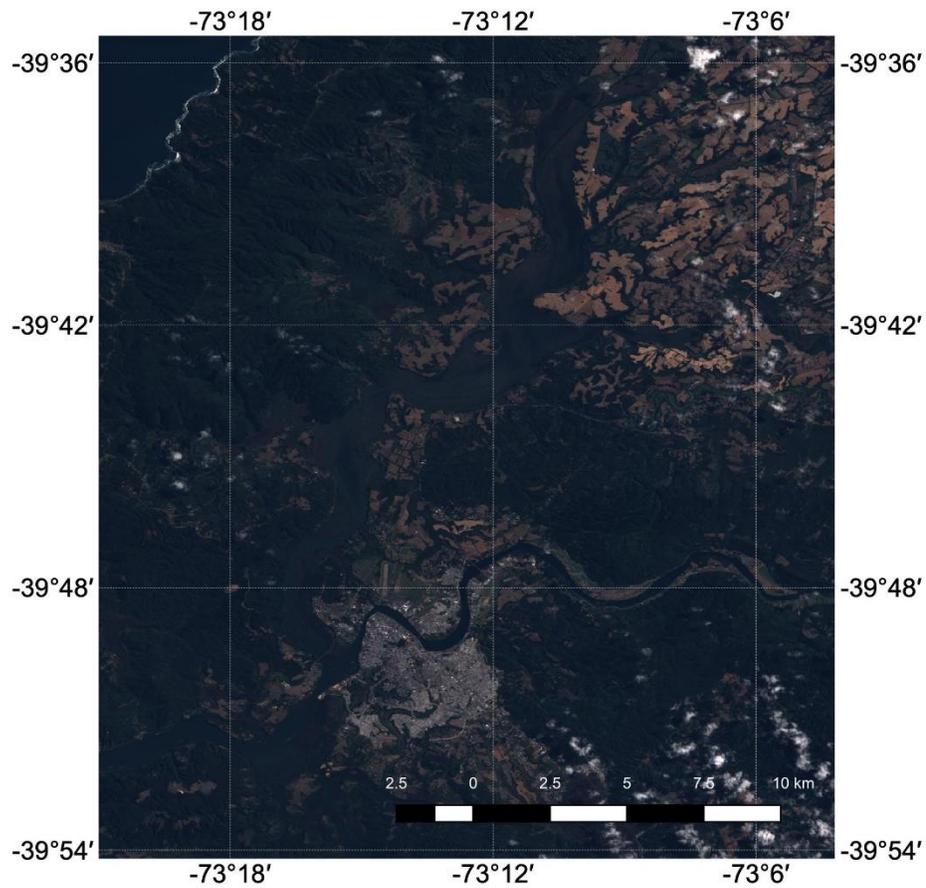


Figura 3.1.2. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 8 de marzo del año 2020. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 15 metros por pixel.

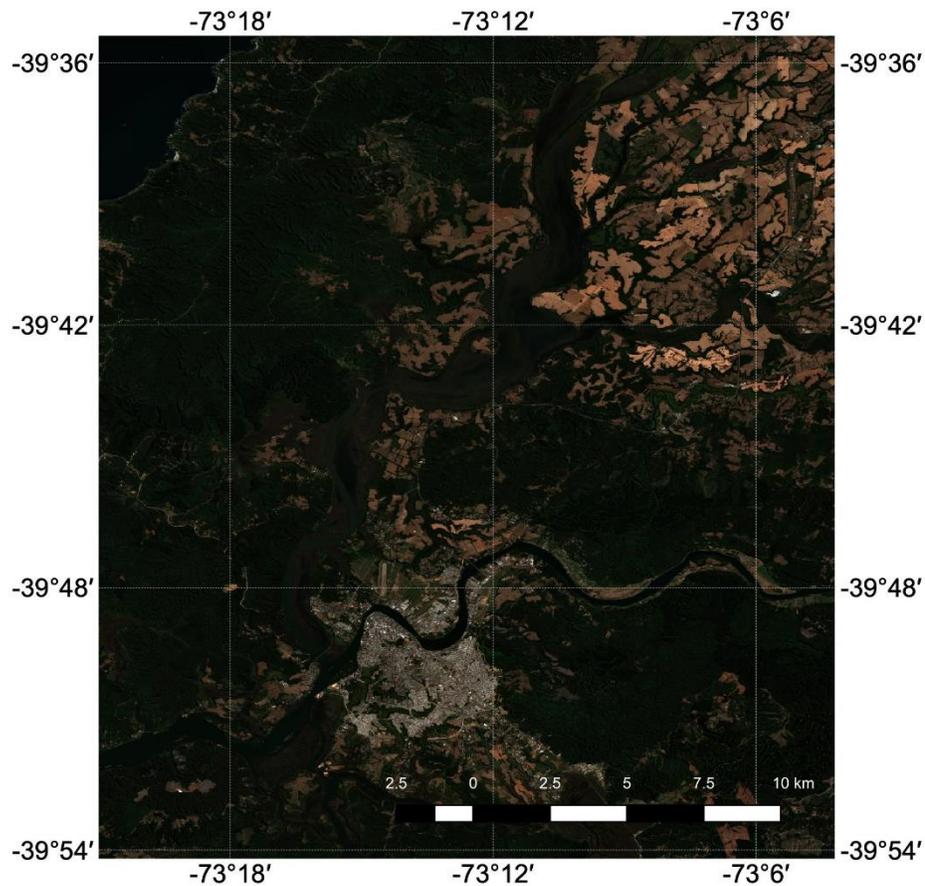


Figura 3.1.3. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Sentinel 2). La imagen corresponde al día 8 de marzo del año 2020. Imagen proyectada en coordenadas geográficas WSG 84, con una resolución de 10 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 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). 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. Las Tablas 3.1.1 y 3.1.2 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 3.1.1. Bandas del sensor OLI, misión Landsat 8. La Tabla muestra para las distintas bandas del sensor OLI, los atributos o colores que capta cada banda, al igual que la longitud de onda y la resolución espacial o tamaño de pixel de esta.

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

Tabla 3.1.2. Bandas del sensor MSI, misión Sentinel 2. La Tabla muestra para las distintas bandas del sensor MSI, los atributos o colores que capta cada banda, al igual que la longitud de onda y la resolución espacial o tamaño de pixel de esta.

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

Cabe señalar que al igual que en informes anteriores, el modelamiento de distribución y cobertura de macrófitas acuáticas no consideró las bandas 9, 10 y 11 del satélite Landsat 8. La primera está definida para identificar presencia de nubes tipo cirrus, mientras que las dos últimas difieren en la resolución de origen, siendo re-muestreadas a partir de una escala de 100 m a la resolución final de 30 m. Por otra parte, para el modelamiento de biomasa de macrófitas, solo se consideraron las bandas correspondientes a luz de color rojo, verde y azul (bandas 4, 3 y 2 respectivamente) de ambos satélites (Landsat 8 y Sentinel 2) para entrenar los modelos de distribución de Luchecillo y las restantes macrófitas acuáticas (ver más adelante). Esto permitió 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). En el caso del modelamiento de biomasa se calcularon dos indicadores de vegetación: la razón verde/rojo (GRR) y el indicador de vegetación verde-rojo (GRR) (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), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) y *Schoenoplectus californicus* (Totora). Cabe destacar que en esta campaña de terreno no se observaron parches monoespecíficos de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua), manteniéndose la tendencia del periodo anterior (2019-2020). Dadas las restricciones de tiempo que impone el escenario sanitario actual, que se suma a las limitaciones derivadas del ciclo de marea, la georreferenciación de los parches monoespecíficos se realizó mediante captura de imágenes georreferenciadas desde una aeronave no tripulada o dron (UAV). Específicamente se utilizó una aeronave *DJI Phantom*, equipada con una cámara *Phantom 3 Vision +*. Se definieron 38 sectores de sobrevuelo, captando imágenes georreferenciadas. Las imágenes obtenidas fueron proyectadas a coordenadas geográficas WSG 84 en el entorno de cómputo R, lo que permitió contar información espacial para corroborar la ubicación y distribución de las plantas estudiadas, además de permitir obtener puntos de control de zonas desprovistas de macrófitas acuáticas, con cauce de agua libre. Para ello, cada una de las 38 imágenes se procesó en la plataforma Quantum Gis (QGIS), marcando puntos georreferenciados de las especies de estudio a partir de inspección visual, así como puntos de control correspondientes a zonas donde el curso de agua se presenta sin cobertura de macrófitas acuáticas. En el caso del luchecillo y la totora En conjunto con la estimación de la cobertura de Luchecillo, se obtuvieron estimaciones de biomasa en pie por unidad de superficie, en 26 sitios de estudio, identificando la especie colectada, la biomasa fresca (medida en gramos) y las coordenadas del punto central del parche correspondiente. La información recolectada (véase Figs. 3.1.2 a 3.1.7) fue consolidada en planillas de cálculo Excel (Microsoft Office ©), mientras que las georeferenciaciones se consolidaron en archivos Shapefile de Arcgis. La información recolectada y verificada fue consolidada en una base de datos geoespacial en el programa QGIS. Todas las coordenadas fueron verificadas y almacenadas en archivos con una proyección WSG84/UTM, utilizando el Huso 18 Sur. Las Figuras 3.1.4 a 3.1.10 muestran la ubicación espacial de los puntos de presencia obtenidos para las especies estudiadas, incluyendo parches de luchecillo raleado y totora dañada.

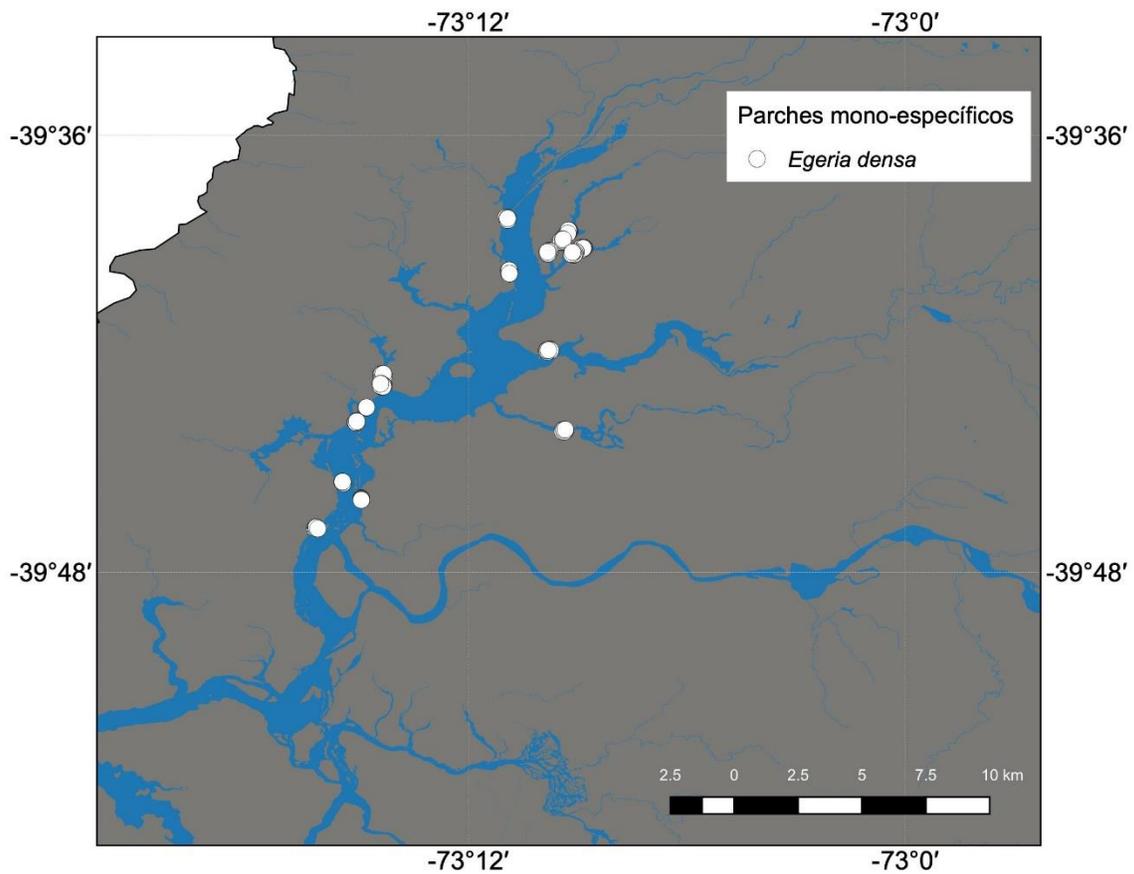


Figura 3.1.4. Puntos de muestro para la distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) mediante georreferenciación de parches mono-especificos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Luchecillo (círculos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

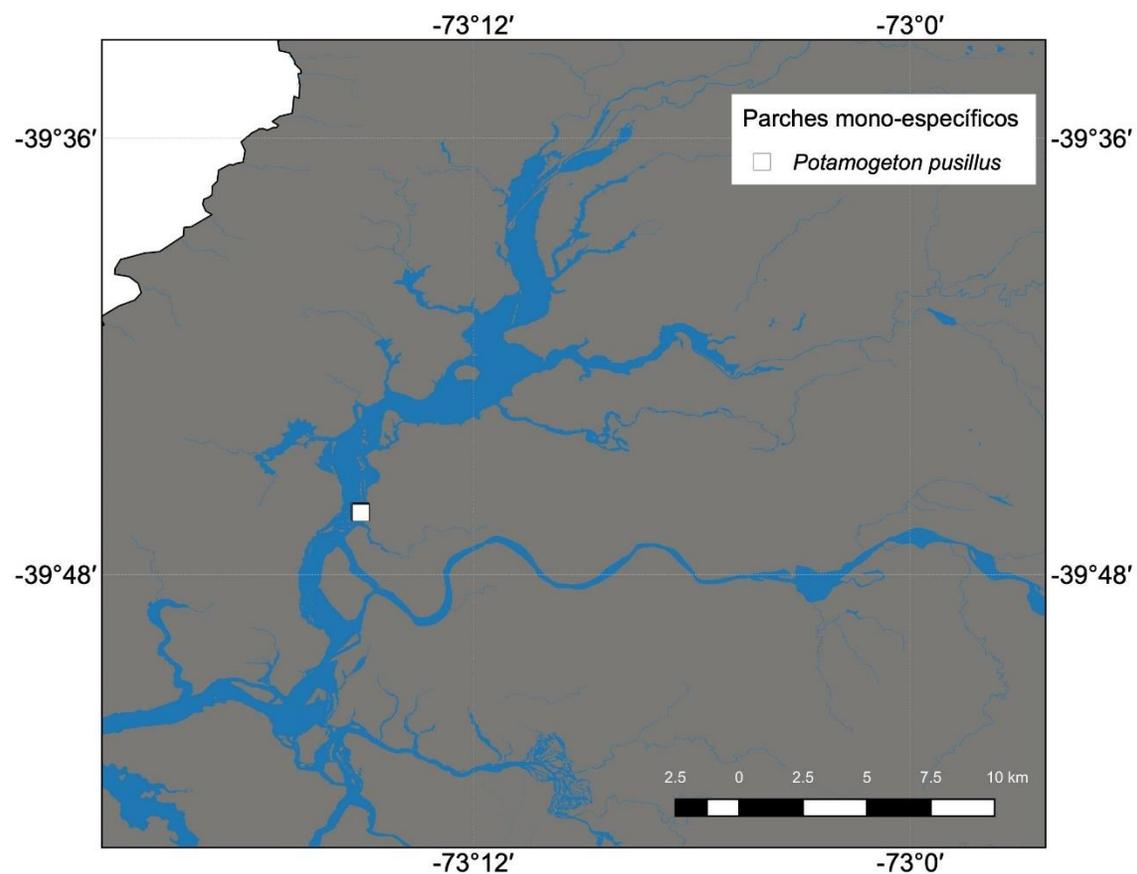


Figura 3.1.5. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) mediante georreferenciación de parches mono-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro de agua dulce (cuadrados blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

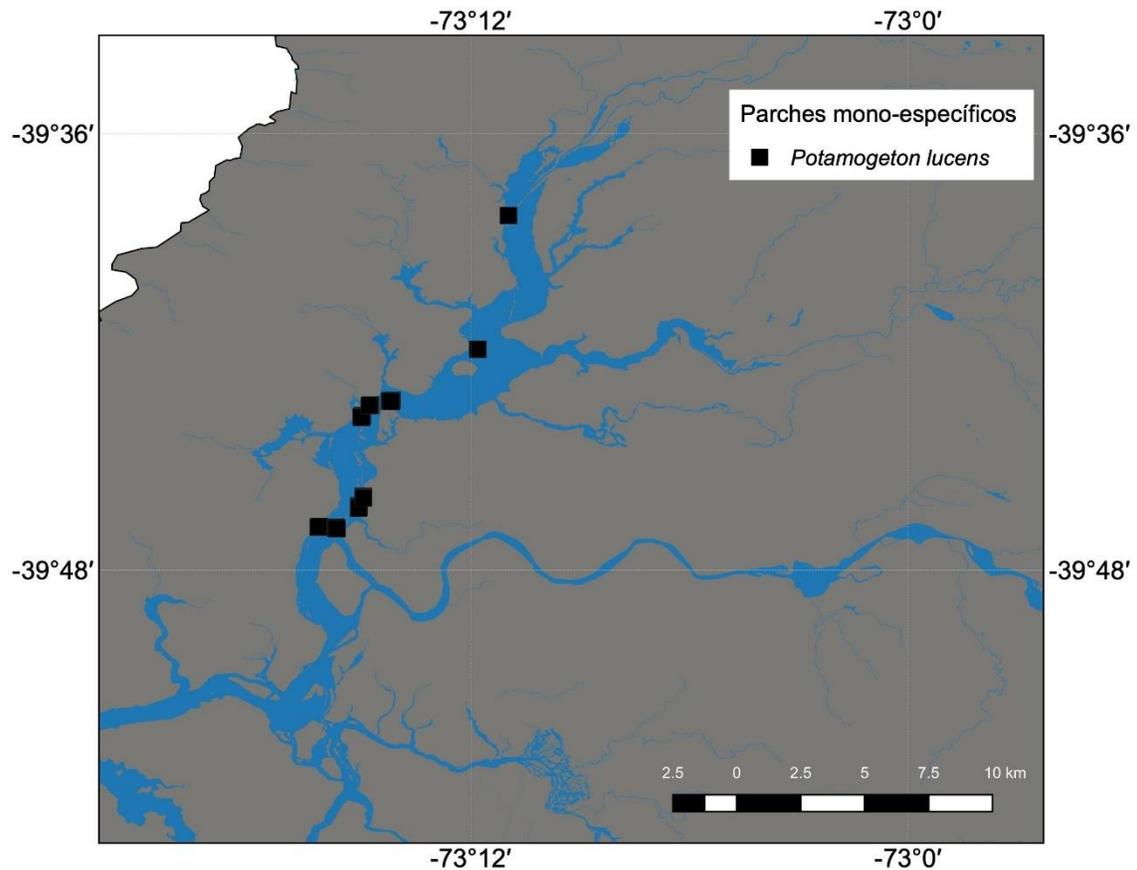


Figura 3.1.6. Puntos de muestro para la distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) mediante georreferenciación de parches mono-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Huiro verde (cuadrados negros). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

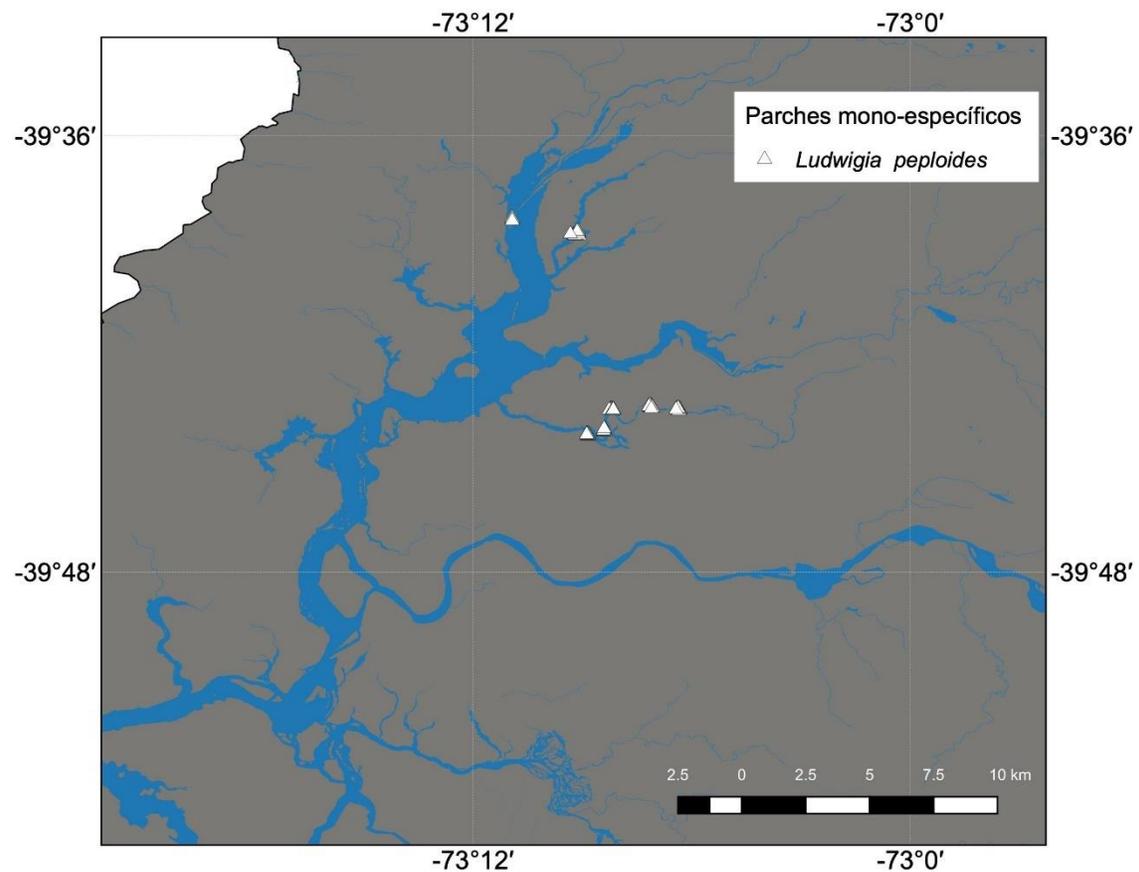


Figura 3.1.7. Puntos de muestro para la distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) mediante georreferenciación de parches mono-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Clavito de agua (triángulos blancos). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

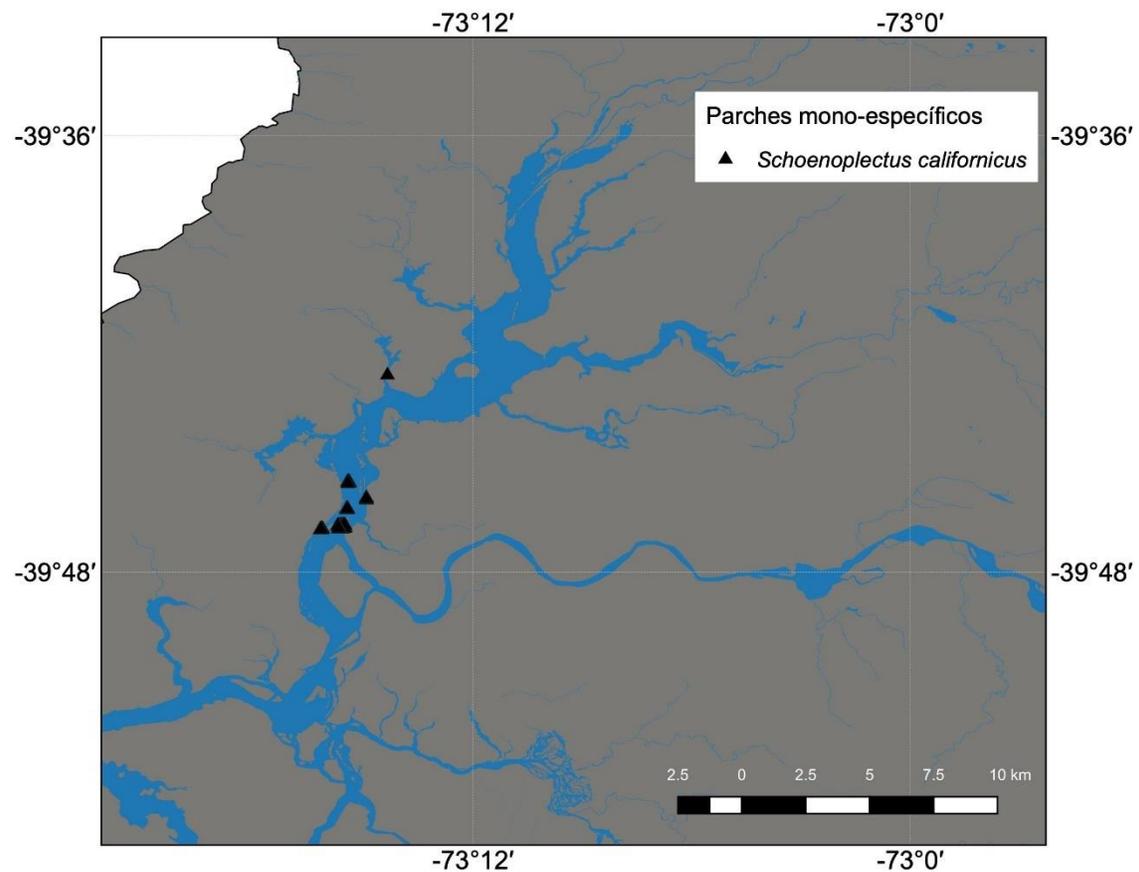


Figura 3.1.8. Puntos de muestro para la distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) mediante georreferenciación de parches mono-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Totora (triángulos negros). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

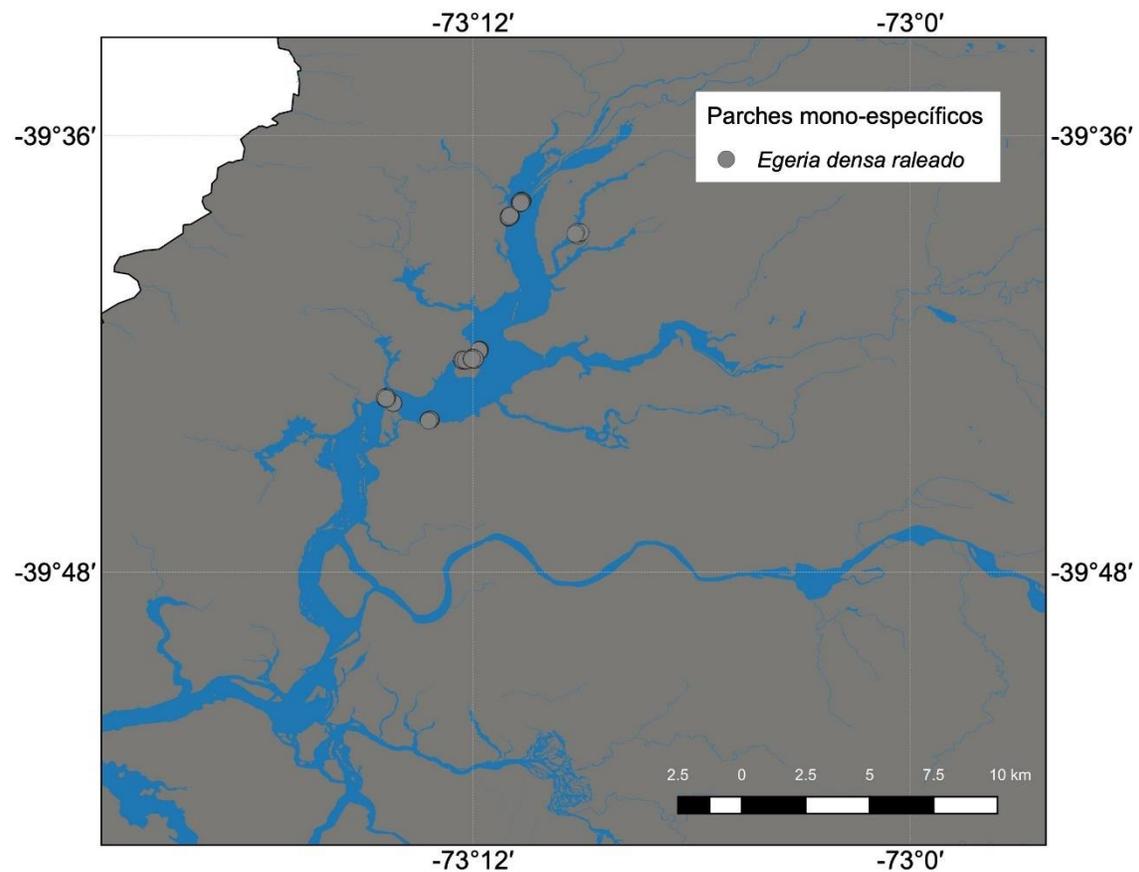


Figura 3.1.9. Puntos de muestro para la distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) en parches raleados, mediante georreferenciación de parches mono-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Luchecillo (círculos grises). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

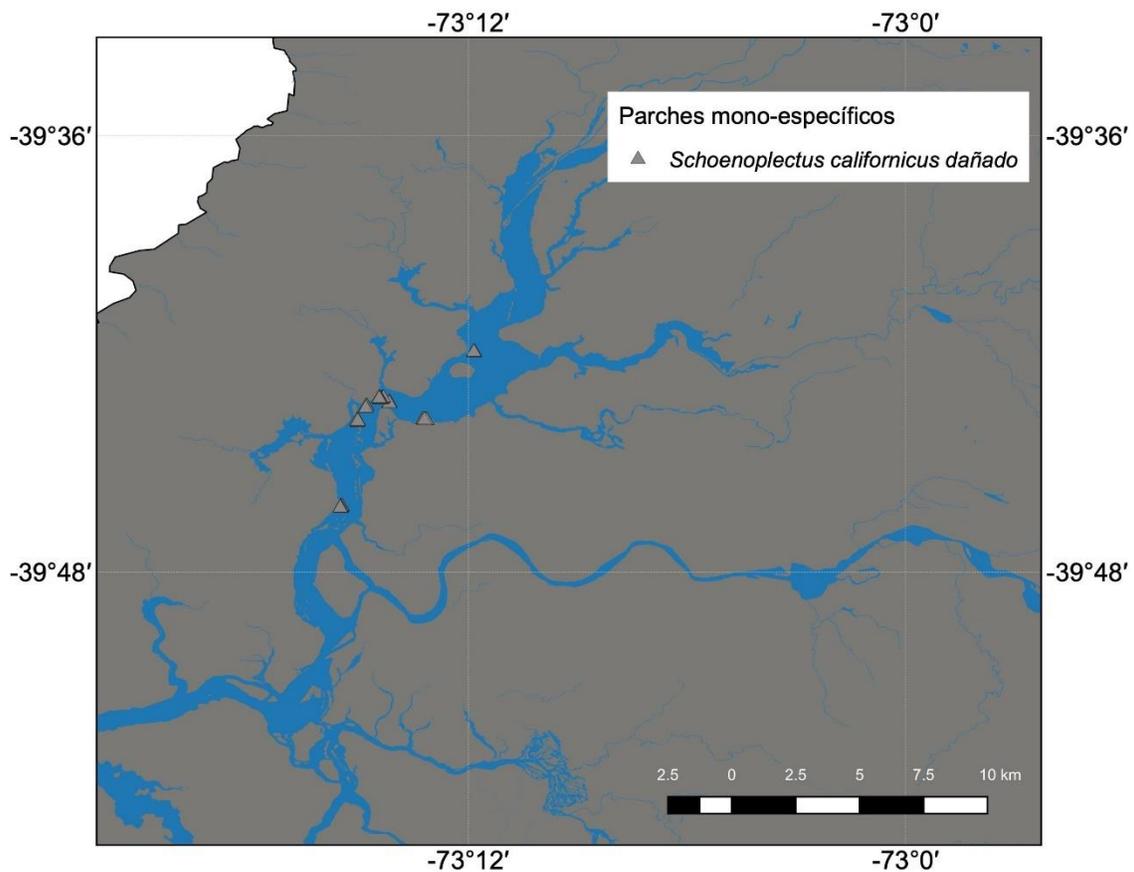


Figura 3.1.10. Puntos de muestro para la distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) dañada mediante georreferenciación de parches mono-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de Totora (triángulos grises). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas WSG 84.

Modelamiento de distribución de especies de macrófitas acuáticas

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

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

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

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

La implementación del ajuste de modelos de distribución se realizó utilizando el software MaxEnt versión 3.4.1 (Phillips *et al.*, 2017). Para ajustar el modelo, se emplearon los datos georreferenciados de presencia para las especies de interés. Se utilizaron las bandas 1 a 7 de la imagen Landsat 8 ilustrada en la Figura 3.1.1, al igual que el índice de vegetación normalizada (NVDI) y el índice de vegetación mejorado (EVI) y la razón entre las bandas azul y verde (bandas 2 y 3) como indicador sustituto del nivel de clorofila en el agua (Parslow & Harris, 1990; Peñuelas *et al.*, 1993). De igual manera, se construyó una máscara correspondiente a sectores cubiertos por agua utilizando el índice normalizado de agua (NDWI; Xu 2006). Esto permitió restringir el dominio de modelación a los cursos de agua principales en el área de estudio. La bondad de ajuste de los modelos, definida como la capacidad del modelo de MaxEnt para discriminar entre los sitios de presencia frente a sitios de pseudo-ausencias, se evaluó usando mediante el estadístico AUC, correspondiente al área bajo la curva ROC (Area under the curve, AUC por sus siglas en inglés).

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

cinco subconjuntos de validación cruzada, estos se promediaron, entregando un modelo promedio. Este modelo entrega una medida de la idoneidad del hábitat, en una escala logística que toma valores entre 0 y 1. A fin de determinar aquellos pixeles en los que cada especie se encontraba presente, se consideraron como pixeles sin presencia de la especie los que presentaron valores por debajo de un umbral correspondiente a la máxima especificidad y sensibilidad en el subconjunto de validación (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008). De esta forma, se pudo representar la distribución de cada especie de macrófita, junto con una medida de la idoneidad del hábitat en cada pixel. La superficie de idoneidad obtenida para el periodo 2020-2021 se comparó con las superficies de periodos anteriores. Además de visualizar las proyecciones cartográficas sucesivas en estos 7 intervalos de muestreo, se calculó el coeficiente de variación temporal de la idoneidad promedio de esta especie, definida como $CV = 100 * (\sigma/\mu)$, donde σ corresponde a la desviación estándar muestral de cada pixel en el área de estudio. El coeficiente de variación es una medida de la variación porcentual observada alrededor del valor de μ , que corresponde al valor promedio de cada pixel a través de los 7 periodos de muestreo.

Calibración de modelos predictivos de biomasa

Para caracterizar la relación entre las distintas capas de información geográfica y la biomasa en pie, se construyó una base de datos multivariada, considerando como predictores las distintas capas de datos consideradas en las secciones anteriores. Así, para cada una de las resoluciones espaciales (30, 15 y 10 metros) se extrajeron los valores de las capas de información geográfica para cada uno de los puntos con colecta y estimación de biomasa, al igual que en los puntos geo referenciados con biomasa cero. En estos puntos se extrajo además el valor predicho de idoneidad de hábitat de acuerdo con MaxEnt (MXNT). Para ello, se calibraron y validaron tres nuevos modelos de distribución para cada especie utilizando los registros georreferenciados de presencia, en conjunto con las capas de sensores remotos generadas a partir del satélite Landsat 8, la imagen interpolada Landsat 8 y el satélite Sentinel 2. Todas fueron proyectadas a un único sistema de

coordenadas geográficas, con el datum WGS 84. Este procedimiento consistió en la extracción de tres bandas correspondientes a la luz visible de color rojo, verde y azul (correspondientes a las bandas 4, 3 y 2 en las imágenes Landsat y Sentinel 2). Estas tres bandas de información se complementaron con dos índices de vegetación. El primer índice, el *green red ratio index* (GRR) fue propuesto por Ritchie et al. (2010), y corresponde a la razón entre la banda de luz verde y la banda de luz roja: $GRR = G/R$ (ecuación 1), donde G corresponde a la reflectancia de la banda de luz verde y R corresponde a la reflectancia de la banda de luz roja. El segundo índice, es el *green-red vegetation index* (GRVI) propuesto por Motohka et al. (2010), emplea una estructura similar al índice normalizado de vegetación, pero utiliza las bandas verde y roja en lugar del infrarrojo cercano y el rojo: $GRVI = (G-R)/(G+R)$ (ecuación 2). Usando estas cinco capas de SIG, junto con los registros de ocurrencia geo referenciada de Luchecillo, Clavito de agua, Huiro verde y huiro de agua dulce, se construyeron modelos de distribución. La Figura 3.1.11 resalta las principales etapas de la estrategia de análisis empleada para generar estimaciones de biomasa en pie ($g\ m^{-2}$) de Luchecillo, Huiro de agua dulce, Huiro verde y Clavito de agua. Esta estrategia emplea tanto datos de terreno como información de sensores remotos, para construir modelos cuantitativos mediante algoritmos estadísticos y de aprendizaje de máquinas (*machine learning* o ML por sus siglas en inglés).

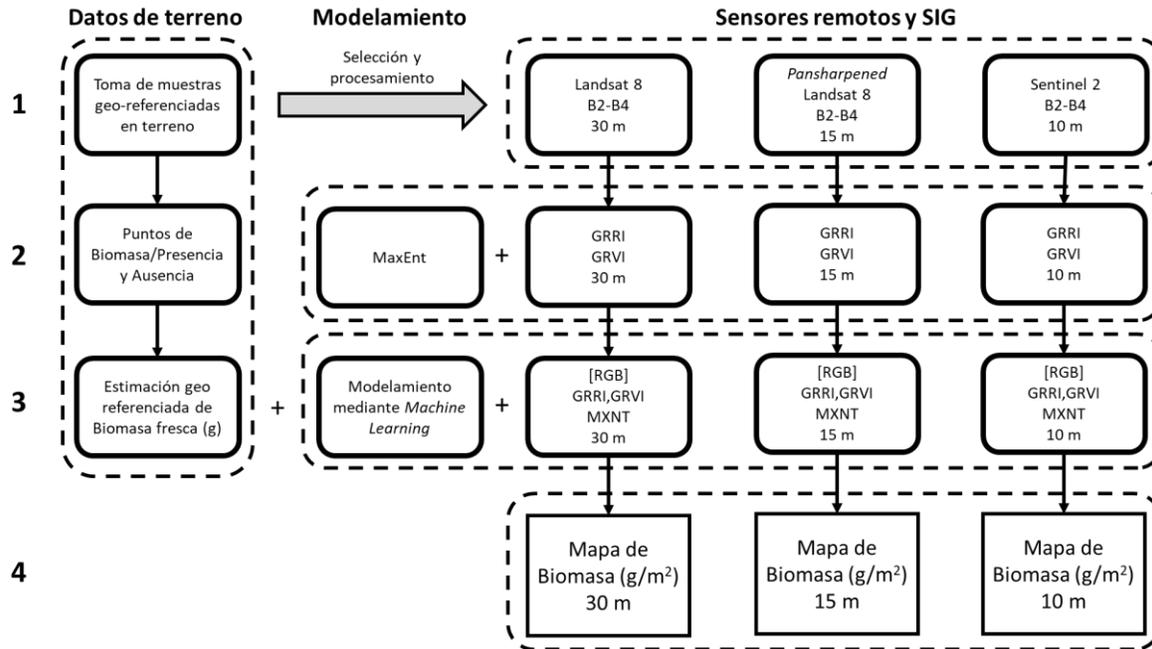


Figura 3.1.11. Esquema metodológico para el análisis y modelamiento de datos. Se ilustran las cuatro etapas de análisis.

Brevemente, las etapas de análisis son las siguientes:

- Adquisición y procesamiento de muestras y datos de sensores remotos. Estos últimos se procesan para extraer las bandas de información correspondientes al rojo, verde y azul [R, G, B], al igual que dos índices de vegetación (GRR y GRVI, ver detalles más adelante). La primera etapa considera la toma de muestras en terreno y sobrevuelos con dron. Además, se realizó la búsqueda de imágenes satelitales, seguida de la descarga y procesamiento a valores de reflectancia atmosférica superior.
- Ajuste de modelos de distribución mediante el uso de las bandas de luz visible e índices de vegetación (R, G, B, GRR y GRVI). Estas bandas, junto con la información espacialmente explícita de presencia y ausencia de Luchecillo permitieron estimar a cada resolución espacial un modelo de distribución (MXNT). Para ello se el algoritmo de aprendizaje de máquinas MaxEnt (Phillips et al. 2004).
- Ajuste de modelos de biomasa. En esta etapa, a las 5 capas anteriores se sumó la proyección de probabilidad de ocurrencia de Luchecillo como una sexta capa de

información (MXNT). Estas se cruzaron con los datos geo-referenciados de biomasa de Luchecillo, para generar una base de datos para el entrenamiento de modelos de biomasa. Se emplearon cuatro algoritmos: modelos lineales (LM), modelos lineales generales (GLM), modelos aditivos generales (GAM) y bosques aleatorios de árboles de clasificación o Random Forest (RF) (Breiman 2001, Venables & Ripley, 2002; Bühlmann & Hothorn, 2007, Bühlmann & Hothorn, 2007; Wood, Pya & Säfken, 2016).

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

Esto permitió contar con tres bases de datos, a las resoluciones correspondientes, 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 \log_{1p} , que para un valor x entrega el logaritmo en base natural de la transformación $(x+1)$ (Becker et al. 1988). De esta manera, para cada una de las tres resoluciones espaciales, se ajustaron 8 modelos para la relación entre biomasa y las 6 capas predictoras de SIG. Para los modelos GAM, GLM y RF, el ajuste se realizó usando validación cruzada con 10 subconjuntos o “*folds*” de validación, seleccionando el modelo con mejor ajuste como el modelo final. La excepción fue en el caso de *P. pusillus*, especie en la que por tener muy pocos registros de biomasa, se utilizaron 2 subconjuntos. El ajuste se evaluó utilizando como métrica de desempeño el

error cuadrático medio (RMSE). Además, se calculó el coeficiente de determinación para el modelo de regresión lineal y el modelo lineal general (R^2). Para los modelos restantes, se usó el porcentaje de *deviance* explicado por el modelo (GAM), o la correlación entre las predicciones y los valores originales de biomasa elevado al cuadrado (RF). En base a esto se seleccionaron los mejores modelos y se aplicó a las capas correspondientes para así generar predicciones espacialmente explícitas de la biomasa en pie (g m^{-2}).

RESULTADOS

3.1.1. ESTUDIOS *IN SITU*

Obtención de imágenes, procesamiento y corrección radiométrica

Como se indicó anteriormente, se logró contar dos imágenes adecuadas para los fines del presente análisis y correspondientes a los días 4 de marzo (Sentinel 2) y 8 de marzo (Landsat 8) del año 2021. (Fig. 3.1.1 a 3.1.3).

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 3.1.3 se detalla el número de observaciones obtenidas para los registros georreferenciados de parches monoespecíficos.

Tabla 3.1.3. 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 (sobrevuelos mediante UAV)
<i>Egeria densa</i> (Luchecillo)	
sano	226
raleado	126
<i>Potamogeton pusillus</i> (Huiro de agua dulce)	8
<i>Potamogeton lucens</i> (Huiro verde)	42
<i>Ludwigia peploides</i> (Clavito de agua)	89
<i>Schoenoplectus californicus</i> (Totora)	
sano	67
dañado	65

Al igual que en años anteriores, cabe destacar, sin embargo, que la baja cobertura y distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) se evidencia en la baja incidencia a lo largo del HRC, lo que se suma a la ausencia de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua) por segundo 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 0.9, indicando un excelente ajuste a la información disponible (Tabla 3.1.4). Si bien todos los modelos ajustados presentan un alto grado de ajuste - con valores de AUC de entrenamiento cercanos o superiores a 0.9, se observó que los valores de AUC en los subconjuntos de validación fueron levemente menores, observándose diferencias del orden de 0.01-0.02. Ello indica que las validaciones independientes corroboran la validez de la clasificación obtenida mediante estos modelos, pese a las diferencias en estrategia muestral respecto de lo realizado en años previos.

Tabla 3.1.4. Valores de AUC observados para los distintos modelos. Se indican los valores de AUC observados para los modelos de distribución elaborados en base a la imagen satelital obtenida por la misión Landsat 8. Se ilustran los tamaños de muestra y los valores de AUC medio observados, tanto para el subconjunto de calibración como para el subconjunto de validación o prueba. De igual forma se entrega el valor del umbral de corte utilizado. Este corresponde al estadístico TSS, calculado como a suma de la sensibilidad y especificidad en el subconjunto de evaluación. Se reportan los resultados promedio obtenidos mediante las presencias registradas a través de observaciones de parches monoespecíficos.

especies	calibración		validación		
	N	AUC	N	AUC	TSS
parches mono específicos					
<i>Egeria densa</i> (Luchecillo)					
sano	181	0.948	45	0.9376	0.361
dañado	101	0.945	25	0.9326	0.4168
<i>Potamogeton pusillus</i> (Huiro de agua dulce)	71	0.966	18	0.9567	0.1317
<i>Potamogeton lucens</i> (Huiro verde)	34	0.978	8	0.969	0.3171
<i>Ludwigia peploides</i> (Clavito de agua)	6	0.955	2	0.9547	0.6653
<i>Schoenoplectus californicus</i> (Totora)	54	0.978	13	0.9703	0.401
sano	52	0.965	13	0.9556	0.2646
dañado	181	0.948	45	0.9376	0.361

Los resultados obtenidos en las curvas ROC promedio se ilustran través de las Figuras 3.1.12 a 3.1.18. En ellas se puede apreciar el alto rango de valores de AUC observados, los

cuales corresponden a modelos con un muy buen ajuste a los datos empleados para calibrar el modelo. A fin de resumir las curvas ajustadas en cada una de las iteraciones de la validación cruzada, la información se resumió usando un ajuste de modelo aditivo generalizado (gam), 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.

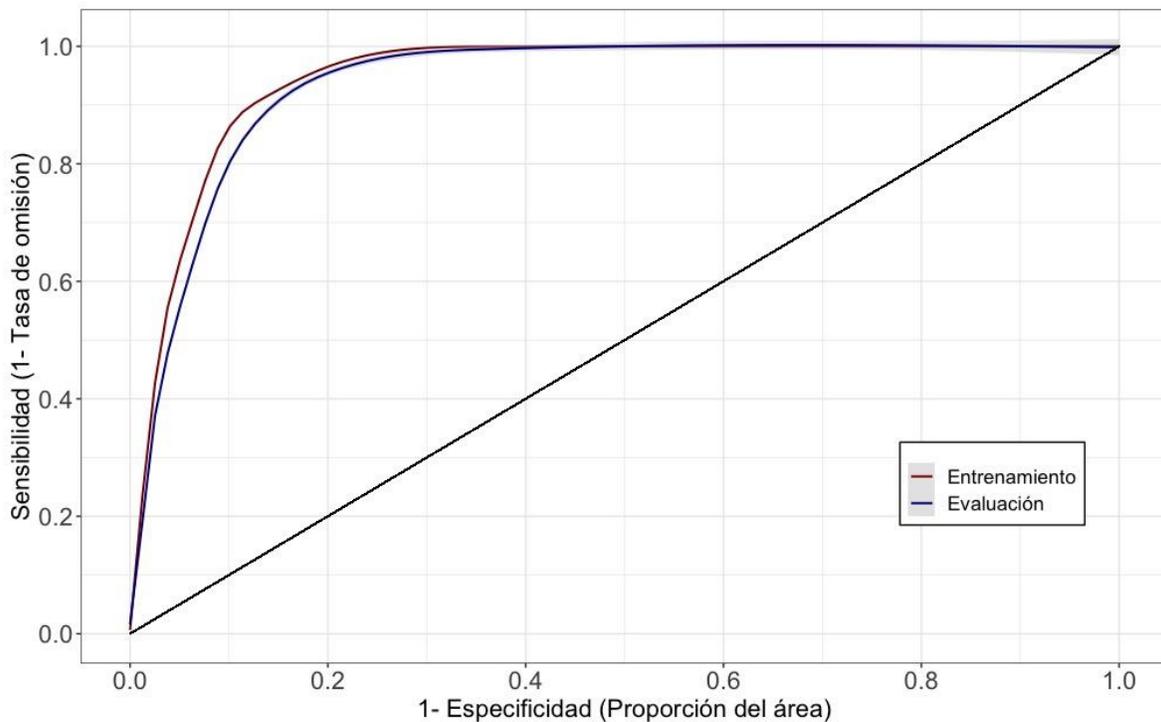


Figura 3.1.12. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

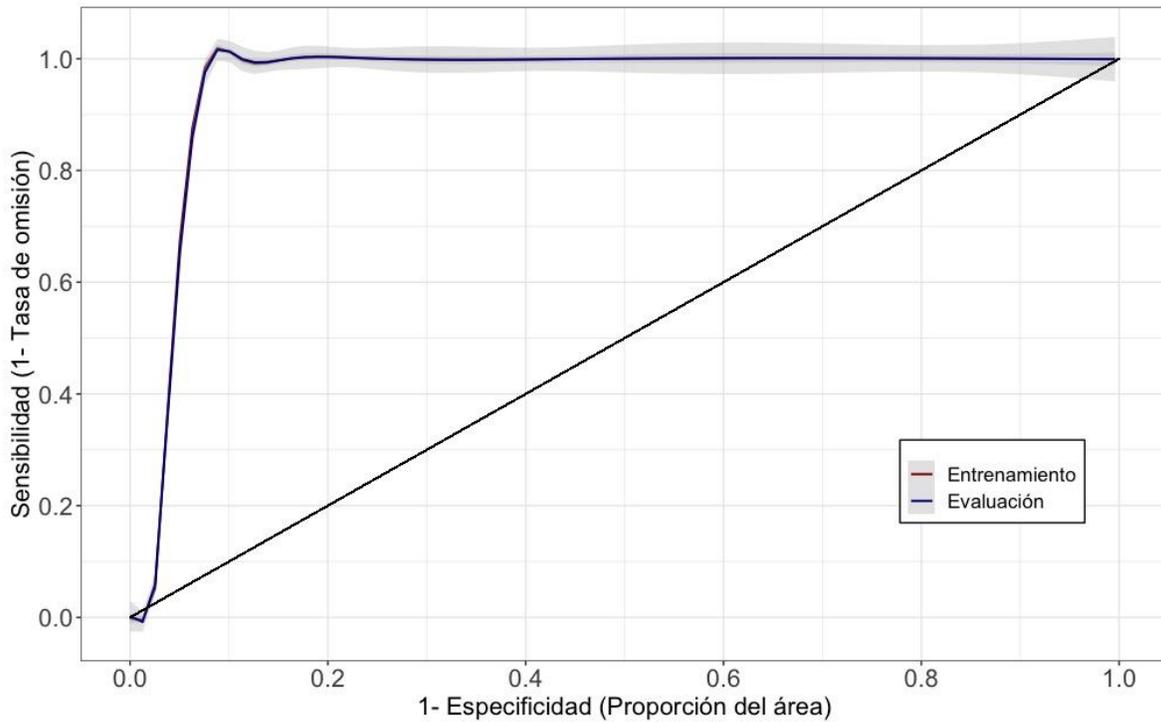


Figura 3.1.13 Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

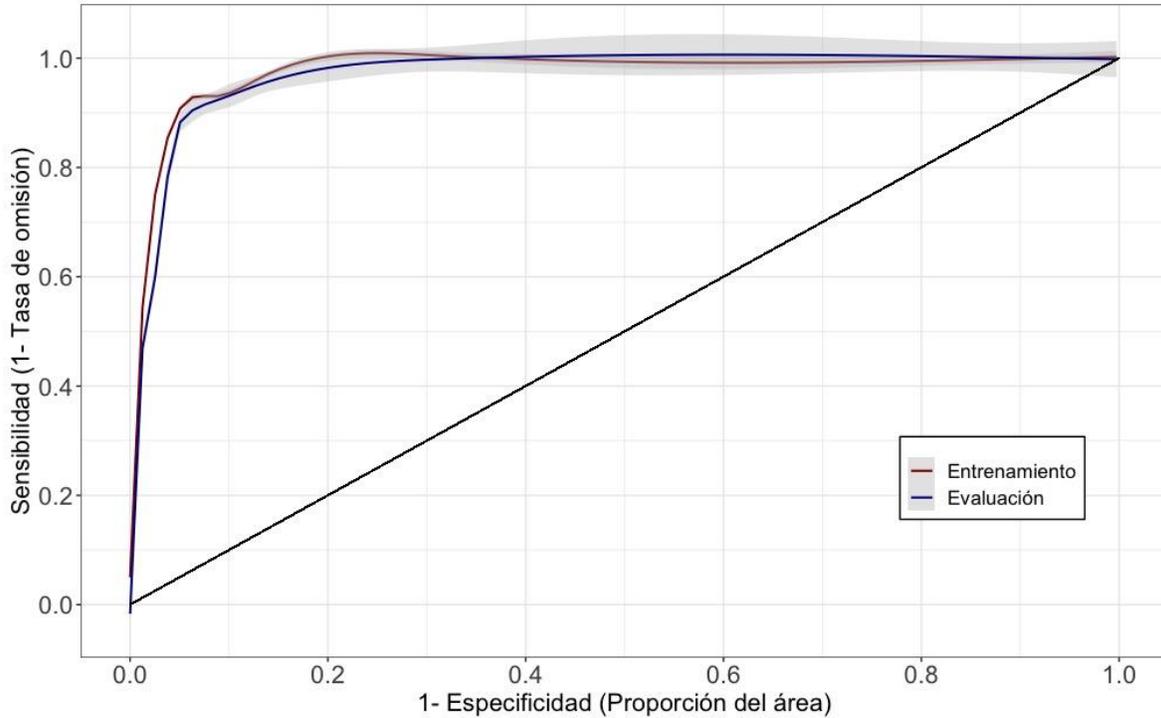


Figura 3.1.14. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios de. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

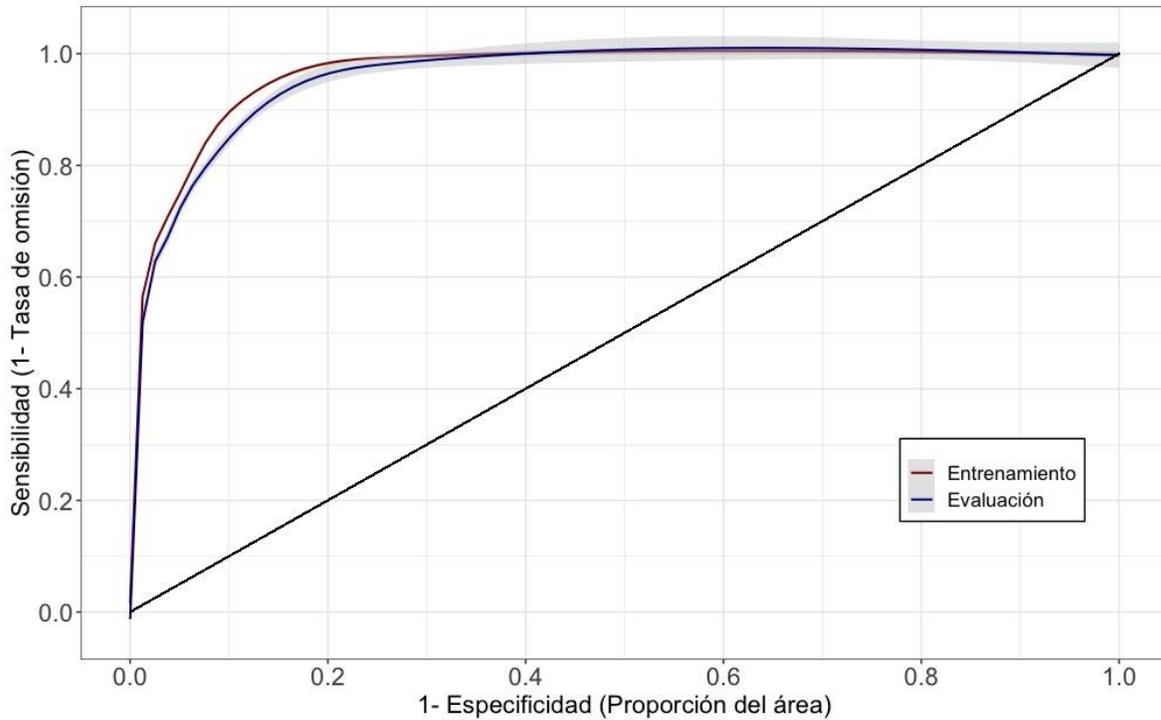


Figura 3.1.15. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

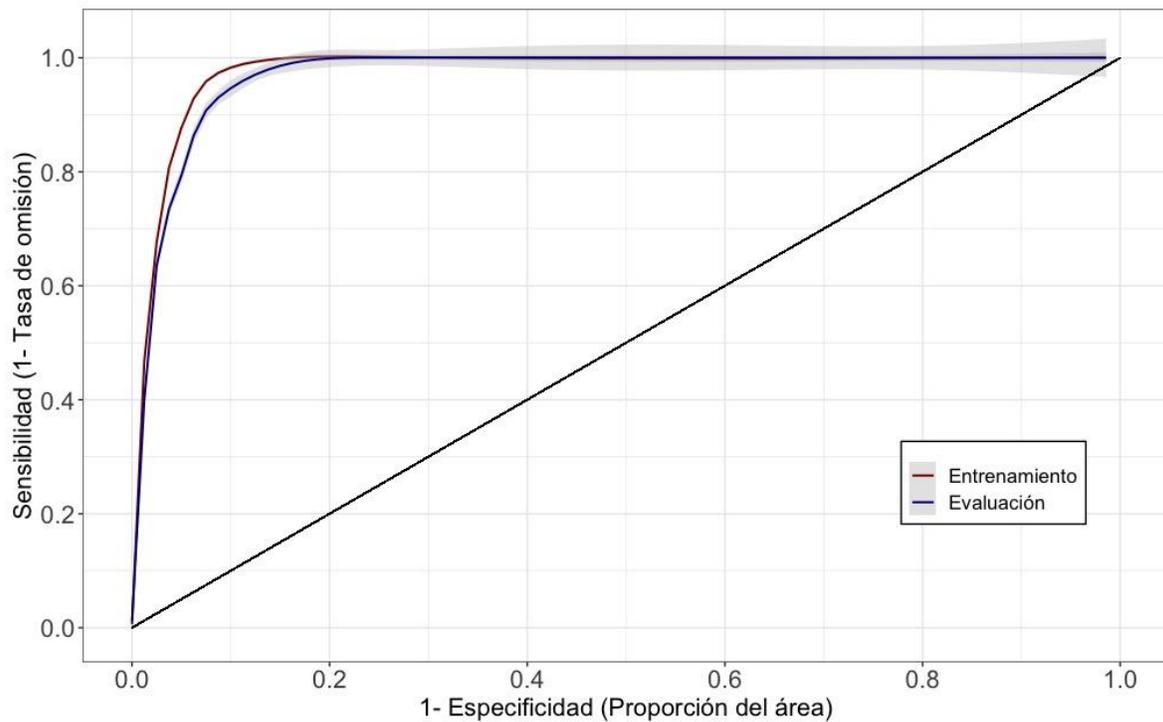


Figura 3.1.16. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

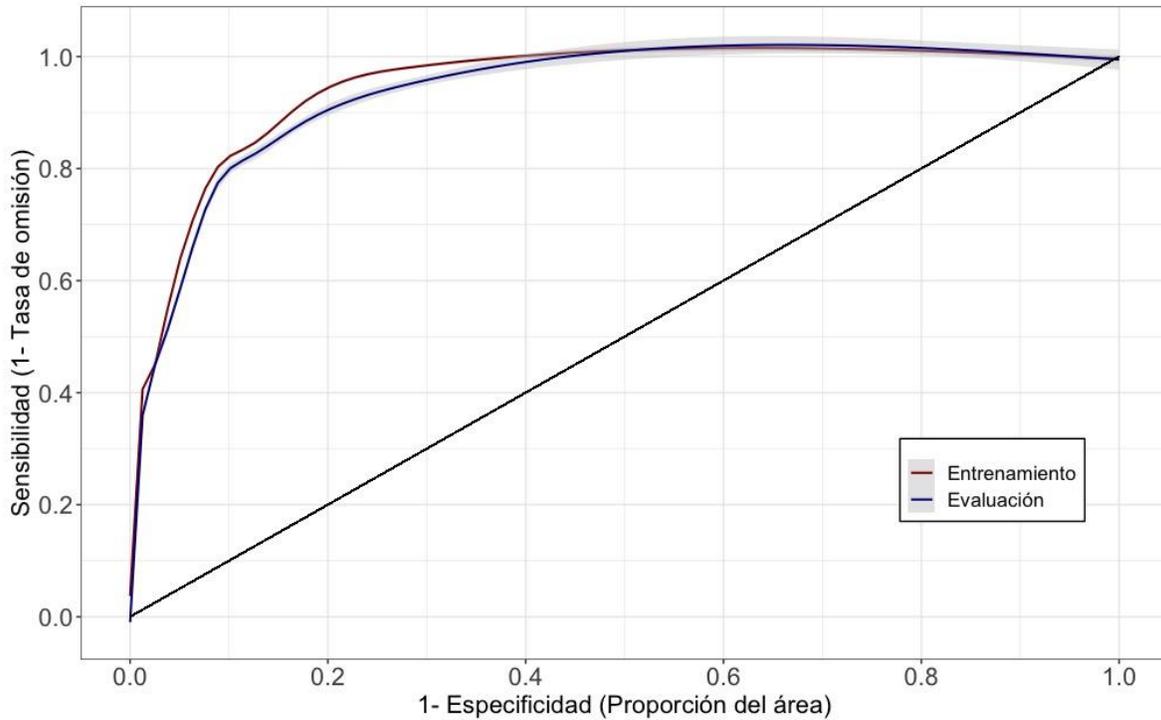


Figura 3.1.17. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de parches raleados de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

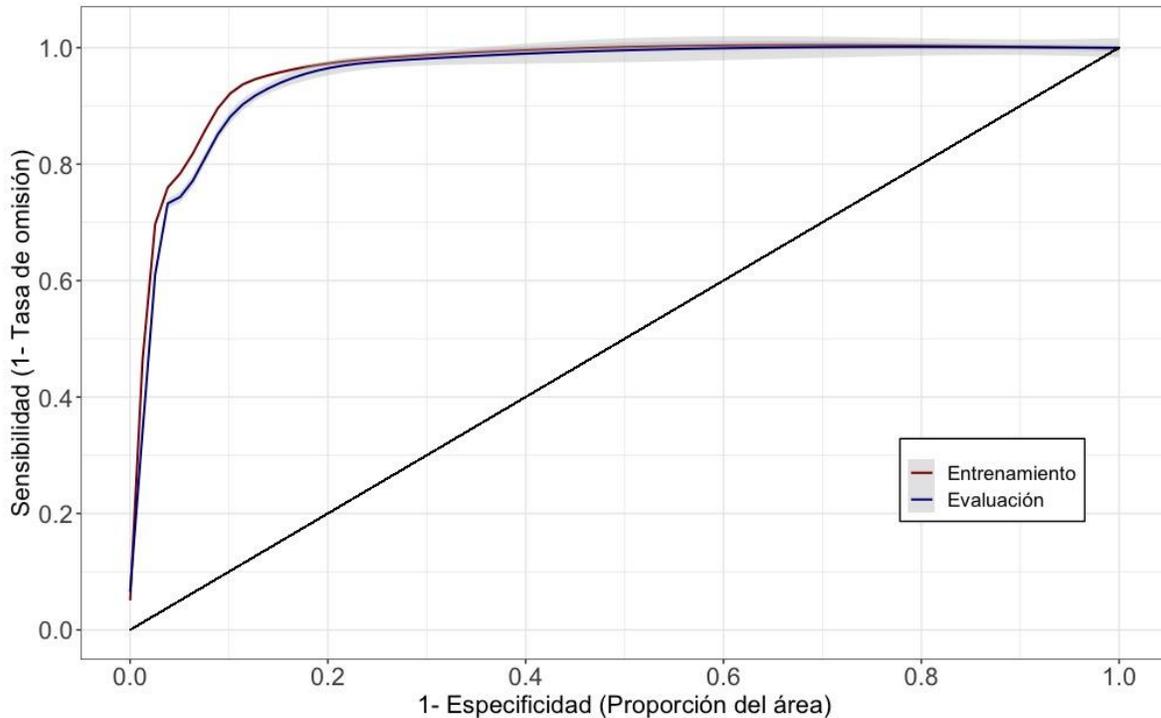


Figura 3.1.18. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de parches de plantas dañadas de *Schoenoplectus californicus* (Tatora). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja para el subconjunto de sitios de entrenamiento, promediada a través de las cinco validaciones cruzadas, y la curva ROC promedio en una línea azul para el subconjunto de sitios. En ambos casos se ilustra el intervalo de confianza de 95%, calculado mediante un modelo aditivo general (gam) en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2017).

Las distribuciones espaciales ajustadas se caracterizaron por presentar una cobertura extensa y parchosa de las áreas idóneas para las diferentes especies a lo largo del humedal. De esta forma especies como *Egeria densa* (Luchecillo), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) y *Schoenoplectus californicus* (Tatora), se caracterizan por presentar una distribución amplia de hábitat favorable a lo largo de todo el humedal del río Cruces.

De manera similar a lo observado en el Programa de Diagnóstico y durante el Programa de Monitoreo, los resultados obtenidos indican que la información contenida en las imágenes Landsat 8 permite una buena aproximación al modelamiento de la

distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas. Las Figuras 3.1.19 a 3.1.25, muestran los mapas de distribución ajustados para todas las especies estudiadas. En general, para todas estas especies se aprecia una distribución heterogénea, con aquellos parches de mayor idoneidad ambiental encontrándose asociados a sectores ribereños o someros. Por otra parte, para *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) (ver Fig. 3.1.20), se observa una cobertura muy restringida, evidenciándose menores idoneidades en las regiones centro-norte del humedal, respecto de resultados anteriores. De esta forma, el Huiro de agua dulce presenta una distribución restringida y parchosa, con presencia particularmente en los centro-sur del humedal. Esta diferencia en el área proyectada refleja también el efecto del bajo número de observaciones empleadas 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. 3.1.19), *Potamogeton lucens* (Huiro verde) (Fig. 3.1.21), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) (Fig. 3.1.22) y *Schoenoplectus californicus* (Totora) (Fig. 3.1.23), presentan una concentración de sectores con mayor idoneidad ambiental, mientras que otros sectores se caracterizan por una mayor idoneidad en sectores ribereños. Esto sugiere que el humedal del río Cruces, presenta actualmente condiciones abióticas favorables para las macrófitas acuáticas, sin evidenciarse ningún sector con características particularmente anómalas o desfavorables. 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. 3.1.22),

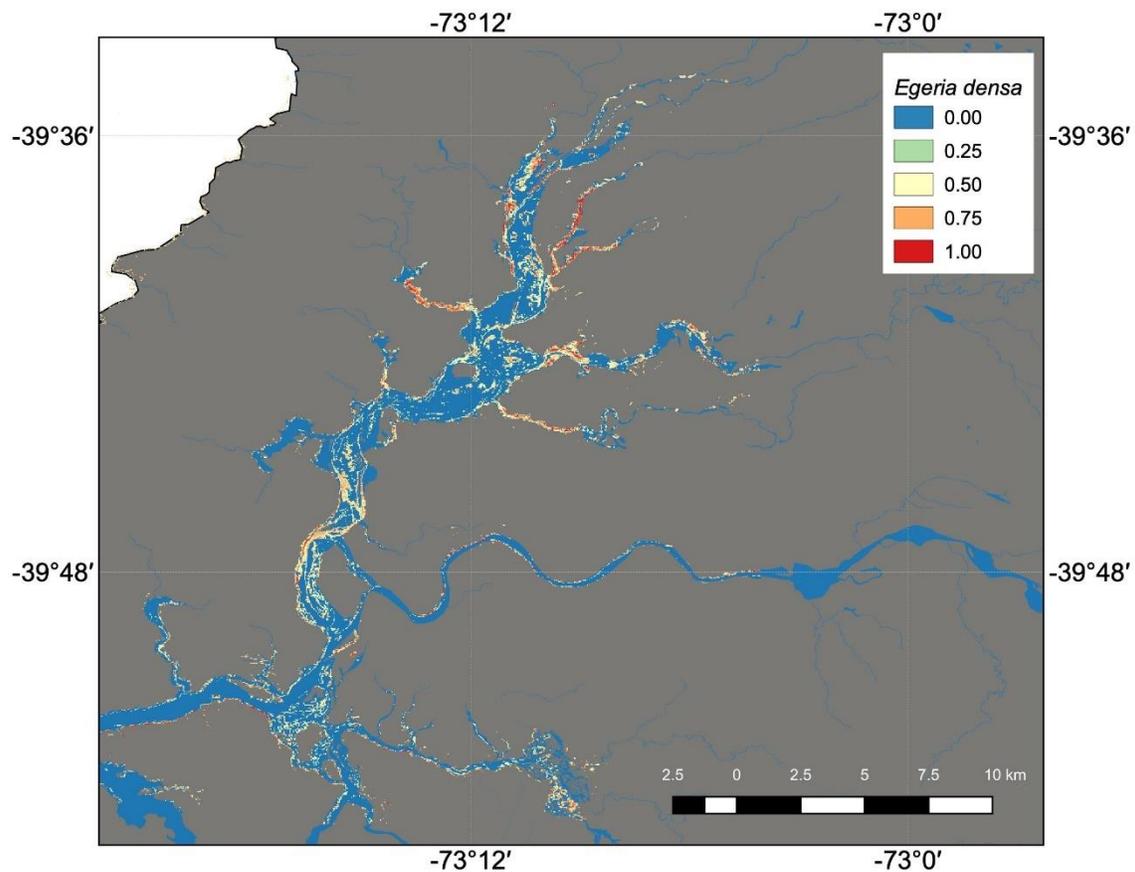


Figura 3.1.19. Distribución de *Egeria densa* (Luchecillo) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes LANDSAT 8.

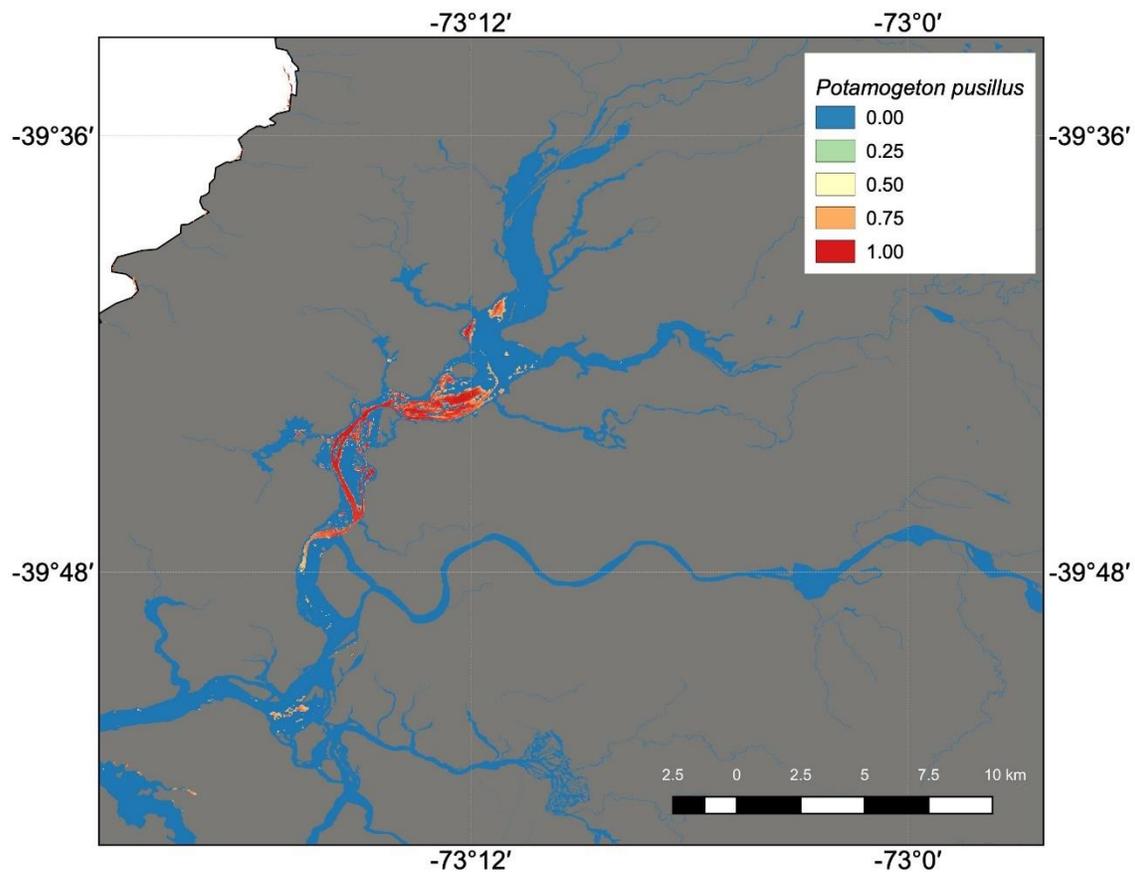


Figura 3.1.20. Distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia del Huiro de agua dulce en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes LANDSAT 8.

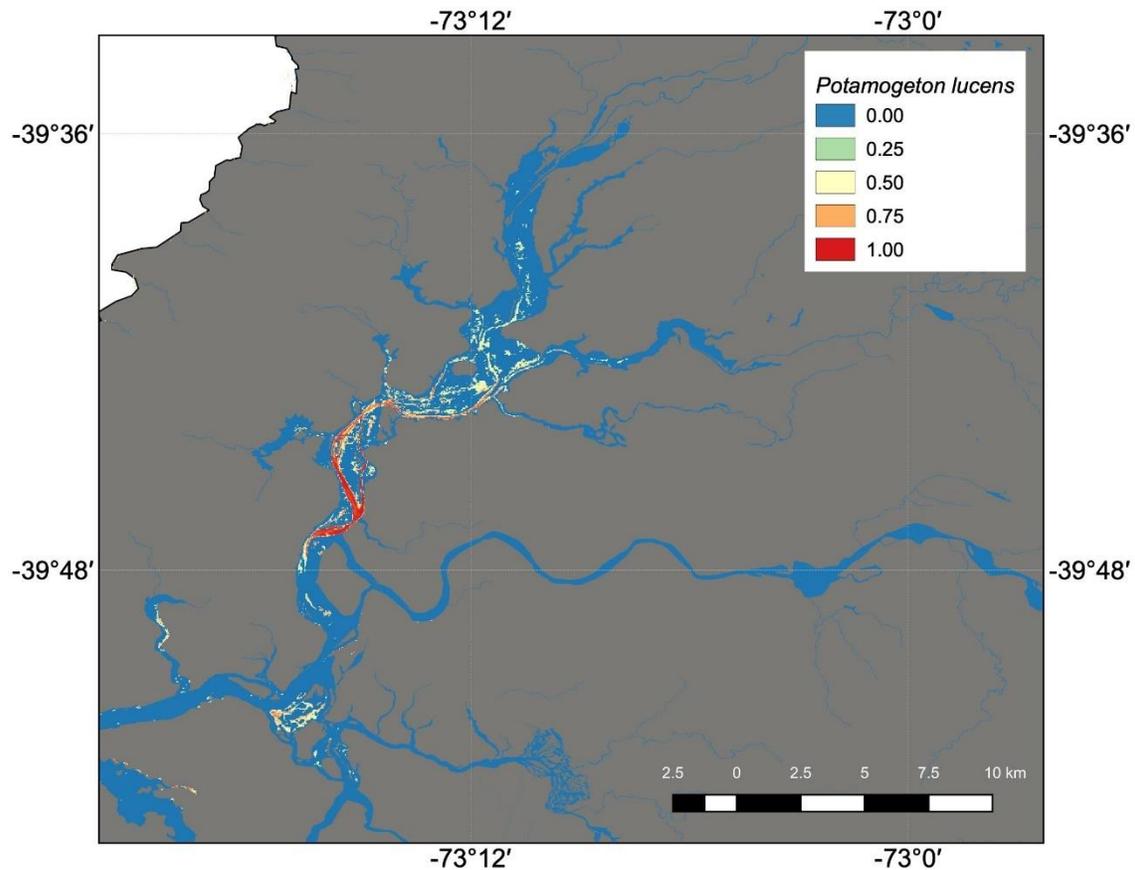


Figura 3.1.21. Distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia del Huiro verde en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches multi y mono-específicos e imágenes LANDSAT 8.

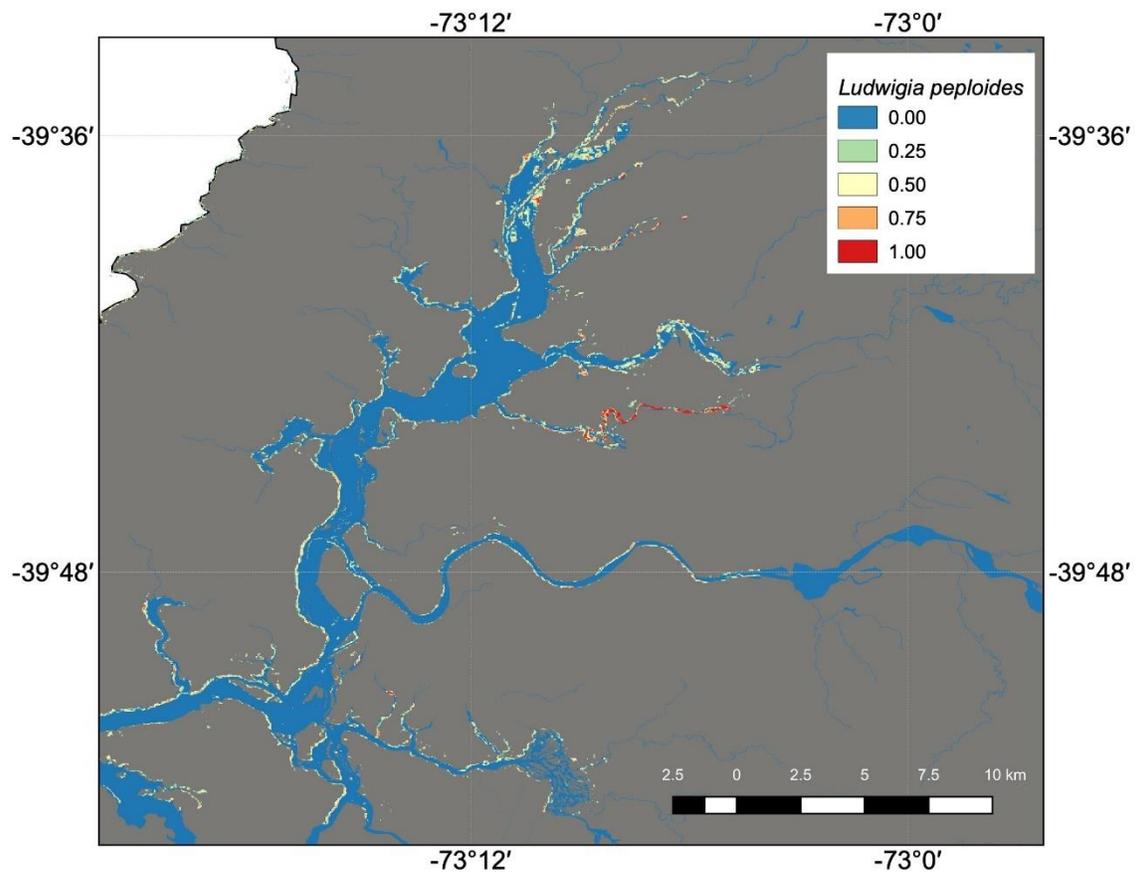


Figura 3.1.22. Distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia del Clavito de agua en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes LANDSAT 8.

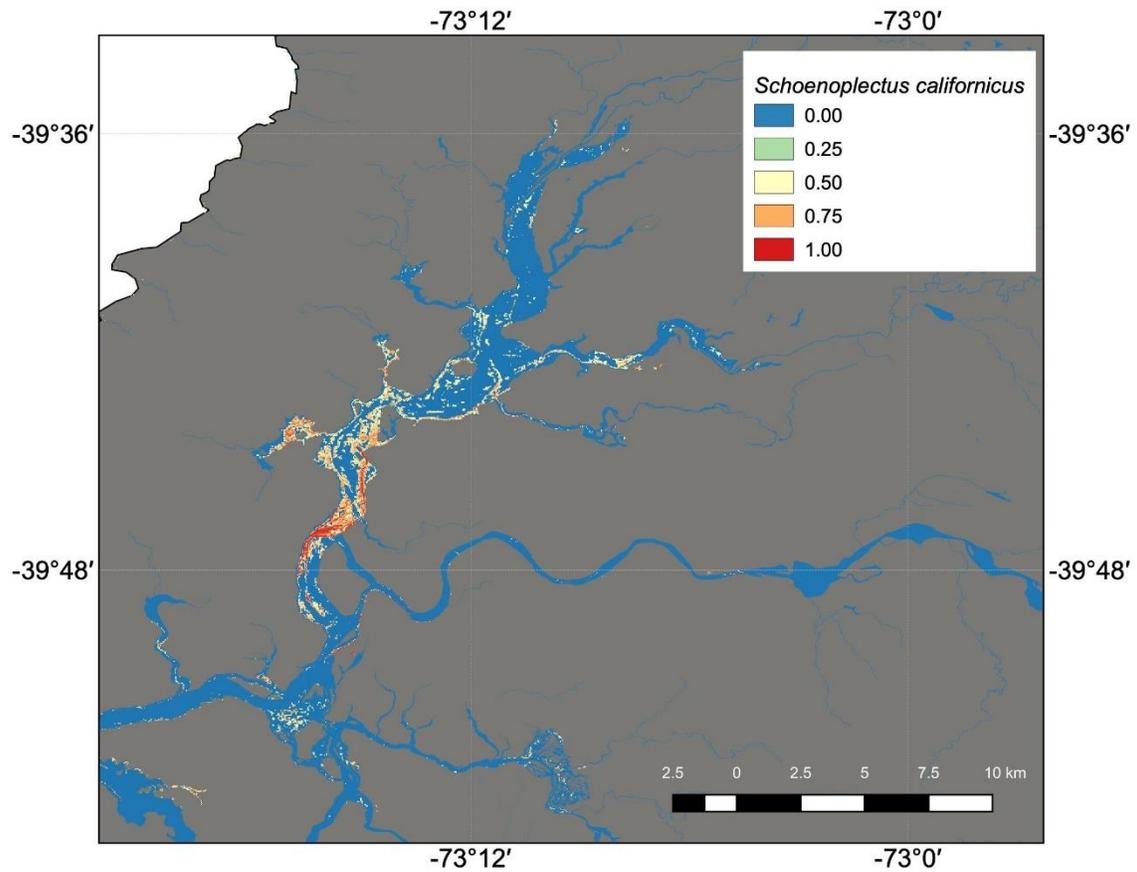


Figura 3.1.23. Distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia de la Totora en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes LANDSAT 8.

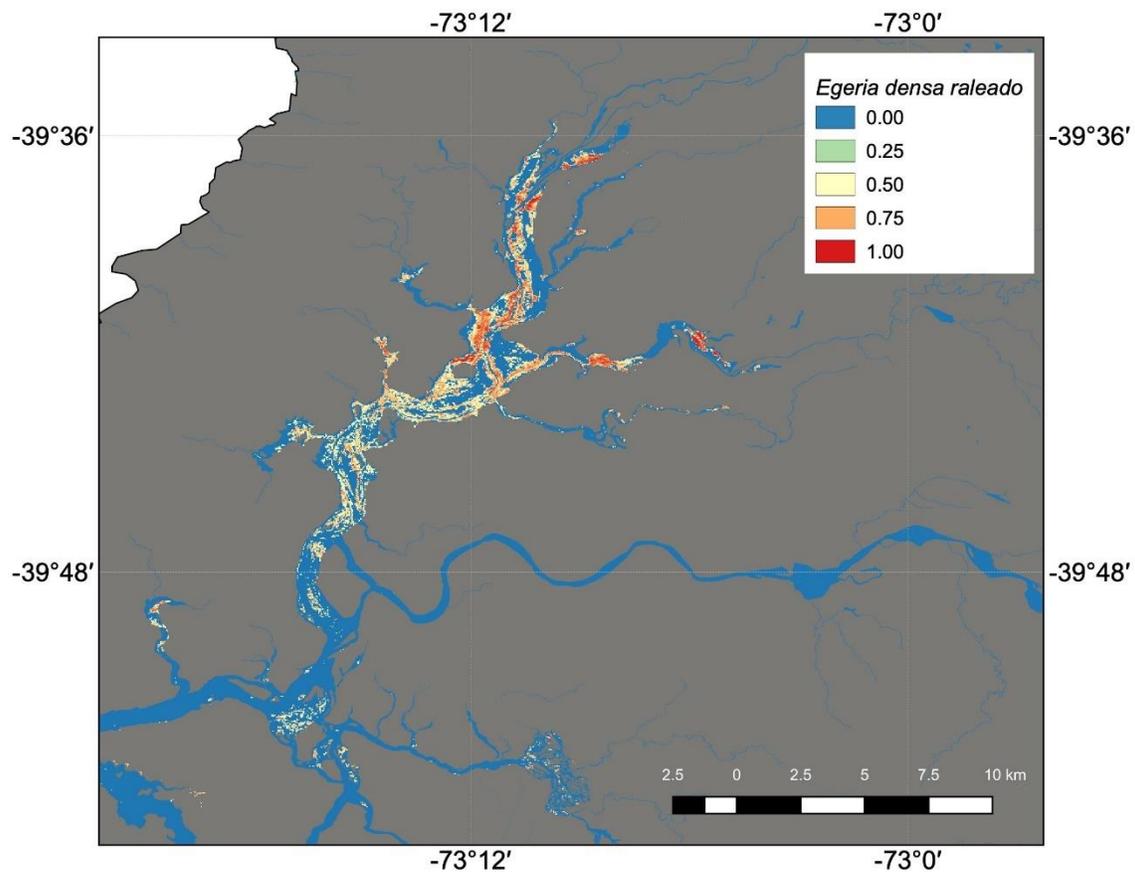


Figura 3.1.24. Distribución de parches raleados de *Egeria densa* (Luchecillo) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes LANDSAT 8.

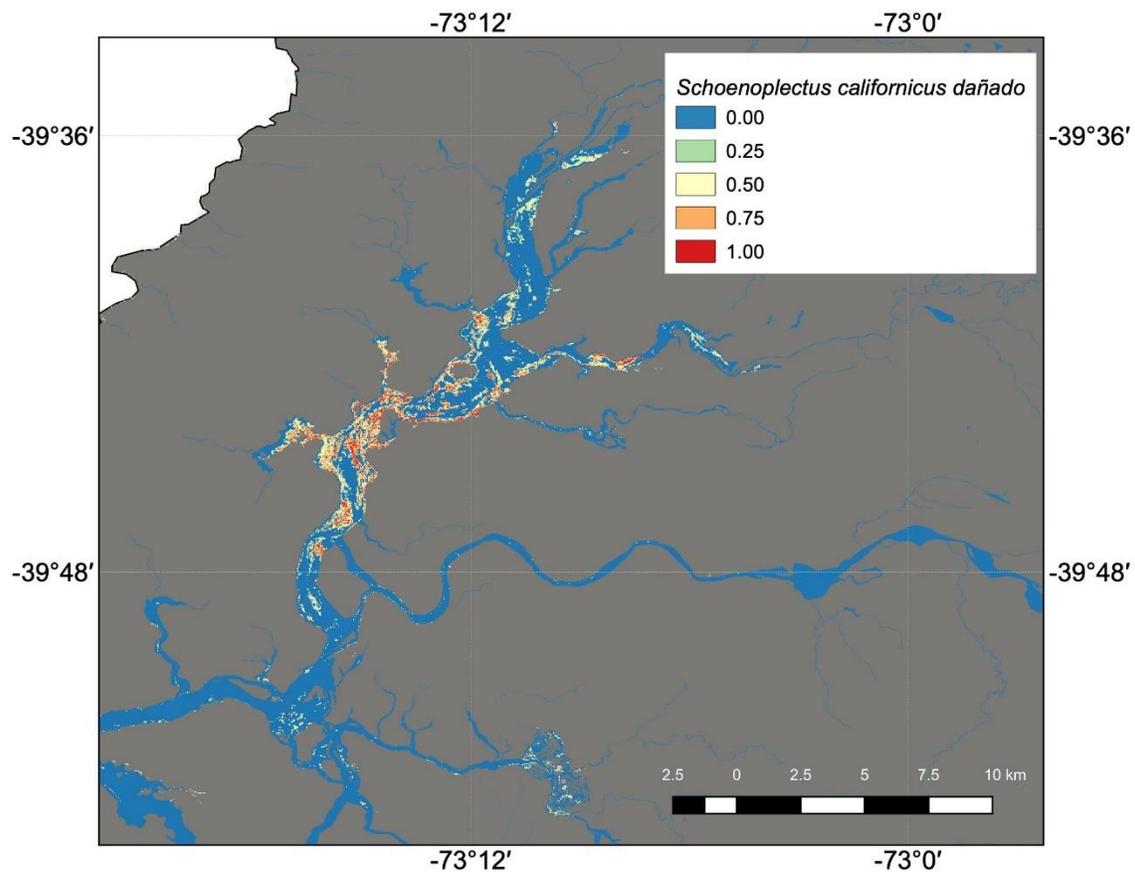


Figura 3.1.25. Distribución de parches con plantas dañadas de *Schoenoplectus californicus* (Totora) (período estival 2020-2021). La Figura ilustra la presencia de la Totora en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las cinco validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches monoespecíficos e imágenes LANDSAT 8

Sin embargo, al examinar la distribución de parches raleados de luchecillo o parches con plantas dañadas de totora, se observó una concentración de estos en el sector centro-norte y centro del HRC respectivamente. Además, un resultado notorio en el modelamiento de distribución es la distribución sumamente restringida de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) a lo largo del humedal. Ello se refleja tanto al bajo número de muestras de parches monoespecíficos, como el efecto de un valor umbral de TSS más alto, que tienen como resultado una distribución modelada más restringida. De igual forma, *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua) estuvo nuevamente ausente, presentando ausencia de parches dominantes de gran extensión (diámetro superior a 10-30 metros). Ello corrobora que algunas especies subdominantes del HRC presentan importantes variaciones temporales en su distribución.

Análisis de variabilidad temporal en la distribución de especies de macrófitas acuáticas

Para evaluar la presencia de tendencias temporales en la distribución de las macrófitas acuáticas estudiadas, se analizan los resultados del re-entrenamiento y proyección de los modelos de distribución para las distintas especies en los periodos correspondientes al Programa de Diagnóstico y a los cinco primeros años del Programa de Monitoreo (2015 – 2020). Las Figuras 3.1.26 a 3.1.30 ilustran la variación espacial y temporal observadas para cada una de las macrófitas acuáticas estudiadas en los Programas de Diagnóstico y Monitoreo. Estas figuras ilustran las distribuciones espaciales de la idoneidad de hábitat ajustadas mediante la metodología indicada anteriormente. Estas figuras incluyen además la representación cartográfica de los coeficientes de variación temporal para cada uno de los píxeles en el área de estudio. Cabe destacar que, a escala inter-anual, se evidencian grandes coeficientes de variación, lo que señala que la idoneidad ambiental es altamente dinámica en las especies estudiadas. La especie con valores más bajos de coeficiente de variación es la totora, especie que sin embargo presenta valores entre 40% y 120% de variación alrededor del valor medio de idoneidad.

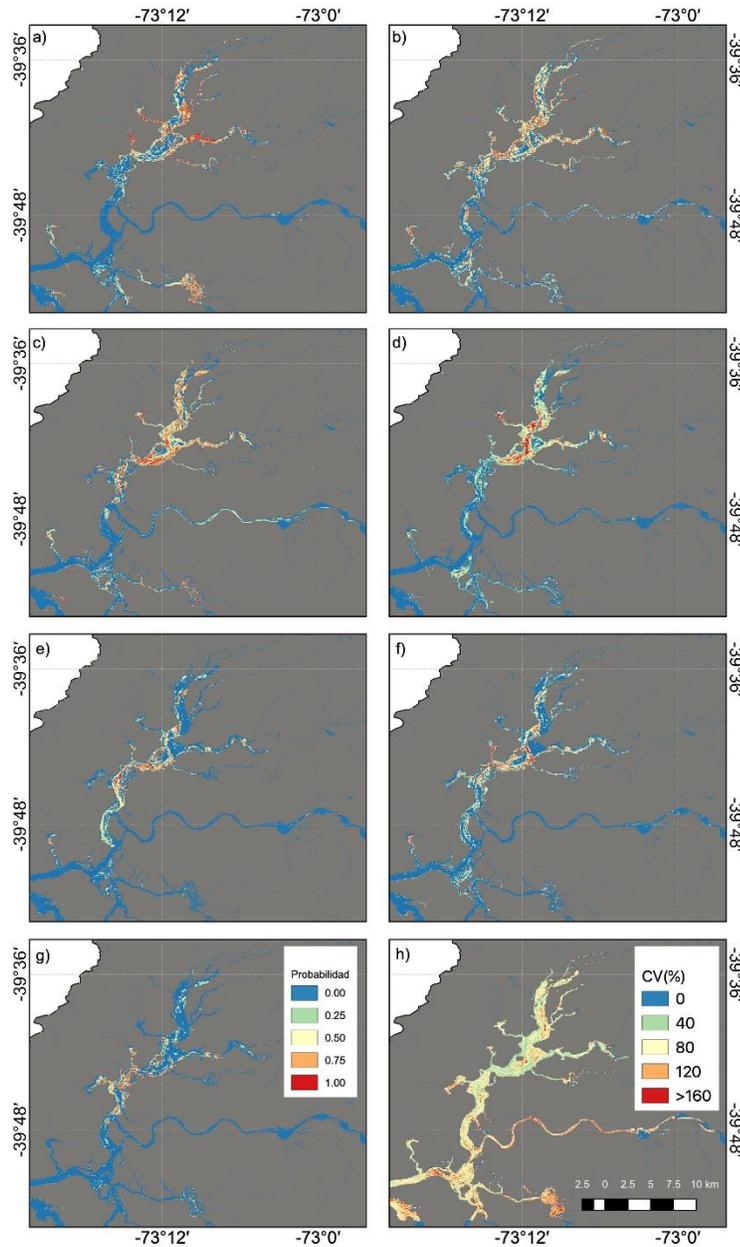


Figura 3.1.26. Serie de tiempo de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La Figura ilustra los datos para a) 2014-2015; b) 2015-2016; c) 2016-2017; d) 2017-2018; e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) coeficiente de variación temporal 2014-2021. 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 LANDSAT 8 de los programas de Diagnóstico y Monitoreo del humedal del río Cruces.

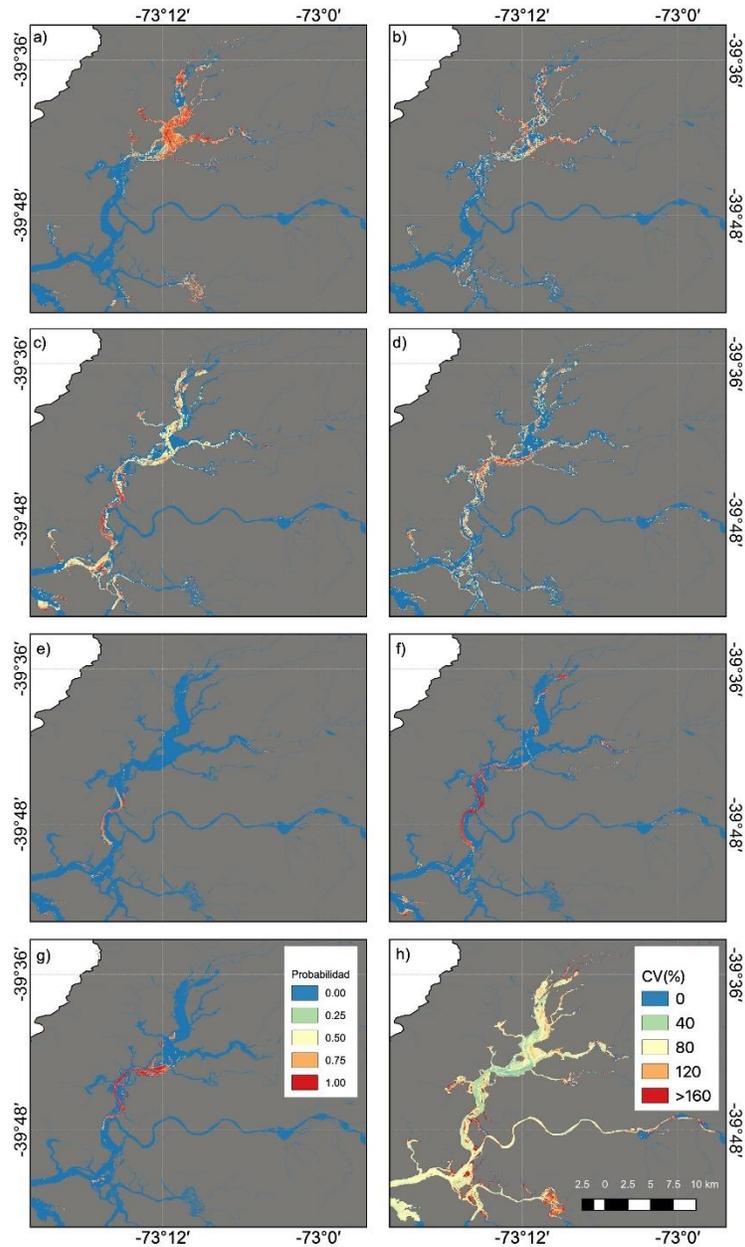


Figura 3.1.27. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La Figura ilustra los datos para a) 2014-2015; b) 2015-2016; c) 2016-2017; d) 2017-2018; e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) coeficiente de variación temporal 2014-2021. 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 LANDSAT 8 de los programas de Diagnóstico y Monitoreo del humedal del río Cruces.

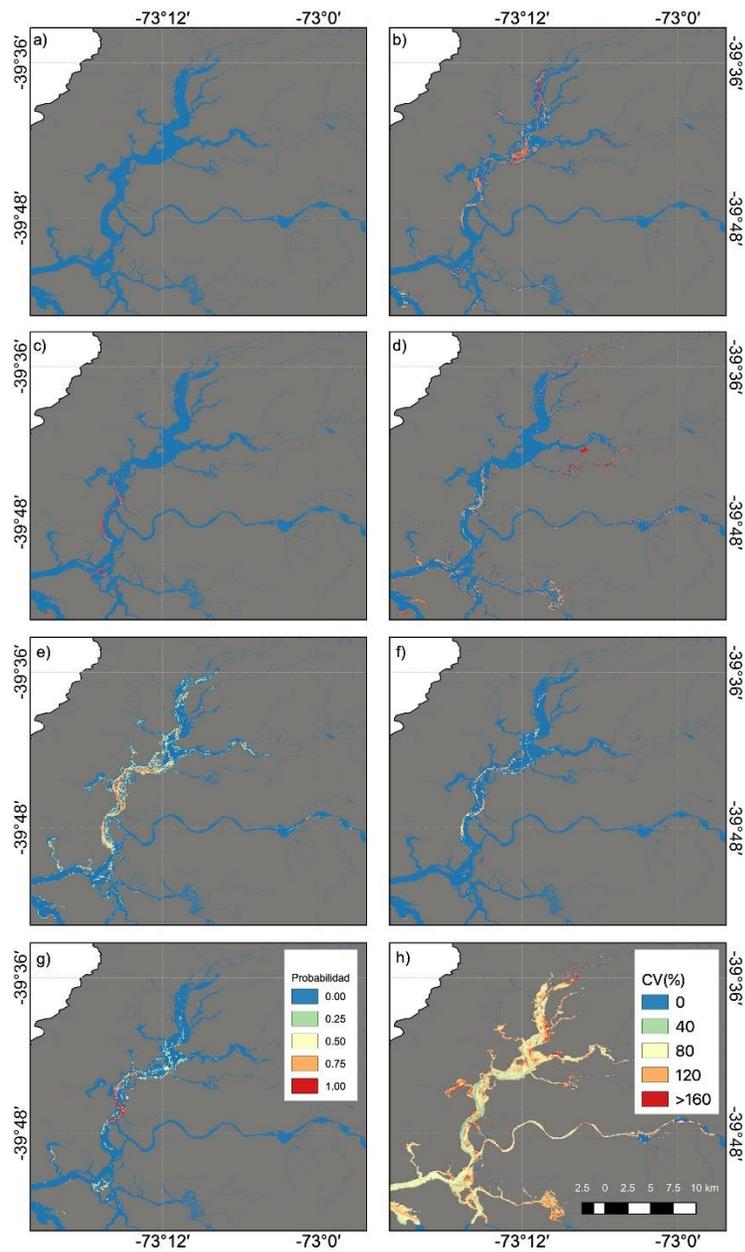


Figura 3.1.28. Serie de tiempo de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La Figura ilustra los datos para a) 2014-2015; b) 2015-2016; c) 2016-2017; d) 2017-2018; e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) coeficiente de variación temporal 2014-2021. 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 LANDSAT 8 de los programas de Diagnóstico y Monitoreo del humedal del río Cruces.

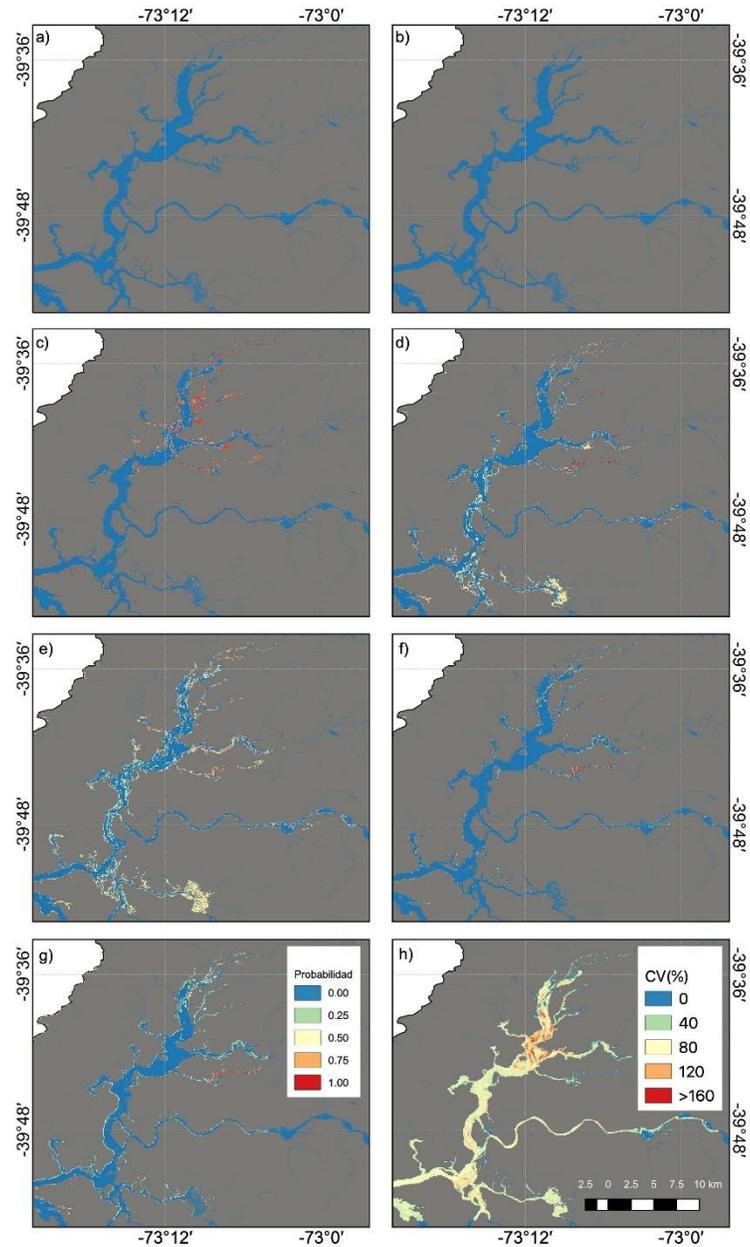


Figura 3.1.29. Serie de tiempo de distribución de *Ludwigia peploides* (Clavito de agua). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La Figura ilustra los datos para a) 2014-2015; b) 2015-2016; c) 2016-2017; d) 2017-2018; e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) coeficiente de variación temporal 2014-2021. 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 mono-específicos e imágenes LANDSAT 8 de los programas de Diagnóstico y Monitoreo del humedal del río Cruces.

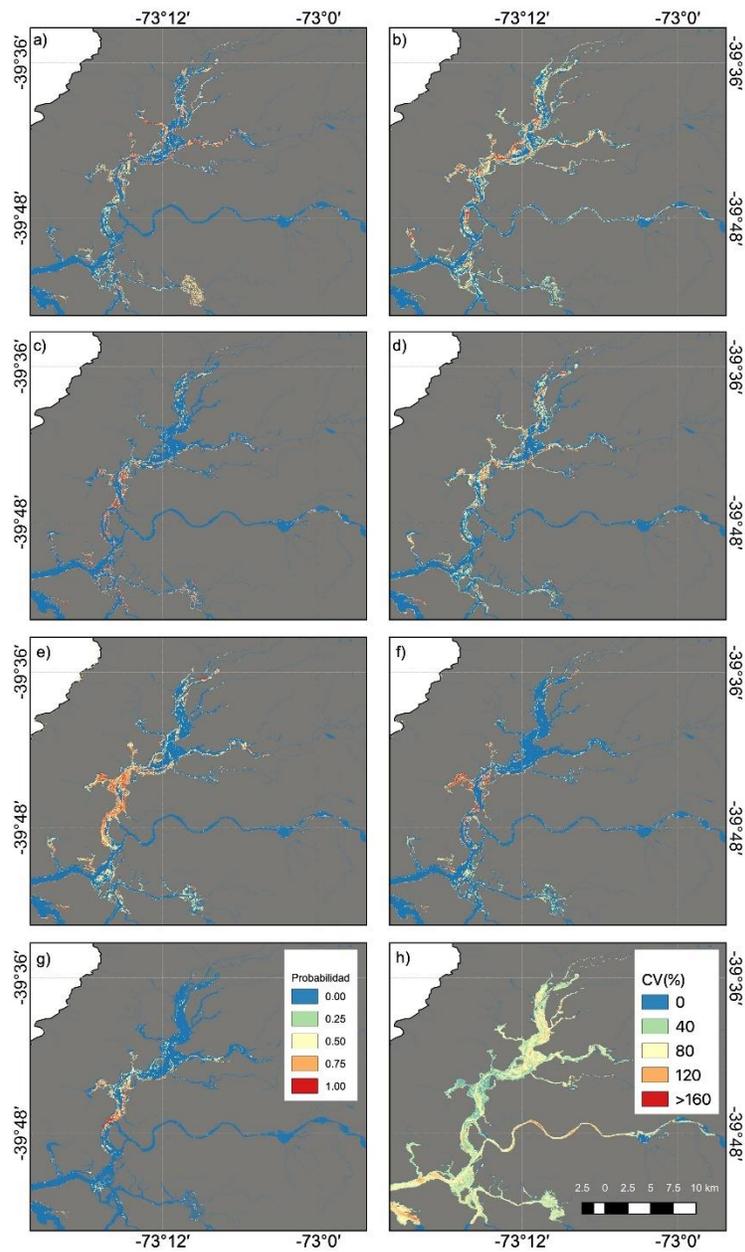


Figura 3.1.30. Serie de tiempo de distribución de *Schoenoplectus californicus* (Totora). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. La Figura ilustra los datos para a) 2014-2015; b) 2015-2016; c) 2016-2017; d) 2017-2018; e) 2018-2019, f) 2019-2020, g) 2020-2021 y h) coeficiente de variación temporal 2014-2021. 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 LANDSAT 8 de los programas de Diagnóstico y Monitoreo del humedal del río Cruces.

3.1.2 SENSORES REMOTOS

Estimación de la cobertura de Luchecillo y macrófitas acuáticas dominantes mediante análisis de imágenes de sobrevuelos de UAV e imágenes satelitales (*Standing Stock*)

Modelos de distribución de Luchecillo y macrófitas acuáticas dominantes

El ajuste de los modelos de distribución en base a las bandas espectrales de luz visible y los dos índices de vegetación derivados fue exitoso para la mayoría de los 12 modelos entrenados, obteniendo en general valores buenos o muy buenos. La excepción fueron los modelos ajustados para el Huiro de agua dulce (*Potamogeton pusillus*), que presenta muy baja capacidad de clasificación, reflejando el impacto del bajo tamaño muestral, producto de una reducción en la incidencia de parches de gran tamaño. El aumento de resolución desde imágenes a 30 m a imágenes de mayor resolución solo redundó en un desempeño más pobre para esta especie, que no se distinguen de lo esperado por una clasificación del paisaje al azar. La Tabla 3.1.5 resume las estadísticas de bondad de ajuste para los 12 modelos de distribución.

Tabla 3.1.5. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos MaxEnt para las macrófitas acuáticas dominantes. Se ilustra para las 12 bases de datos el tamaño de muestra y AUC obtenidos para los subconjuntos de calibración y validación. Los valores de AUC corresponden al promedio de los 5 modelos ajustados mediante validación cruzada. Se indica la desviación estándar del AUC a través de los 5 modelos de validación (SD).

Especie	Modelo	Calibración		Validación		
		N	AUC	N	AUC	SD
<i>Egeria densa</i>	L8	176	0.845	44	0.829	0.026
	L8 15 m	457	0.852	114	0.847	0.012
	S2	538	0.9	134	0.899	0.010
<i>Potamogeton pusillus</i>	L8	6	0.895	2	0.879	0.387
	L8 15 m	19	0.991	5	0.989	0.006
	S2	27	0.976	7	0.969	0.009
<i>Potamogeton pusillus</i>	L8	34	0.936	8	0.934	0.032
	L8 15 m	57	0.954	14	0.949	0.015
	S2	64	0.908	16	0.899	0.021
<i>Ludwigia peploides</i>	L8	74	0.871	19	0.857	0.045
	L8 15 m	155	0.889	39	0.882	0.031
	S2	194	0.966	49	0.962	0.010

A través de los 12 modelos ajustados, se aprecia un buen ajuste en los modelos de distribución de Luchecillo, Huiro verde, Huiro de agua dulce y el Clavito de agua. Los resultados obtenidos para las otras 3 especies son consistentes con la experiencia previa tanto en el programa de monitoreo como en estudios previos de modelamiento de distribución de estas especies. Esto corrobora que el uso de modelos de distribución de macrófitas acuáticas basados en las longitudes de onda visible y los índices de vegetación basados en luz verde y roja (GRRR y GRVI), junto con un número adecuado de presencias, permiten el ajuste de una capa de probabilidad de presencia de hábitat de estas especies.

Calibración de modelos predictivos de biomasa

Una vez ajustados los distintos modelos de cobertura de Luchecillo, Huiro verde, Huiro de agua dulce y Clavito de agua, se procedió a generar el conjunto de datos de biomasa y las capas predictoras. La bondad de ajuste obtenida para los distintos modelos y métodos de ajuste se ilustra en las Tablas 3.1.6 a 3.1.9. 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 L8, L8 15 y S2 respectivamente) para los modelos ajustados mediante las capas SIG Landsat 8. En las Figuras 3.1.31 a 3.1.34 se ilustran los resultados correspondientes al Luchecillo, Huiro verde, Huiro de agua y Clavito de agua, respectivamente.

Tabla 3.1.6. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Luchecillo. 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 $\log_{10}(x+1)$ (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	Todas	-0.044	1336.71	
L8	30	Aritmética	GLM	Todas	0.012	1336.71	
L8	30	Aritmética	GAM	B2+B3	0.304	1045.98	
L8	30	Aritmética	RF	Todas	0.837	698.49	*
L8	30	Logarítmica	LM	Todas	-0.041	2.18	
L8	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.016	2.18	
L8	30	Logarítmica	GAM	B2+B3	0.266	1.76	
L8	30	Logarítmica	RF	Todas	0.843	1.16	*
L8 15	15	Aritmética	LM	Todas	-0.044	1336.71	
L8 15	15	Aritmética	GLM	Todas	0.012	1336.71	
L8 15	15	Aritmética	GAM	B2+B3	0.304	1045.98	
L8 15	15	Aritmética	RF	Todas	0.828	730.27	*
L8 15	15	Logarítmica	LM	Todas	-0.041	2.18	
L8 15	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.016	2.18	
L8 15	15	Logarítmica	GAM	B2+MXNT	0.261	1.79	
L8 15	15	Logarítmica	RF	Todas	0.83	1.18	*
S2	10	Aritmética	LM	Todas	0.438	988.47	
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.469	988.47	
S2	10	Aritmética	GAM	GRVI+MXNT	0.592	799.95	

S2	10	Aritmética	RF	Todas	0.883	539.31	*
S2	10	Logarítmica	LM	Todas	0.422	1.63	
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.454	1.63	
S2	10	Logarítmica	GAM	B2+GRVI	0.523	1.44	
S2	10	Logarítmica	RF	Todas	0.882	0.87	*
L8	30	Aritmética	LM	Todas	-0.044	1336.71	
L8	30	Aritmética	GLM	Todas	0.012	1336.71	
L8	30	Aritmética	GAM	B2+B3	0.304	1045.98	
L8	30	Aritmética	RF	Todas	0.837	698.49	*

Tabla 3.1.7. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Huiro verde. 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 $\log_{10}(x+1)$ (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	R2	RMSE
L8	30	Aritmética	LM	Todas	-0.026	600.55
L8	30	Aritmética	GLM	Todas	0.03	600.55
L8	30	Aritmética	GAM	MXNT	0.006	605.08
L8	30	Aritmética	RF	Todas	0.686	377.91 *
L8	30	Logarítmica	LM	Todas	-0.022	1.95
L8	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.033	1.95
L8	30	Logarítmica	GAM	MXNT	0.008	1.97
L8	30	Logarítmica	RF	Todas	0.639	1.29 *
L8 15	15	Aritmética	LM	Todas	-0.026	600.55
L8 15	15	Aritmética	GLM	Todas	0.03	600.55
L8 15	15	Aritmética	GAM	GRR1+MXNT	0.006	606.74
L8 15	15	Aritmética	RF	Todas	0.684	379.51 *
L8 15	15	Logarítmica	LM	Todas	-0.022	1.95
L8 15	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.033	1.95
L8 15	15	Logarítmica	GAM	MXNT	0.008	1.97
L8 15	15	Logarítmica	RF	Todas	0.643	1.29 *
S2	10	Aritmética	LM	Todas	0.061	578.99
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.113	578.99
S2	10	Aritmética	GAM	GRR1+MXNT	0.084	580.39
S2	10	Aritmética	RF	Todas	0.819	316.1 *

S2	10	Logarítmica	LM	Todas	0.06	1.88
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.112	1.88
S2	10	Logarítmica	GAM	B4+MXNT	0.092	1.89
S2	10	Logarítmica	RF	Todas	0.885	0.93 *
L8	30	Aritmética	LM	Todas	-0.026	600.55
L8	30	Aritmética	GLM	Todas	0.03	600.55
L8	30	Aritmética	GAM	MXNT	0.006	605.08
L8	30	Aritmética	RF	Todas	0.686	377.91 *

Tabla 3.1.8. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Huiro de agua dulce. 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 $\log_{10}(x+1)$ (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	R2	RMSE
L8	30	Aritmética	LM	Todas	-0.037	554.52
L8	30	Aritmética	GLM	Todas	-0.037	554.52
L8	30	Aritmética	GAM	B2+MXNT	0.005	558.39
L8	30	Aritmética	RF	Todas	0.945	238.51
L8	30	Logarítmica	LM	Todas	-0.025	1.05 *
L8	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.033	1.05
L8	30	Logarítmica	GAM	B3+MXNT	0.011	1.06
L8	30	Logarítmica	RF	Todas	0.736	0.67 *
L8 15	15	Aritmética	LM	Todas	-0.037	554.52
L8 15	15	Aritmética	GLM	Todas	0.023	554.52
L8 15	15	Aritmética	GAM	B2+MXNT	0.005	558.39
L8 15	15	Aritmética	RF	Todas	0.898	291.68 *
L8 15	15	Logarítmica	LM	Todas	-0.025	1.05
L8 15	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.033	1.05
L8 15	15	Logarítmica	GAM	B3+MXNT	0.011	1.06
L8 15	15	Logarítmica	RF	Todas	0.728	0.67 *
S2	10	Aritmética	LM	Todas	-0.056	564.59
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.006	564.59

S2	10	Aritmética	GAM	B2+GRVI	0.045	535.67	
S2	10	Aritmética	RF	Todas	0.92	237.89	*
S2	10	Logarítmica	LM	Todas	-0.045	1.07	
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.016	1.07	
S2	10	Logarítmica	GAM	B3+GRVI	0.14	0.96	
S2	10	Logarítmica	RF	Todas	0.832	0.6	*

a

Tabla 3.1.9. Estadísticas de resumen de la bondad de ajuste de los modelos regresión de biomasa de Clavito de agua. 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 $\log_{10}(x+1)$ (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	R2	RMSE	
L8	30	Aritmética	LM	Todas	0.083	373.96	
L8	30	Aritmética	GLM	Todas	0.132	373.96	
L8	30	Aritmética	GAM	B2+B3	0.248	322.29	
L8	30	Aritmética	RF	Todas	0.85	202.54	*
L8	30	Logarítmica	LM	Todas	0.071	1.75	
L8	30	Logarítmica	GLM	Todas	0.121	1.75	
L8	30	Logarítmica	GAM	B2+B3	0.21	1.54	
L8	30	Logarítmica	RF	Todas	0.829	1.01	*
L8 15	15	Aritmética	LM	Todas	0.083	373.96	
L8 15	15	Aritmética	GLM	Todas	0.132	373.96	
L8 15	15	Aritmética	GAM	B2+B3	0.248	322.29	
L8 15	15	Aritmética	RF	Todas	0.862	207.22	*
L8 15	15	Logarítmica	LM	Todas	0.071	1.75	
L8 15	15	Logarítmica	GLM	Todas	0.121	1.75	
L8 15	15	Logarítmica	GAM	B2+B3	0.21	1.54	
L8 15	15	Logarítmica	RF	Todas	0.843	1.01	*
S2	10	Aritmética	LM	Todas	0.763	191.58	
S2	10	Aritmética	GLM	Todas	0.776	191.58	
S2	10	Aritmética	GAM	B2+B3	0.809	164.3	
S2	10	Aritmética	RF	Todas	0.92	130.66	*

S2	10	Logarítmica	LM	Todas	0.657	1.07	
S2	10	Logarítmica	GLM	Todas	0.676	1.07	
S2	10	Logarítmica	GAM	B2+B3	0.712	0.97	
S2	10	Logarítmica	RF	Todas	0.918	0.62	*

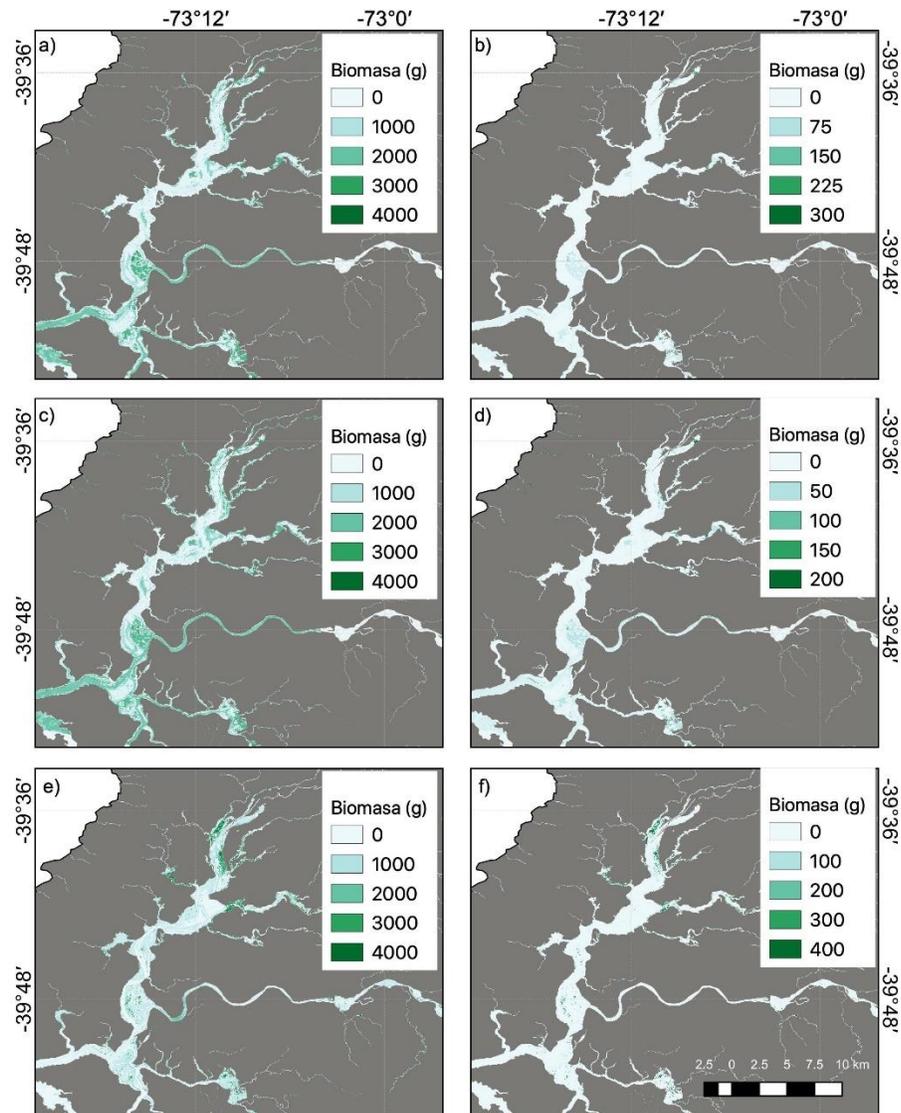


Figura 3.1.31. Distribución de biomasa de *Egeria densa* (g m⁻²) en base al mejor modelo ajustado mediante Random Forest y las capas SIG a 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Landsat 8 (a y b), Landsat 8 interpolados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 (e y f).

Los resultados obtenidos permitieron estimar la variación espacial en la biomasa en pie del luchecillo a lo largo del humedal del Rio Cruces. Se aprecia que las estimaciones en

base a datos transformados a escala logarítmica presentan un menor ajuste y tienden a proporcionar estimaciones de menor magnitud de biomasa.

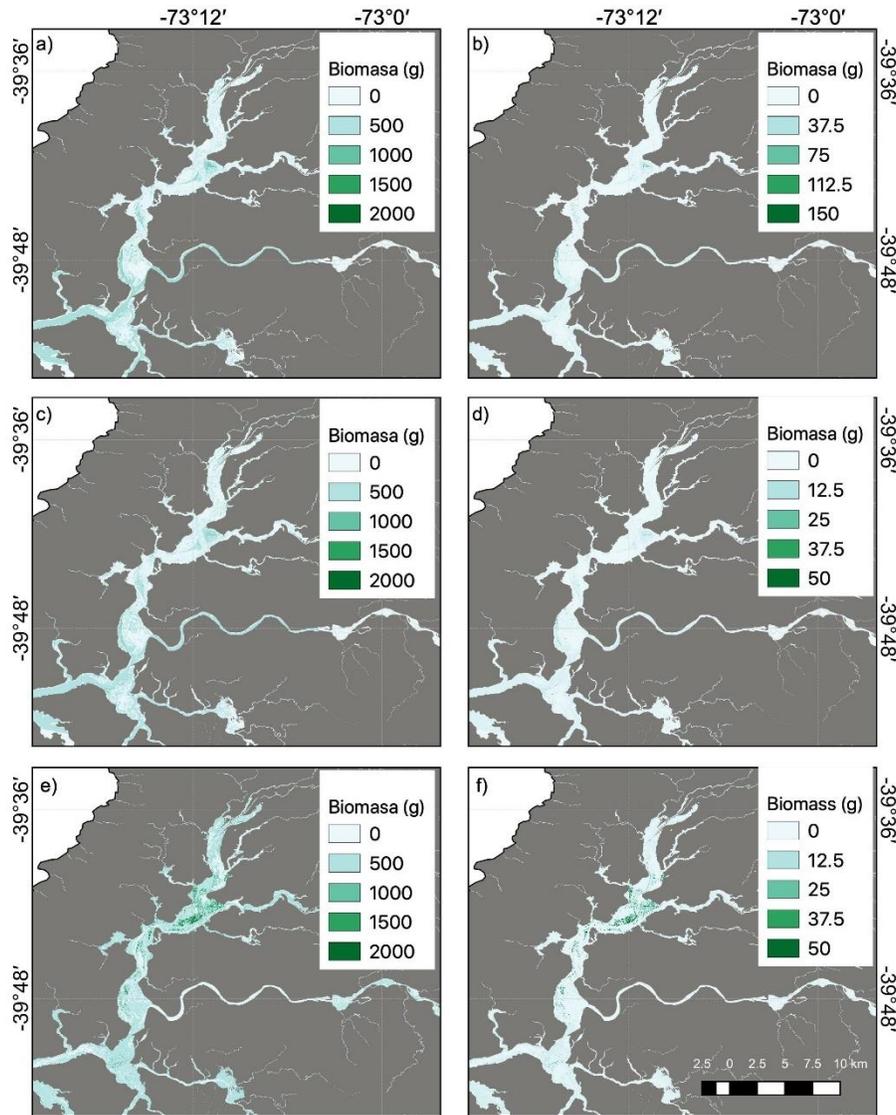


Figura 3.1.32. Distribución de biomasa de *Potamogeton lucens* (g m⁻²) en base al mejor modelo ajustado mediante Random Forest y las capas SIG a 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Landsat 8 (a y b), Landsat 8 interpolados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 (e y f).

En el caso del huiro verde, se aprecia la consistencia en las estimaciones que entregan los distintos sensores con diferentes resoluciones espaciales, observándose magnitudes mucho menores a lo estimado para el luchecillo.

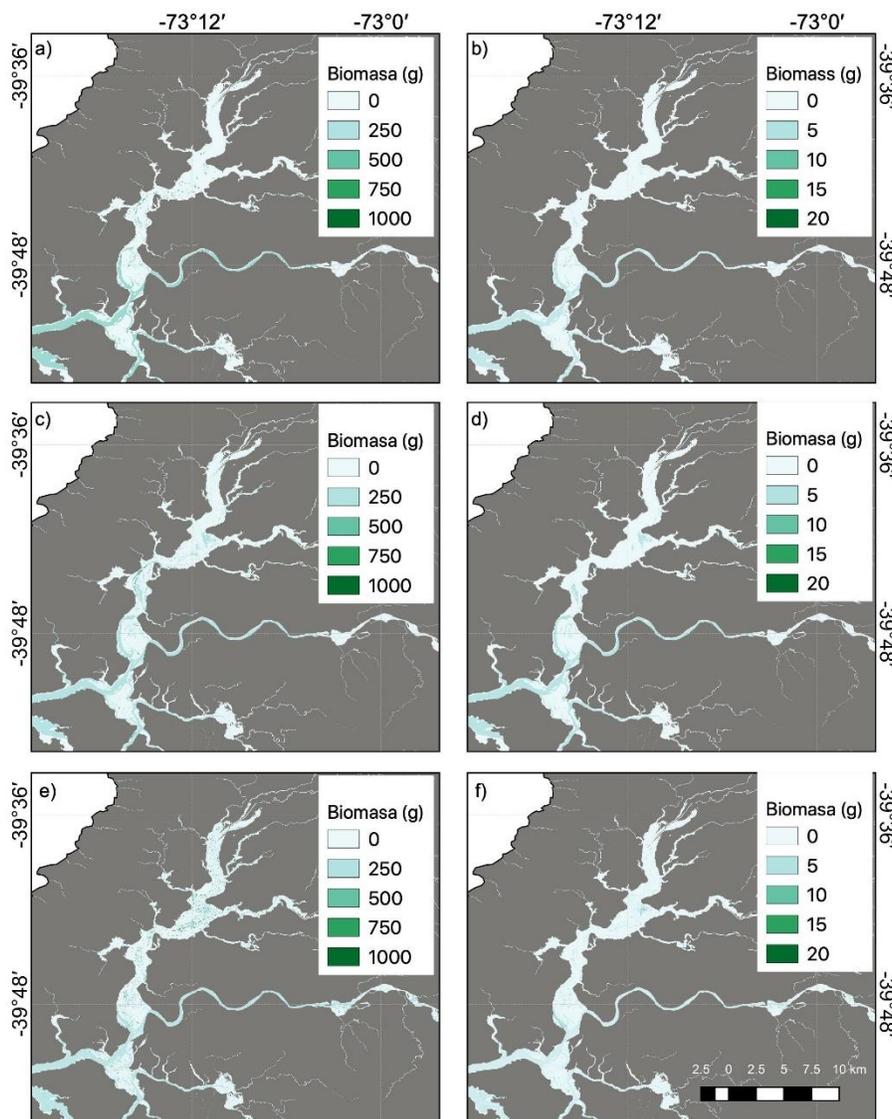


Figura 3.1.33. Distribución de biomasa de *Potamogeton pusillus* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante Random Forest y las capas SIG a 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Landsat 8 (a y b), Landsat 8 interpolados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 (e y f).

El huiro de agua presentó valores de biomasa mucho más bajos, con una distribución mucho más acotada. En particular se aprecia una predicción de distribución de esta macrófita hacia la sección de la desembocadura del humedal, lo que probablemente refleja un artefacto de extrapolación en base al modelo de distribución, que se sustenta en un número demasiado bajo de presencias.

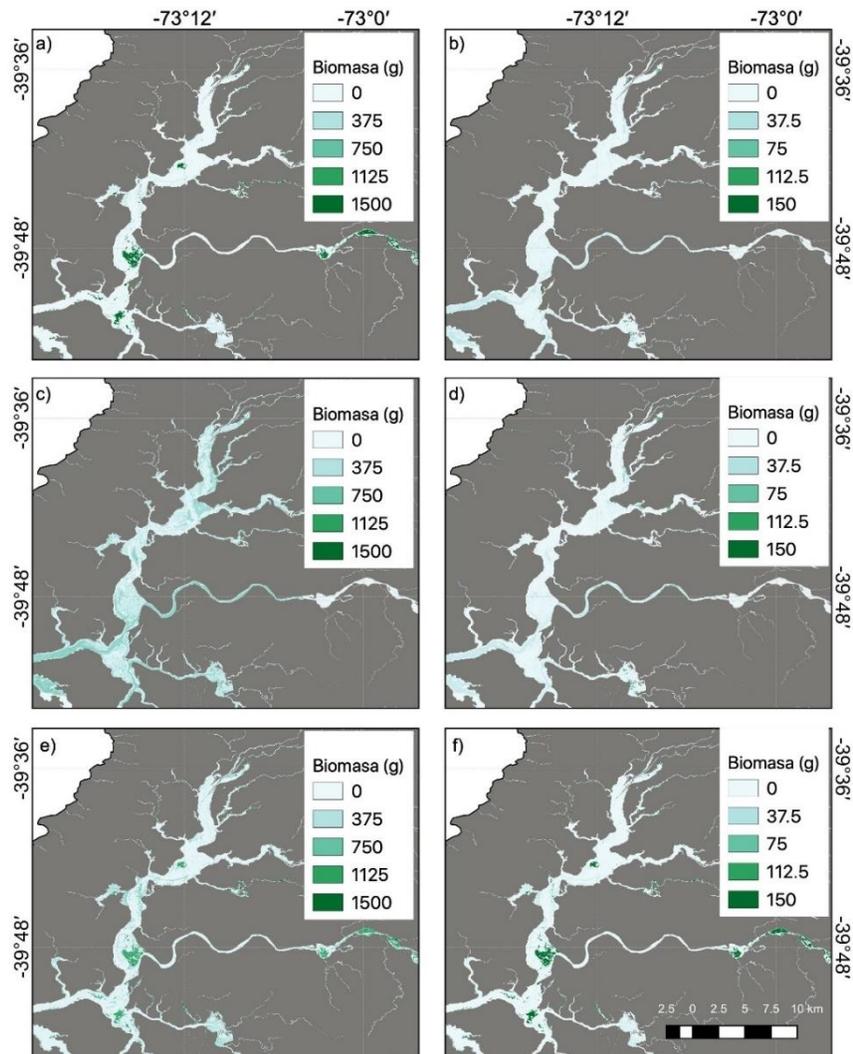


Figura 3.1.34. Distribución de biomasa de *Ludwigia peploides* (g m^{-2}) en base al mejor modelo ajustado mediante Random Forest y las capas SIG a 30 m. La Figura ilustra la biomasa del Luchecillo en celdas de color celeste claro a verde, con los valores más verdes señalando mayor cantidad de biomasa. En la columna izquierda se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala aritmética (Figuras a, c y e), mientras que en la columna derecha se ilustran los resultados obtenidos para los datos en escala logarítmica (Figuras b, d y f). Las filas muestran los resultados ajustados a los datos Landsat 8 (a y b), Landsat 8 interpolados a 15 metros (c y d) y Sentinel 2 (e y f).

Finalmente, las Figuras 3.1.34 a 3.1.38 ilustran la bondad de ajuste para las cuatro especies estudiadas, considerando las tres bases fuentes de imágenes satelitales (L8, L8 15m y S2) y las dos transformaciones empleadas: aritmética ($X=x$) y logarítmica ($X=\log(x+1)$).

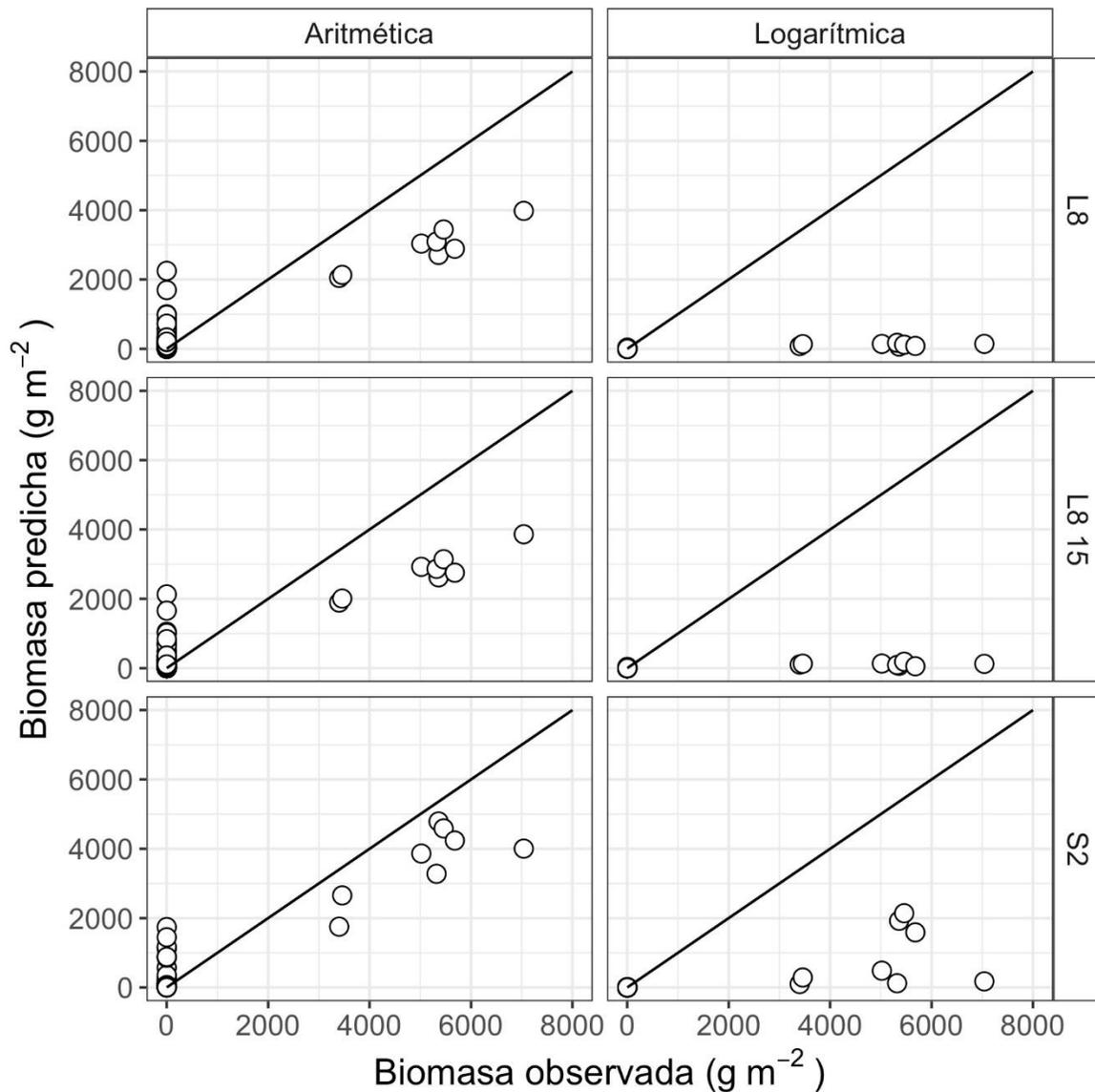


Figura 3.1.35. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Egeria densa* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Landsat 8 (a 30 y 15 m) y las capas SIG Sentinel 2 (a 10 m de resolución espacial) (círculos blancos). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning* Random Forest y datos en escala Aritmética (columna izquierda) y logarítmica (columna derecha). La línea continua ilustra la relación de igualdad. Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada.

Al examinar la bondad de ajuste para el Luchecillo, se evidencia que el mejor ajuste corresponde a aquel obtenido en base a la imagen de Sentinel 2, usando datos en escala aritmética

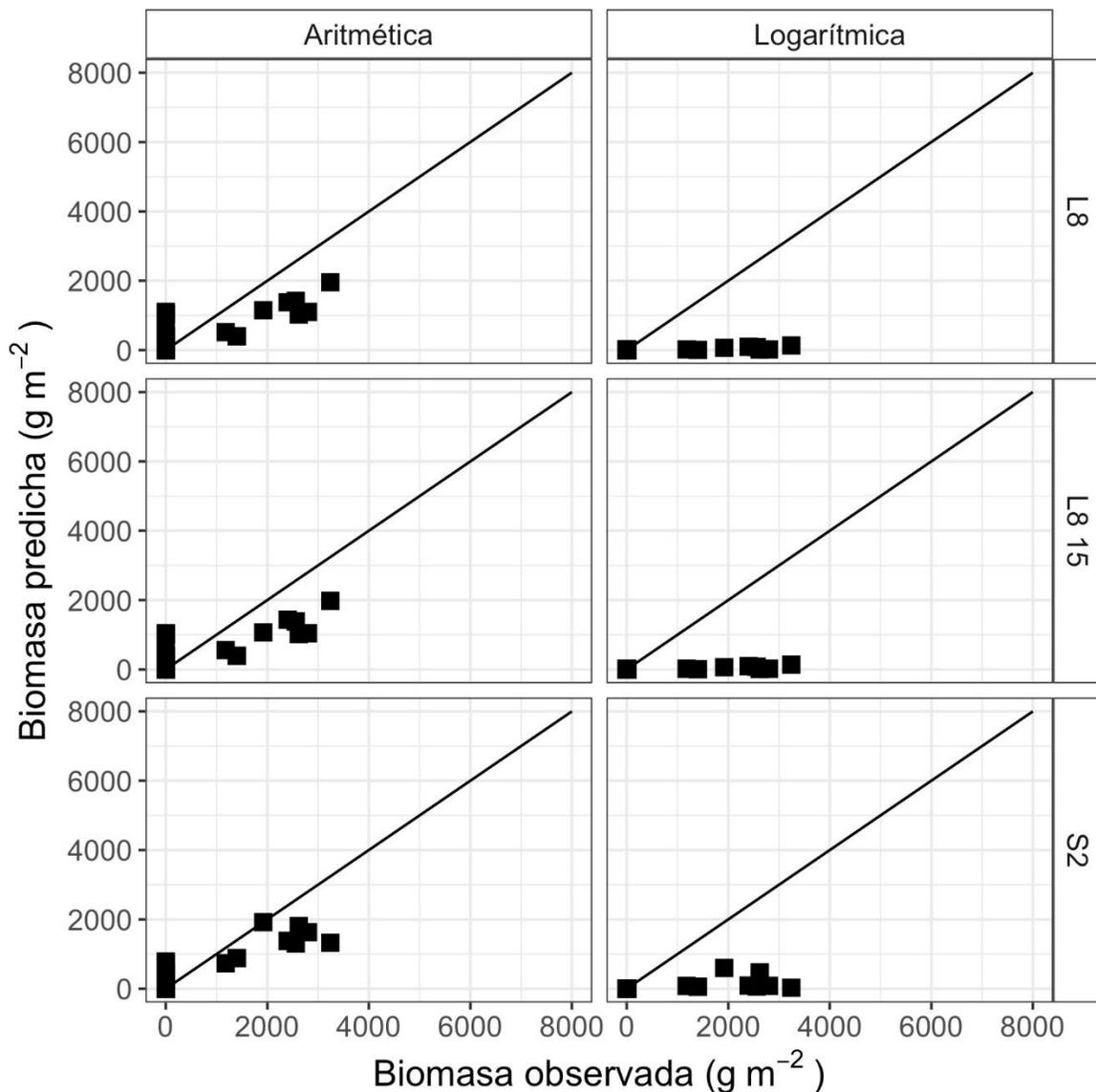


Figura 3.1.36. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Potamogeton lucens* (g m⁻²) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Landsat 8 (a 30 y 15 m) y las capas SIG Sentinel 2 (a 10 m de resolución espacial) (cuadrados negros). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning* Random Forest y datos en escala Aritmética (columna izquierda) y logarítmica (columna derecha). La línea continua ilustra la relación de igualdad. Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada.

Esto se repite para el Huiro verde, donde también el mejor ajuste corresponde a aquel obtenido en base a la imagen de Sentinel 2, usando datos en escala aritmética.

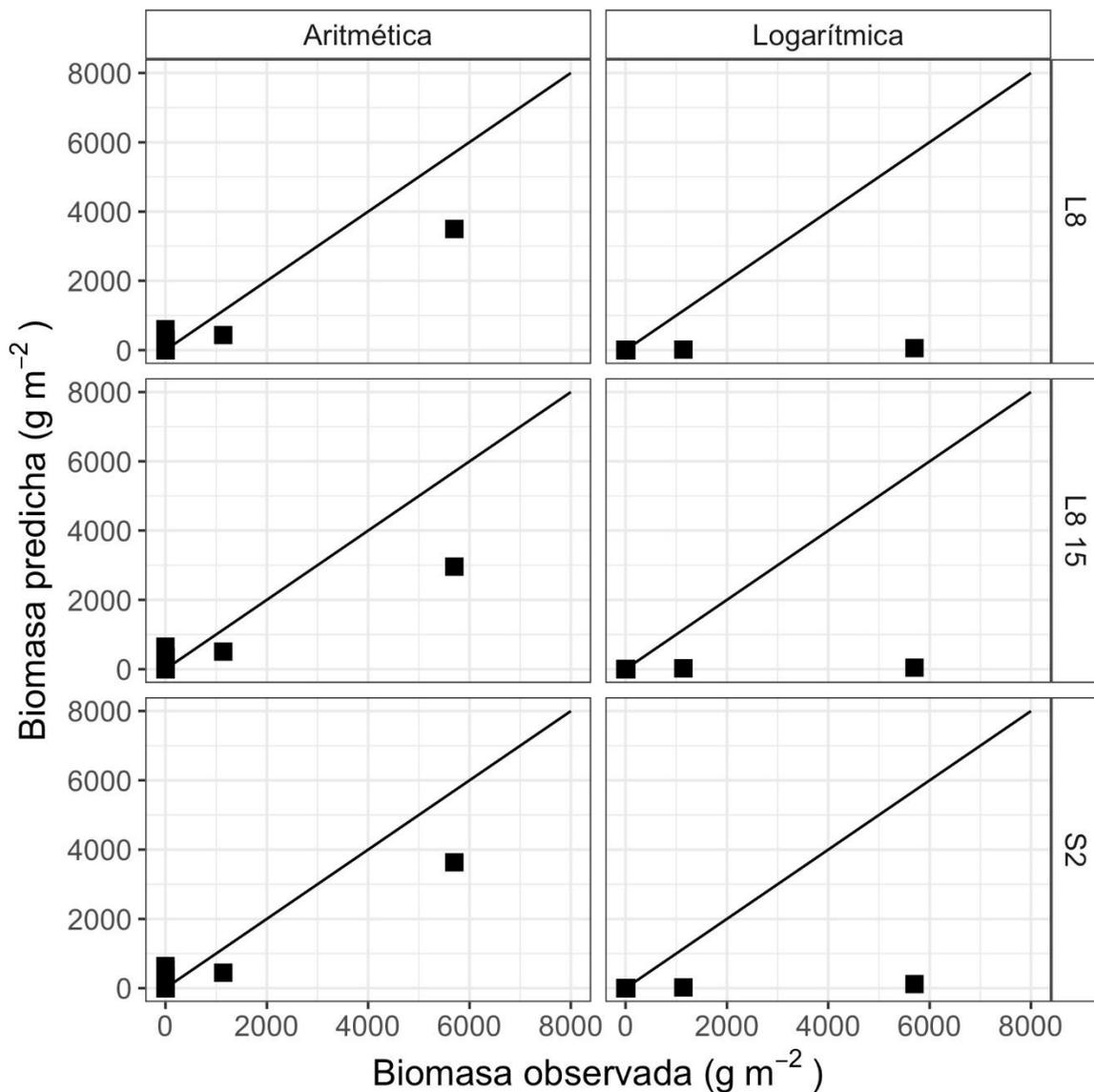


Figura 3.1.37. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Potamogeton pusillus* (g m⁻²) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Landsat 8 (a 30 y 15 m) y las capas SIG Sentinel 2 (a 10 m de resolución espacial) (cuadrados negros). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning* Random Forest y datos en escala Aritmética (columna izquierda) y logarítmica (columna derecha). La línea continua ilustra la relación de igualdad. Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada.

A su vez, en el caso del el Huiro de agua, las estimaciones presentan ajustes comparables para todas las imágenes y escalas de datos, reflejando la falta de un mayor tamaño muestral para obtener un mejor modelo para biomasa.

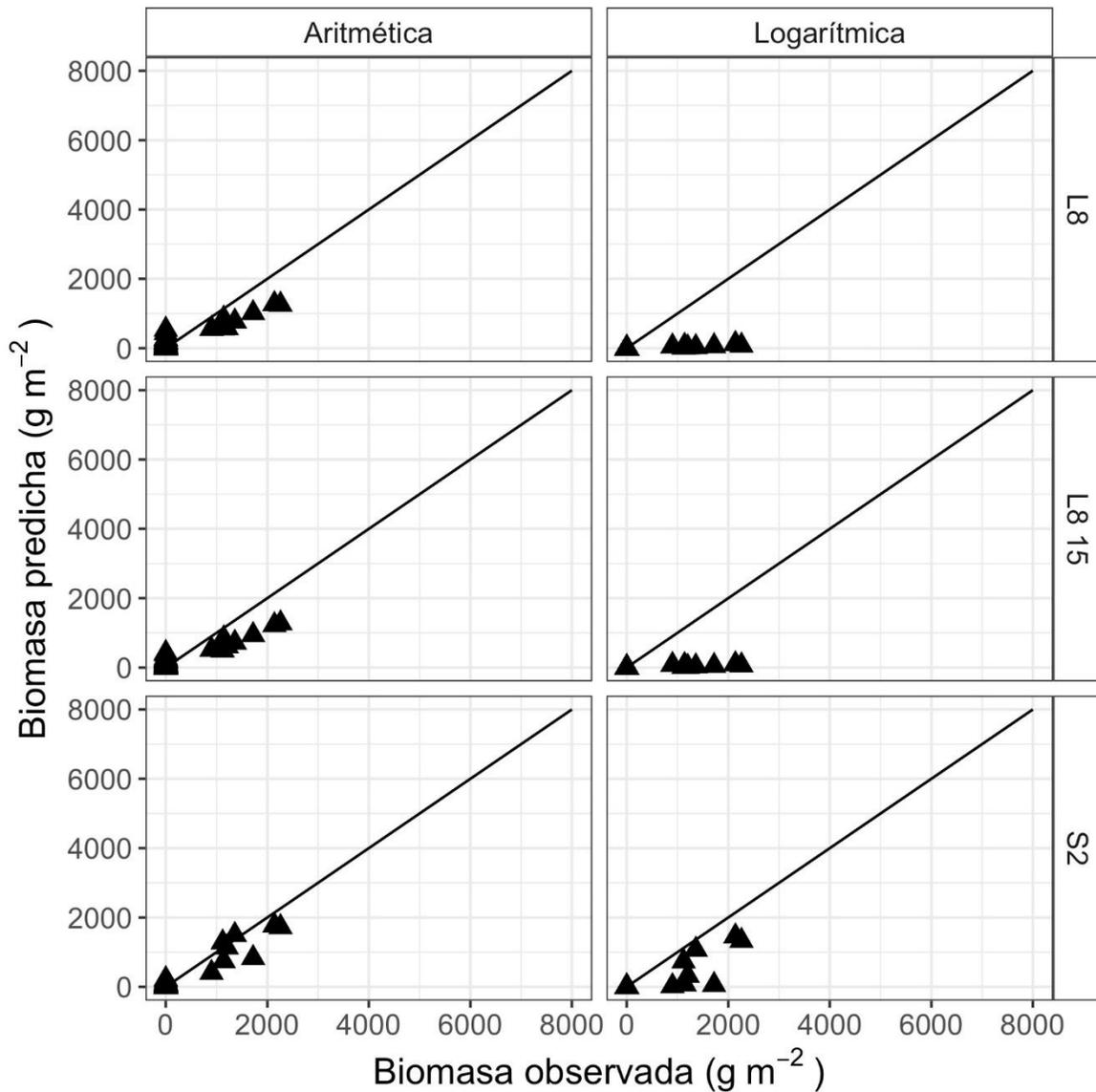


Figura 3.1.38. Bondad de ajuste de los valores ajustados de biomasa de *Ludwigia peploides* (g m^{-2}) para las distintas bases de datos. En las tres filas se ilustran las relaciones entre la biomasa predicha y la biomasa observada usando capas SIG Landsat 8 (a 30 y 15 m) y las capas SIG Sentinel 2 (a 10 m de resolución espacial) (triángulos negros). Todos los ajustes se realizaron mediante el algoritmo de *machine learning* Random Forest y datos en escala Aritmética (columna izquierda) y logarítmica (columna derecha). La línea continua ilustra la relación de igualdad. Se aprecia que las estimaciones en base a datos logarítmicos presentan una subestimación de la Biomasa observada.

Finalmente, en el caso del Clavito de agua, se observa nuevamente que el mejor ajuste se evidencia para el modelo calibrado en base a datos de Sentinel 2, en escala aritmética

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 fuentes de datos (L8, L8 15 y S2) y transformación de la biomasa (aritmética vs. Logarítmica). En la Tabla 3.1.10 se entregan como referencia las estimaciones disponibles en la literatura de la biomasa de Luchecillo en una diversidad de localidades.

Tabla 3.1.10. Variabilidad geográfica en la Biomasa en pie de Luchecillo. Se muestran los datos registrados en literatura y estudios previos para la biomasa en pie promedio de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis.

Localidad	Biomasa (g m ⁻²)	Referencia
Río Valdivia, Chile	374[15;721]	Hauenstein & Ramírez 1986
Las Flores, Luján, Argentina	7[0;34]	Feijoo et al. 1996
New South Wales, Australia	650 [180; 3000]	Roberts et al. 1999
Lake Blanca, Uruguay	170[-;-]	Mazzeo et al. 2003
Río 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]	

Los datos descritos en la Tabla 3.1.11 ilustran la amplia variabilidad geográfica de la biomasa en pie de Luchecillo.

Por otra parte, en la Tabla 3.1.11 se reporta la variación documentada en los monitoreos recientes de biomasa en pie de luchecillo, 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 3.1.11, los resultados obtenidos en el presente estudio abarcan un rango de biomásas mucho menor a lo estimado en el muestreo previo. A su vez, 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 estimación empleado se ha mantenido constante en las últimas tres 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 biomásas observadas y las predichas. La disminución en el valor medio de biomasa probablemente refleje la menor densidad de plantas en los parches estudiados, aunque no es posible descartar el efecto del tamaño muestral y el ámbito geográfico de los parches examinados. Sumado a 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. Por otra parte, el presente estudio permitió repetir la estimación de la biomasa de otras tres especies de macrófitas acuáticas: el Huiro verde, el Huiro de agua dulce y el Clavito de agua. La Tabla 3.1.12 entrega las estimaciones obtenidas para la biomasa en pie de estas macrófitas acuáticas, contrastando estos valores con las estimaciones obtenidas en el periodo de muestreo previo. Para estas especies también se observan disminuciones en el rango de biomásas observadas, lo que puede atribuirse tanto a la menor cantidad de réplicas de biomasa examinadas en este muestreo, así como a la menor cobertura de estas especies.

Tabla 3.1.11. Variación temporal en la Biomasa en pie de Luchecillo en el Humedal del Río Cruces. Se muestran los valores promedio estimado de peso seco por metro cuadrado de Luchecillo junto con el valor mínimo y máximo entre paréntesis. Para los resultados del presente estudio se reportan los valores medios para los mapas de biomasa en pie calculados para Landsat 8 y Landsat 8 interpolados, además de los obtenidos mediante Sentinel 2.

Monitoreo	Biomasa (g m ⁻²)	Sensor, Resolución y Escala
Humedal Río Cruces, Chile PMHRC Otoño 2017	1067[101;1517]	L8 30 m, aritmético
	1656[0;14213]	L8 30 m, aritmético
	549[0;13459]	L8 30 m, logarítmico
	665[0;11484]	L8 15 m, aritmético
Humedal Río Cruces, Chile	1681[0;13347]	L8 15 m, logarítmico
PMHRC Verano	3211[0;13240]	UAV 0.05 m, aritmético
2018-2019	2495[0;12795]	UAV 0.05 m, aritmético
	1844[0;14213]	Promedio, aritmético
	1575[0;13459]	Promedio, logarítmico
	1698[0;5212]	L8 30 m, aritmético
	471[0;4496]	L8 30 m, logarítmico
Humedal Río Cruces, Chile	1710[5;5160]	L8 15 m, aritmético
Verano	456[0;4372]	L8 15 m, logarítmico
2019-2020	971[341;2830]	S2 10 m, aritmético
	36[2;707]	S2 10 m, logarítmico
	1460[115;4401]	Promedio, aritmético
	321[1;3192]	Promedio, logarítmico
	828[0;3978]	L8 30 m, aritmético
	8[0;410]	L8 30 m, logarítmico
Humedal Río Cruces, Chile	968[0;3477]	L8 15 m, aritmético
Verano	11[0;355]	L8 15 m, logarítmico
2020-2021	562[0;4958]	S2 10 m, aritmético
(Este estudio)	26[0;2666]	S2 10 m, logarítmico
	786[0;4958]	Promedio, aritmético
	15[0;2666]	Promedio, logarítmico

Tabla 3.1.12. Variación en biomasa en pie para macrófitas acuáticas en el Humedal del Río Cruces. Se muestran los datos registrados en literatura y estudios previos para la biomasa en pie promedio de cada especie [mínimo; máximo]. Para los resultados del presente estudio se reportan los valores medios para los mapas de biomasa en pie calculados para Landsat 8 y Landsat 8 interpolados, además de los obtenidos mediante Sentinel 2. También se reporta la gran media para las tres escalas de resolución espacial.

Especie	Biomasa 2020 (g m ⁻²)	Biomasa 2021 (g m ⁻²)	Referencia
<i>Potamogeton lucens</i>			
	489[11;3205]	235[0;1957]	L8 30 m, aritmético
	17[0;2152]	2[0;133]	L8 30 m, logarítmico
	524[2;2985]	235[0;1295]	L8 15 m, aritmético
	13[0;1455]	2[0;58]	L8 15 m, logarítmico
	549[54;2763]	379[0;2154]	S2 10 m, aritmético
	6[0;84]	9[0;877]	S2 10 m, logarítmico
	520[22;2984]	283[0;2154]	Promedio, aritmético
	12[0;1230]	4[0;877]	Promedio, logarítmico
<i>Potamogeton pusillus</i>			
	760[2;2796]	84[0;3496]	L8 30 m, aritmético
	22[0;1316]	1[0;55]	L8 30 m, logarítmico
	822[0;3005]	78[0;1950]	L8 15 m, aritmético
	20[0;1573]	1[0;17]	L8 15 m, logarítmico
	1011[21;2035]	92[0;3633]	S2 10 m, aritmético
	12[0;52]	1[0;119]	S2 10 m, logarítmico
	864[8;1680]	85[0;3633]	Promedio, aritmético
	18[0;980]	1[0;119]	Promedio, logarítmico
<i>Ludwigia peploides</i>			
	638[0;3671]	297[0;1277]	L8 30 m, aritmético
	148[0;3162]	6[0;127]	L8 30 m, logarítmico
	588[0;3344]	264[0;1195]	L8 15 m, aritmético
	88[0;2552]	7[0;130]	L8 15 m, logarítmico
	671[225;3505]	194[0;1791]	S2 10 m, aritmético
	113[1;2639]	19[0;1486]	S2 10 m, logarítmico
	632[75;3506]	252[0;1791]	Promedio, aritmético
	116[0;2784]	11[0;1486]	Promedio, logarítmico

Finalmente, usando los valores medios obtenidos en las Tablas 3.1.11 y 3.1.12, es posible estimar la biomasa total contenida para las distintas especies de macrófitas acuáticas en el humedal del río cruces, delimitándolo en base a los límites del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. La Figura 3.1.39 resume las estimaciones de biomasa seca total en pie para las cuatro especies, considerando los pixeles ubicados dentro del Santuario de la Naturaleza y que cuentan con valores de biomasa mayores a cero, contrastando los valores obtenidos en el verano de 2020 (Fig. 3.1.39 a) con los observados en el verano de 2021 (Fig. 3.1.39 b). Para facilitar las comparaciones con los resultados previos y de literatura, se entregan los valores para el peso seco ex situ, tomando como factor de conversión el hecho que el Luchecillo tiene en promedio un 90% de agua, transformando los valores a toneladas métricas (10^6g) de peso seco. Se asume un factor de conversión equivalente para las especies restantes. En esta figura se aprecia que la distribución de biomasa cambió desde una distribución sesgada, con valores extremos que afectan o sesgan la estimación de la biomasa en pie (Figura 3.1.39 a), a una distribución mucho menos sesgada, con valores mucho más bajos para las cuatro especies estudiadas. Por ello, se procedió a estimar la tabla 10 resume las estimaciones de biomasa, considerando los pixeles ubicados dentro del Santuario de la Naturaleza y que cuentan con valores de biomasa mayores a cero. Por ello, para obtener una estimación global de la biomasa en pie presente para cada una de las cuatro especies en el humedal del río Cruces, se excluyeron los valores extremos, calculando los valores medios como indicador del valor esperado. Estos valores se resumen en la Tabla 3.1.13, que entrega para las cuatro 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.

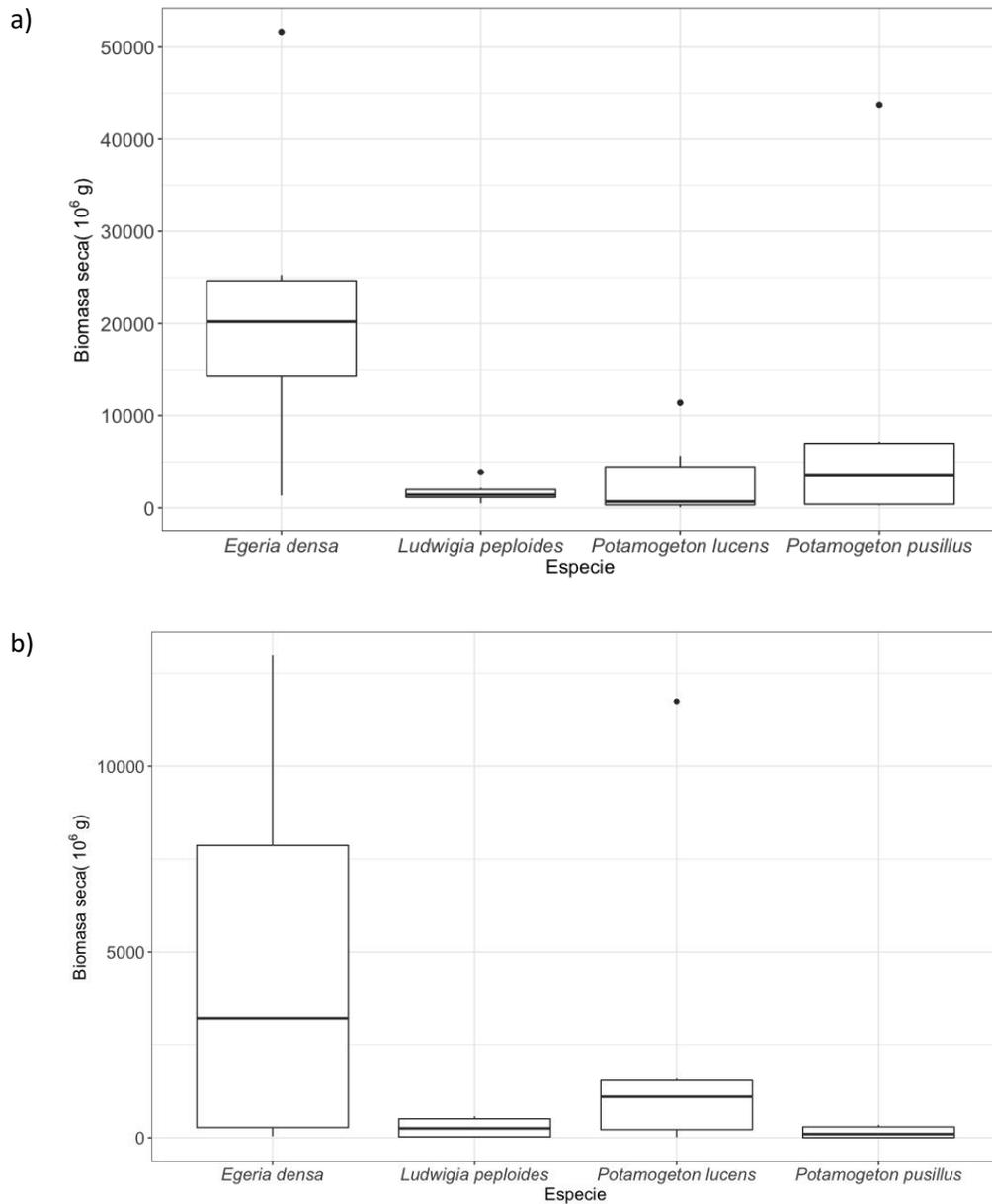


Figura 3.1.39. Variación entre especies en las estimaciones observadas de standing stock para Luchecillo, Clavito de agua, Huiro verde y Huiro de Agua dulce considerando las distintas bases de datos (L8, L8 a 15 m y S2) y las distintas transformaciones (aritmética y logarítmica). Para las cuatro especies se ilustra un diagrama de caja y bigotes, que representa en una caja los valores observados de los Percentiles 25 y 75, junto con el valor de la mediana, que se indica por una línea central. Se reportan los valores estimados para el verano de 2020 (a) y los valores estimados para el verano de 2021 (b). Las líneas verticales indican el rango abarcado por el mínimo y máximo. Se señalan los valores extremos u *outliers* con puntos negros.

Tabla 3.1.13. Estimación de la biomasa total de macrófitas acuáticas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Se reporta el valor promedio estimado, así como el intervalo de confianza de 95% y los valores mínimo y máximo obtenidos para cada una de las especies dentro del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter. Los valores de peso seco en toneladas métricas (10^6 g) se obtuvieron sumando las estimaciones obtenidas para todos los pixeles con estimación de biomasa. Se detallan los valores promedios \pm un error estándar para las dos estimaciones (Suma y Promedio) y para el total de las estimaciones.

Especie	Biomasa seca (10^6 g)		
	media	IC (95%)	[min;max]
Verano de 2020			
<i>Egeria densa</i>	16052.82	[3724; 24768]	[1342;25271]
<i>Potamogeton lucens</i>	1472.08	[109;4700]	[1077;5649]
<i>Potamogeton pusillus</i>	2955.64	[285;7030]	[273;7185]
<i>Ludwigia peploides</i>	1310.92	[1130;2023]	[490;2159]
Verano de 2021			
<i>Egeria densa</i>	4693	[0;8968]	[39;12981]
<i>Potamogeton lucens</i>	2595	[0;6221]	[14;11745]
<i>Potamogeton pusillus</i>	144	[0;276]	[1;343]
<i>Ludwigia peploides</i>	271	[0;490]	[5;577]

Al considerar las distintas estimaciones obtenidas (Tabla 3.1.13) se aprecia que el valor estimado de biomasa seca para el Luchecillo en el Santuario disminuyó desde 16052 a 4693 toneladas métricas de peso seco de luchecillo. Estos resultados subrayan los efectos de la alteración reciente en la cobertura de Luchecillo sobre la biomasa en pie de Luchecillo en el Santuario de la Naturaleza. Sin embargo, se requiere continuar el esfuerzo de monitoreo para determinar si este estimado se estabiliza, declina o aumenta durante el ciclo anual del presente año.

CONCLUSIONES

- Durante el periodo estival 2020-2021 se observaron cambios en la distribución espacial de las macrófitas acuáticas dominantes, particularmente para el caso de *Egeria densa* (Luchecillo) y *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce).
- Pese a la disminución en la cantidad de presencias utilizadas para calibrar y entrenar el modelo, se observó un buen desempeño en la calidad de ajuste de los datos. Sin embargo, dos excepciones importantes las constituyen *Potamogeton pusillus* (Huiro de agua dulce) y *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua): observándose una reducción importante de la distribución del Huiro de agua dulce y ausencia de la Flecha de agua en el HRC. La reducción del *P. pusillus* (Huiro de agua dulce) podría ser el reflejo de interacciones competitivas o bien la presencia de barreras a su distribución espacial en el humedal. Actualmente, *Potamogeton lucens* (Huiro verde) presenta una mayor distribución y abundancia, mientras que el Huiro de agua dulce presenta menores abundancias. Dada la importancia de ambas especies como potencial elemento de la dieta de los cisnes de cuello negro, es importante continuar el estudio de la variación en distribución y biomasa en pie de ambas especies.
- Se ha observado que la Flecha de Agua ha disminuido su distribución espacial en el área hasta estar prácticamente ausente del humedal; también se ha constatado que *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) ha aumentado de forma paulatina su distribución espacial en el área. Ello refuerza la conclusión de que la composición de las macrófitas acuáticas no se encuentra en equilibrio en el humedal, y que existe potencial para que las interacciones bióticas como competencia intra e interespecíficas resulten en variaciones estocásticas en la distribución y abundancia de estas especies. Sin embargo, el estudio de la variación interanual, así como la estimación en estudio previo de la variación intra anual, indica que la distribución y cobertura de las especies de macrófitas acuáticas es un atributo dinámico, sujeto a cambios que pueden ser de escala estacional. Por ello, el estudio acabado de las

interacciones entre especies y su forzamiento por cambios ambientales requiere diseños y estudios de campo que complementen la información recabada mediante sensores remotos.

- En el caso de *Schoenoplectus californicus* (Tatora), esta especie ha pasado de presentar una amplia distribución espacial en el humedal, la que se caracteriza por ser heterogénea y parchosa a presentar importantes sectores con cambio en la calidad de las plantas. Estos cambios pueden reflejar tanto variaciones ambientales en el curso de agua, como un eventual forzamiento asociado al ciclo tectónico y mareal en el humedal. Esto es particularmente relevante, dado el patrón de distribución más parchoso y ribereño de la Tatora, lo que puede reflejar con mayor rapidez los efectos de cambios ambientales sobre sectores asociados a las riberas o sectores de profundidades someras.
- El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios se caracterizan por una variación dinámica de la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas, contrastando con escenarios de años anteriores donde se observó una importante cubierta de macrófitas acuáticas en el área, particularmente de Luchecillo. En este contexto, el hecho más notable de los resultados obtenidos es la drástica disminución en la cobertura y biomasa de Luchecillo en el HRC. Esta disminución podría argumentarse como producto de un esfuerzo de pastoreo excesivo, que supere la capacidad de renovación de la planta, o bien producto de cambios en condiciones ambientales abióticas que resulten en una pérdida de la idoneidad de hábitat en el HRC.
- Estudios recientes proveen evidencia que sugiere que el control de factores abióticos puede dar cuenta de la variación como la observada en el Humedal. Se ha sugerido que el desempeño morfológico del luchecillo responde principalmente al control por parte de múltiples factores abióticos, más que a la presión de pastoreo por parte de herbívoros (Silveira *et al.* 2018). Es así como esta evaluación, realizada en ecosistemas dulceacuícolas nativos (Francia) así como en el rango introducido (Brasil) muestra que la variación en rasgos morfológicos como la longitud total de la planta, el número de tallos laterales, el área foliar, el número de raíces y el peso

seco entre otras, se asocia principalmente a la variación en gradientes ambientales, y no con la presión de herbivoría, caracterizada mediante el porcentaje de plantas ramoneadas por herbívoros. Estos resultados apoyan la hipótesis alternativa de que la variación observada en el HRC obedece a cambios ambientales.

- De igual forma, un estudio sobre la preferencia de hábitat del luchecillo en ecosistemas dulceacuícolas de Japón demuestra que la distribución y desempeño fisiológico de *Egeria densa* responden a la interacción de múltiples estresores abióticos (Asaeda et al. 2020). Así, factores como la profundidad del lecho fluvial, la temperatura y velocidad de flujo del agua, y la disponibilidad de radiación solar son determinantes para el éxito de plantas individuales (Asaeda et al. 2020). Por ende, cabe esperar que cualquier alteración en la dinámica del cauce fluvial que altere dichos factores tiene el potencial de alterar significativamente la disponibilidad de hábitat para el Luchecillo.

- Los resultados del presente estudio, así como los análisis realizados a raíz de la variación en cobertura de Luchecillo indican que la distribución y cobertura de las macrófitas acuáticas del Humedal del Río Cruces presenta escalas de variación tanto estacionales como interanuales. Por ende, 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-Sharpener 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., & Ribaud, 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 numbers 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., Thiébaud, 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.

3.2. 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 2014-2020, 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 los meses de abril & mayo y octubre & noviembre del período comprendido entre los años 2014 y 2020, se realizaron los muestreos destinados a recolectar especímenes de peces correspondientes a las campañas de otoño y primavera de los Programas de Diagnóstico (2014), Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2019) y el Programa de Monitoreo Ambiental Actualizado del HRC (2020-2023). Durante este último Programa los muestreos fueron realizados en cinco estaciones: Ciruelos, Rucaco y Punucapa (eje central del río Cruces), río Pichoy (río tributario del HRC) y río Calle Calle (estación no considerada en la propuesta final) (Fig. 3.2.1).

Para la recolección de los peces, se realizaron transectos de muestreo de 15 m de largo en cuatro secciones de las riberas seleccionadas aleatoriamente; el tiempo de trabajo en cada sección fue de 10 minutos aproximadamente y a una profundidad inferior a un metro. Las capturas se realizaron con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500. Posterior a la captura, los peces recolectados fueron guardados en bolsas Ziploc y llevados al laboratorio para luego realizar la identificación taxonómica y recuento de los mismos y la medición de los tamaños corporales de los puyes. Durante la primavera del año 2018 y otoño del año 2019, no se pudo utilizar el equipo de pesca eléctrica en las estaciones de Cayumapu y Punucapa, debido a que los valores de conductividad del agua en las mismas fueron muy altos para su uso. A su vez, durante el otoño del año 2020 no se realizaron los muestreos correspondientes a las estaciones Punucapa y Pichoy debido a problemas logísticos, producto de la pandemia.

Análisis taxonómicos

La identificación taxonómica de los peces capturados se realizó en base a su morfología externa, considerando los estudios de Arratia (1981, 1987), Campos (1982, 1984), Campos & Gavilán (1996), Campos *et al.*, (1993), Dyer (1997), Pequeño (1981), Ruiz & Marchant (2004).

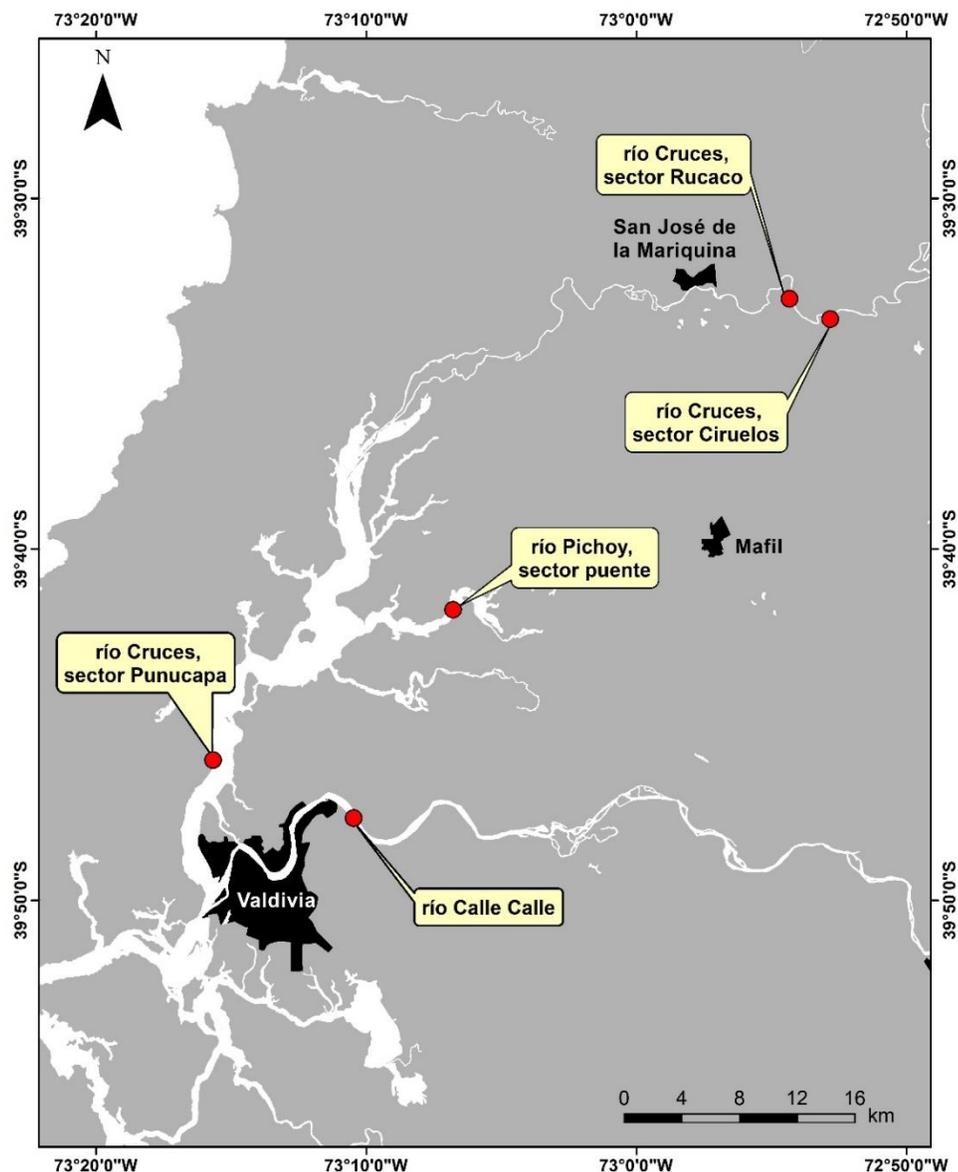


Figura 3.2.1. Ubicación de las estaciones de muestreo seleccionadas para los estudios de la ictiofauna ribereña del área de estudio.

Estimaciones de abundancias

Los datos de abundancia fueron promediados para realizar análisis de estructura comunitaria de la ictiofauna. Se estimaron, además, las abundancias de las dos especies más representativas de las riberas del área de estudio: *Galaxias maculatus* o Puye y *Gambusia affinis* o Gambusia.

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. 3.2.2).

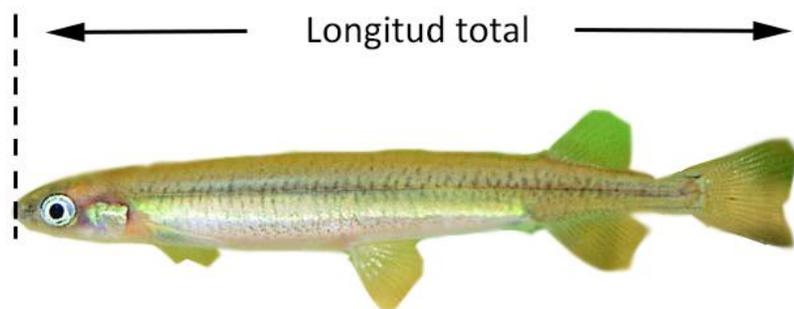


Figura 3.2.2. Mediciones de longitud total realizadas en los especímenes de peces recolectados en este estudio. Estas se indican sobre el esquema del Puye (*Galaxias maculatus*).

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 estación). 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 así 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 2020 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 2014-2020 en Ciruelos y Rucaco; y ii) comparación de datos recolectados durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017 y 2020 en Punucapa (eje central del río Cruces). Los análisis comparativos se realizaron mediante uso de Regresiones para observar tendencias en el tiempo.

RESULTADOS

3.2.1. ESTRUCTURA COMUNITARIA Y TAMAÑOS CORPORALES DE PUYES

Composición taxonómica de la ictiofauna de las riberas

La Tabla 3.2.1 muestra el número de especies de peces recolectados durante las campañas de otoño y primavera del período 2014- 2020, correspondiente a los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC.

En total se recolectaron doce especies de peces (siete nativas y cinco introducidas) durante todo el período de estudio. El Puye, la Gambusia y la Lamprea de bolsa, fueron las especies con las mayores frecuencias de aparición en los muestreos ($n=14$), a la vez que la Tenca y la Carpa fueron los peces con menor representación en estos muestreos ($n=1$) (Tabla 3.2.1). En general, se observó mayor riqueza de especies durante las campañas de otoño: 7 vs. 5, 10 vs. 7, 10 vs. 8 y 8 vs. 7 especies durante los otoños y primaveras de los años 2014, 2015, 2016 y 2018, respectivamente) (Tabla 3.2.1). Se observó también que, durante el año 2019 el número de especies fue similar entre ambas temporadas y, durante el actual periodo de estudio (2020), disminuyó el número de especies en primavera con respecto al otoño (6 y 8 especies, respectivamente) (Tabla 3.2.1). Sin embargo, tal tendencia no tiene significancia estadística ($p>0,05$).

Abundancia de la ictiofauna de las riberas

La Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.3 muestran la abundancia total de los peces recolectados en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (*cf.* Fig. 3.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2020. Además, se presentan las abundancias de los dos peces más comunes (en cuanto a presencia y abundancia) en las riberas del área de estudio: el Puye (*Galaxias maculatus*) y la Gambusia (*Gambusia affinis*). Antes de cualquier comparación, se hace hincapié en la gran variabilidad (*i.e.* desviación estándar) en los valores de abundancia intra-sitios *i.e.*, entre muestras o secciones de muestro.

Durante el período de estudio (2014-2020), los valores más altos y más bajos de abundancias totales promedio de peces, se registraron en Ciruelos ($43,5 \pm 20,0$ especímenes) y Calle Calle ($11,2 \pm 6,6$ especímenes), respectivamente (*cf.* Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.3). Por otra parte, se observó que en general, las abundancias generales de los peces fueron más altas durante los muestreos de otoño (*cf.* Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.3).

Tabla 3.2.2. Abundancia total de la ictiofauna, abundancia de *Galaxias maculatus* (Puye) y *Gambusia affinis* (Gambusia) en el área de estudio, durante el período 2014-2020. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis. SD= sin datos (ver Material y Métodos).

río Cruces	fecha	abundancia total	<i>G. maculatus</i>	<i>G. affinis</i>
Eje central del río Cruces (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	22,3 (12,7)	9,7 (4,9)	7,7 (0,6)
	primavera 2014	71,0 (56,2)	61,3 (50,5)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	55,5 (27,1)	48,5 (21,0)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	28,3 (14,1)	22,0 (15,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2016	75,8 (21,8)	63,8 (22,2)	0,0 (0,0)
	primavera 2016	29,8 (19,4)	21,3 (16,4)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	42,5 (17,2)	30,3 (20,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2017	19,5 (5,2)	12,5 (7,8)	0,0 (0,0)
	otoño 2018	67,0 (46,8)	55,3 (41,7)	0,0 (0,0)
	primavera 2018	29,3 (16,6)	14,5 (12,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2019	68,3 (54,1)	57,8 (54,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2019	35,5 (30,9)	24,5 (27,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2020	23,5 (9,8)	18,8 (5,1)	0,0 (0,0)
	primavera 2020	43,5 (46,5)	22,8 (24,0)	0,0 (0,0)
sector Rucaco	otoño 2014	18,0 (8,9)	14,3 (8,1)	2,7 (0,6)
	primavera 2014	10,0 (4,4)	9,0 (4,4)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	24,3 (10,1)	17,3 (11,9)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	28,0 (18,1)	19,3 (14,5)	0,0 (0,0)
	otoño 2016	45,5 (13,0)	32,5 (11,0)	0,0 (0,0)
	primavera 2016	19,8 (19,6)	16,5 (20,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	31,0 (5,6)	16,0 (14,3)	0,0 (0,0)
	primavera 2017	21,5 (14,8)	13,3 (8,1)	1,8 (2,9)
	otoño 2018	77,8 (22,8)	62,3 (17,3)	0,0 (0,0)
	primavera 2018	33,3 (8,2)	16,5 (8,9)	0,0 (0,0)
	otoño 2019	51,8 (17,5)	27,8 (6,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2019	33,5 (15,3)	26,0 (16,1)	0,0 (0,0)
	otoño 2020	41,5 (15,1)	37,5 (11,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2020	24,0 (17,6)	6,5 (4,4)	0,0 (0,0)
Eje central del río Cruces (sector estuarial) sector Punucapa	otoño 2014	21,7 (2,5)	20,7 (2,3)	0,3 (0,6)
	primavera 2014	21,7 (6,4)	17,0 (10,5)	2,0 (3,5)
	otoño 2015	4,0 (3,6)	3,0 (2,4)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	8,5 (6,0)	4,8 (3,9)	2,8 (4,9)
	otoño 2016	13,5 (10,5)	5,5 (3,3)	7,3 (11,4)
	primavera 2016	35,3 (40,9)	12,8 (5,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	3,3 (3,3)	0,5 (0,6)	2,3 (3,3)
primavera 2017	11,8 (5,6)	10,3 (4,5)	0,8 (1,5)	

Continuación Tabla 3.2.2.	fecha	abundancia total	<i>G. maculatus</i>	<i>G. affinis</i>
	otoño 2018	55,3 (31,4)	55,0(30,9)	0,3 (0,5)
	primavera 2018	SD	SD	SD
	otoño 2019	SD	SD	SD
	primavera 2019	7,0 (8,2)	5,0 (4,3)	0,0,(0,0)
	otoño 2020	SD	SD	SD
	primavera 2020	16,8 (17,9)	16,0 (17,8)	0,0 (0,0)
río tributario del HRC	otoño 2014	31,0 (4,0)	11,3 (3,8)	19,0 (2,0)
río Pichoy	primavera 2014	10,0 (6,1)	10,0 (6,1)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	28,3 (24,9)	5,8 (4,1)	17,8 (26,3)
	primavera 2015	11,8 (6,8)	2,5 (5,0)	2,0 (4,0)
	otoño 2016	32,5 (16,8)	3,5 (7,0)	24,8 (13,3)
	primavera 2016	13,8 (23,6)	0,0 (0,0)	2,5 (4,4)
	otoño 2017	43,5 (9,7)	7,3 (5,3)	33,5 (12,7)
	primavera 2017	18,8 (14,7)	4,0 (4,2)	8,0 (12,7)
	otoño 2018	22,3 (8,3)	4,0 (1,2)	14,0 (3,5)
	primavera 2018	18,8 (15,7)	7,5 (12,4)	4,0 (5,4)
	otoño 2019	17,5 (10,4)	6,8 (1,3)	10,3 (9,5)
	primavera 2019	37,5 (23,2)	24,3 (20,4)	3,5 (2,6)
	otoño 2020	SD	SD	SD
	primavera 2020	12,0 (6,0)	6,0 (3,9)	4,5 (3,4)
Fuera del HRC	otoño 2014	7,0 (7,9)	4,7 (4,7)	0,3 (0,6)
y sus ríos tributarios	primavera 2014	22,0 (9,2)	22,0 (6,1)	0,0 (0,0)
rio Calle Calle	otoño 2015	17,0 (9,8)	12,5 (7,6)	2,0 (3,4)
	primavera 2015	8,3 (4,1)	7,5 (4,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2016	19,0 (12,6)	13,8 (8,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2016	15,8 (6,9)	9,5 (6,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2017	3,3 (1,7)	1,3 (1,3)	0,8 (1,0)
	primavera 2017	6,5 (6,9)	2,8 (4,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2018	13,0 (1,4)	10,0 (3,6)	0,0 (0,0)
	primavera 2018	2,5 (2,4)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
	otoño 2019	18,0 (11,4)	16,3 (11,5)	0,0 (0,0)
	primavera 2019	10 (4,7)	5,3 (4,8)	0,0 (0,0)
	otoño 2020	13,0 (15,5)	11,0 (16,2)	0,0 (0,0)
	primavera 2020	1,5 (1,7)	1,5 (1,7)	0,0 (0,0)

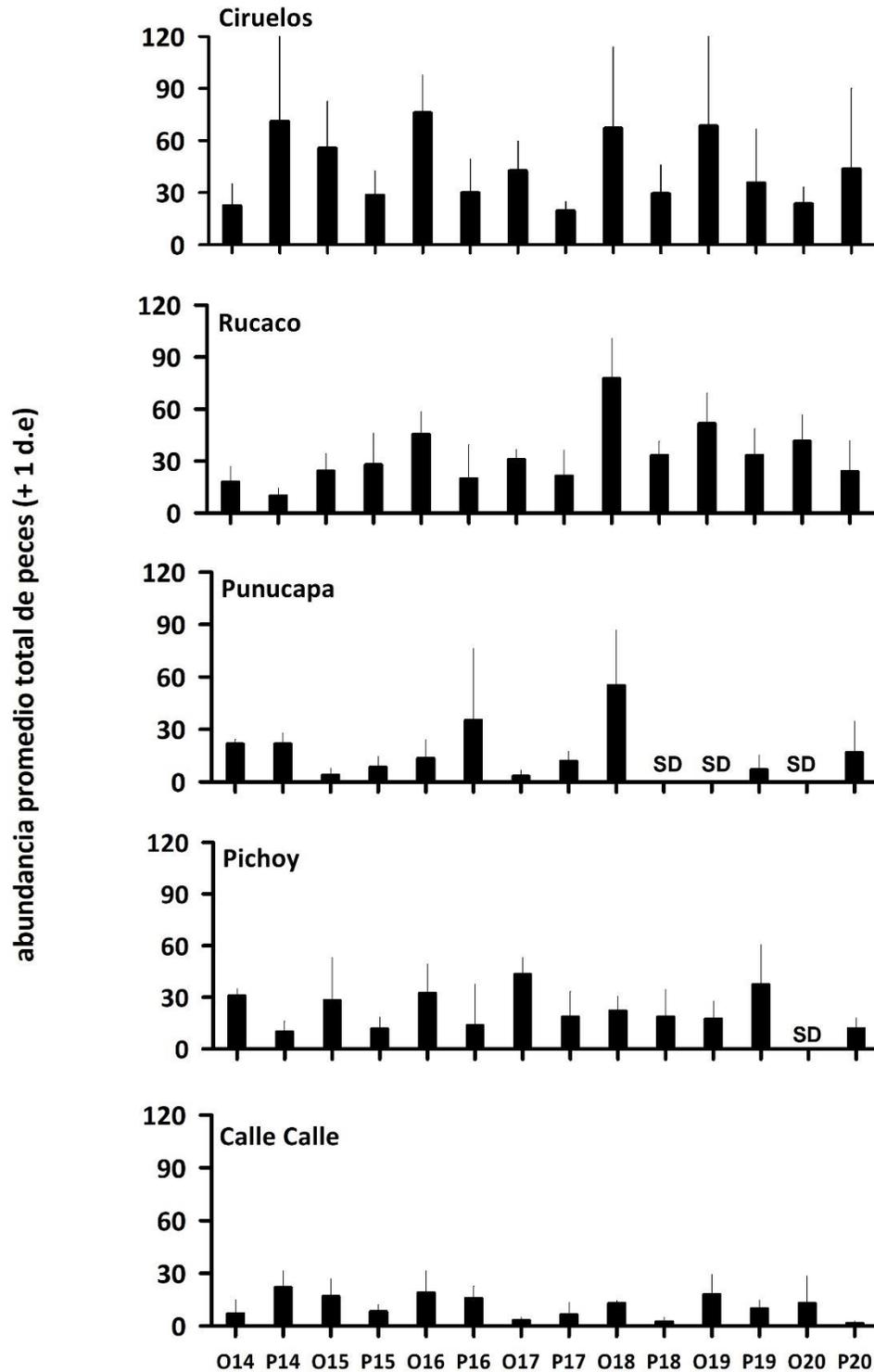


Figura 3.2.3. Abundancia promedio total de peces durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2020. Los valores son promedios más 1 desviación estándar. SD= sin datos.

Abundancias de *Galaxias maculatus* (Puye)

La Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.4, muestran la abundancia promedio del Puye en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (cf. Fig. 3.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2020.

Las abundancias promedio más altas de puyes, se registraron en Ciruelos (~33 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en los ríos Calle Calle y Pichoy (~8 y ~7 especímenes, respectivamente) (cf. Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.4). Durante el período 2014-2020, la abundancia promedio de puyes se mantuvo estable con variabilidad estacional e interanual en todas las estaciones de muestreo.

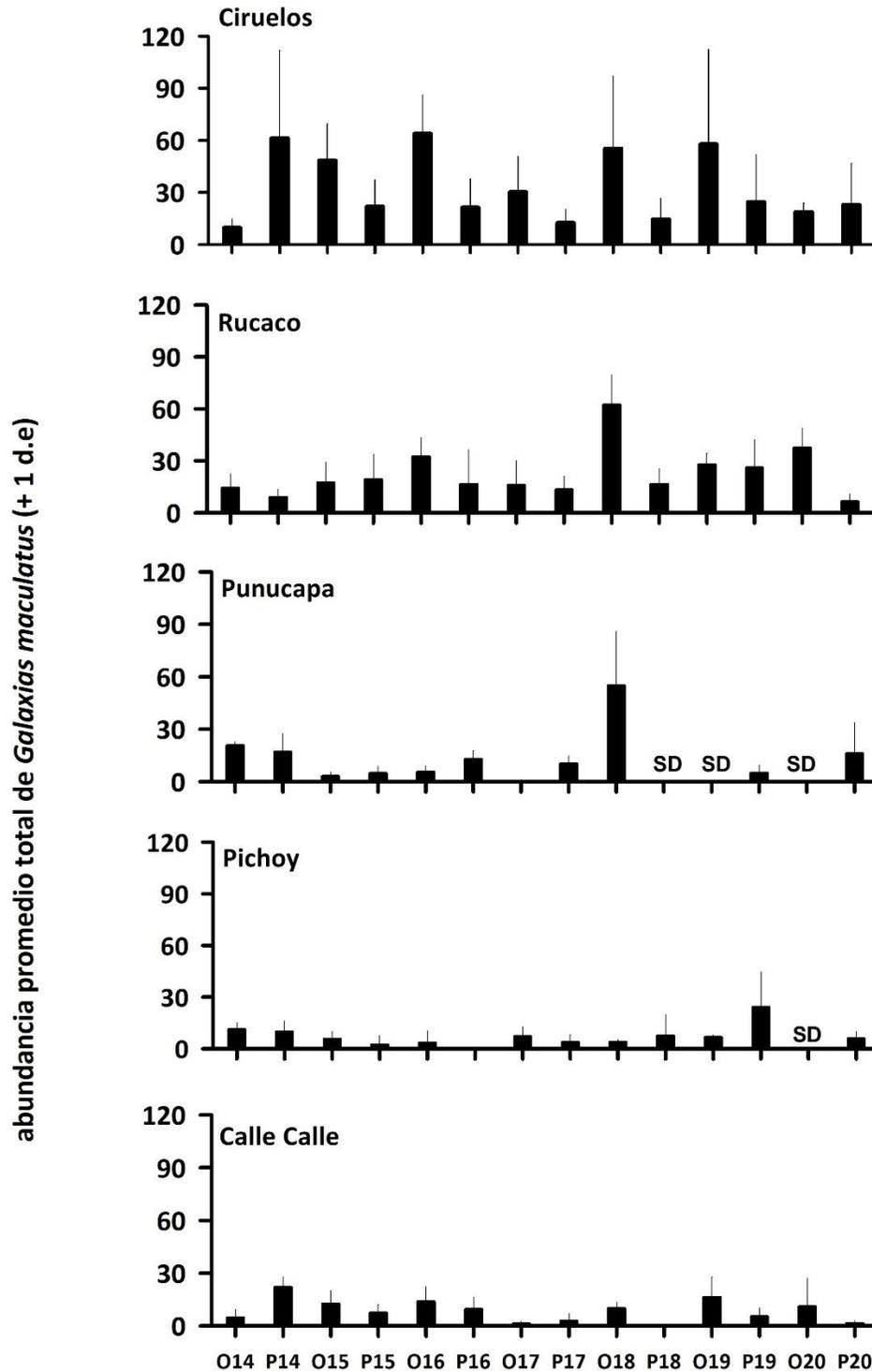


Figura 3.2.4. Abundancia promedio total de *Galaxias maculatus* (Puye) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2020. Los valores son promedios más 1 desviación estándar. SD= sin datos.

Abundancias de *Gambusia affinis* (Gambusia)

La Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.5, muestran la abundancia promedio de la Gambusia en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (cf. Fig. 3.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2020.

Las abundancias promedio más altas de gambusias, se registraron en el río Pichoy (~11 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en Ciruelos, Rucaco y Calle Calle (< 1 individuo en cada una de esas estaciones) (cf. Tabla 3.2.2 y Figura 3.2.5). No se detectó variación inter-anual significativa ($p>0,05$) en las abundancias de este pez en el área de estudio.

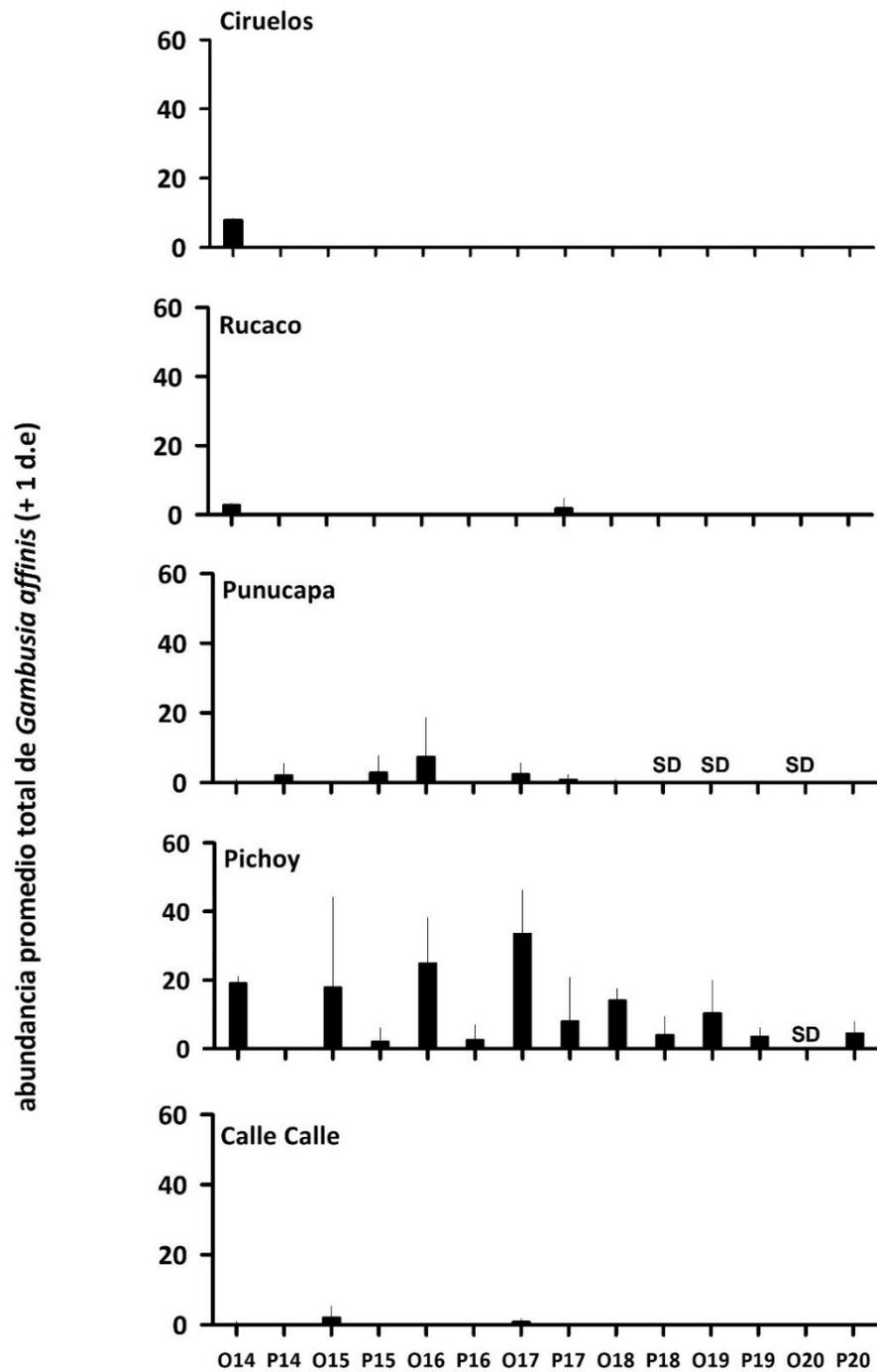


Figura 3.2.5. Abundancia promedio total de *Gambusia affinis* (*Gambusia*) durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2020. Los valores son promedios más 1 desviación estándar. SD= sin datos.

Riqueza de especies de la ictiofauna en las riberas del HRC

La Tabla 3.2.3 y Figura 3.2.6 muestran los valores de riqueza de especies en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal) (cf. Fig. 3.2.1), durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2020.

Los valores promedio más altos de riqueza de especies ocurrieron en Ciruelos y Rucaco (~ 3, especies, en ambas estaciones), a la vez que los valores más bajos se detectaron en Punucapa y Calle Calle (~ 2 especies en cada una de estas estaciones) (Tabla 3.2.3 y Figura 3.2.6). Aun cuando la riqueza de especies de Punucapa mostró una disminución temporal durante el período 2014-2020, esta no presentó significancia estadística ($p > 0,05$) (Fig. 3.2.6).

Tabla 3.2.3. Valores promedio del número de especies (n) durante las campañas otoñales y primaverales del período 2014-2020. Los valores son promedios más desviación estándar en paréntesis. n= número de especie, SD = sin datos (ver Material y Métodos).

	fecha	número de especies
Eje central del río Cruces (sector límnic) sector Ciruelos	otoño 2014	3,0 (1,7)
	primavera 2014	3,0 (0,5)
	otoño 2015	2,8 (1,7)
	primavera 2015	2,5 (0,6)
	otoño 2016	3,8 (0,5)
	primavera 2016	3,0 (0,8)
	otoño 2017	3,3 (0,5)
	primavera 2017	3,0 (0,8)
	otoño 2018	3,8 (1,0)
	primavera 2018	3,3 (1,5)
	otoño 2019	3,5 (0,6)
	primavera 2019	3,5 (1,3)
	otoño 2020	2,5 (1,3)
	primavera 2020	3,5 (1,0)
Eje central del río Cruces (sector límnic) sector Rucaco	otoño 2014	2,7 (1,2)
	primavera 2014	2,0 (0,0)
	otoño 2015	3,5 (1,0)
	primavera 2015	3,5 (0,6)
	otoño 2016	4,3 (1,0)
	primavera 2016	2,8 (1,0)
	otoño 2017	3,3 (0,5)
	primavera 2017	4,0 (1,6)
	otoño 2018	4,3 (2,2)
	primavera 2018	3,5 (0,6)
	otoño 2019	3,8 (1,0)
	primavera 2019	3,5 (0,6)
	otoño 2020	3,0 (1,4)
	primavera 2020	3,5 (0,6)
Eje central del río Cruces (sector estuarial) sector Punucapa	otoño 2014	2,0 (1,0)
	primavera 2014	3,0 (1,0)
	otoño 2015	1,5 (0,6)
	primavera 2015	2,0 (0,8)
	otoño 2016	2,3 (1,0)
	primavera 2016	1,8 (0,5)
	otoño 2017	1,5 (0,6)

Continuación Tabla 3.2.3	fecha	número de especies
	primavera 2017	1,8 (0,5)
	otoño 2018	1,3 (0,5)
	primavera 2018	SD
	otoño 2019	SD
	primavera 2019	1,3 (0,5)
	otoño 2020	SD
	primavera 2020	1,8 (1,0)
río tributario del HRC	otoño 2014	2,7 (0,6)
río Pichoy	primavera 2014	1,0 (0,0)
	otoño 2015	3,3 (0,5)
	primavera 2015	1,8 (0,5)
	otoño 2016	2,5 (0,6)
	primavera 2016	1,5 (1,3)
	otoño 2017	3,0 (0,8)
	primavera 2017	2,8 (0,5)
	otoño 2018	2,8 (0,5)
	primavera 2018	2,8 (1,0)
	otoño 2019	2,5 (0,6)
	primavera 2019	3,0 (0,0)
	otoño 2020	SD
	primavera 2020	2,5 (0,6)
Fuera del HRC y sus ríos tributarios	otoño 2014	1,7 (0,6)
río Calle Calle	primavera 2014	1,0 (0,0)
	otoño 2015	2,8 (1,0)
	primavera 2015	1,5 (0,6)
	otoño 2016	2,5 (0,6)
	primavera 2016	2,0 (0,8)
	otoño 2017	2,5 (1,3)
	primavera 2017	2,0 (0,8)
	otoño 2018	1,8 (0,5)
	primavera 2018	1,3 (0,5)
	otoño 2019	2,0 (0,0)
	primavera 2019	2,8 (0,5)
	otoño 2020	2,3 (0,5)
	primavera 2020	0,5 (0,7)

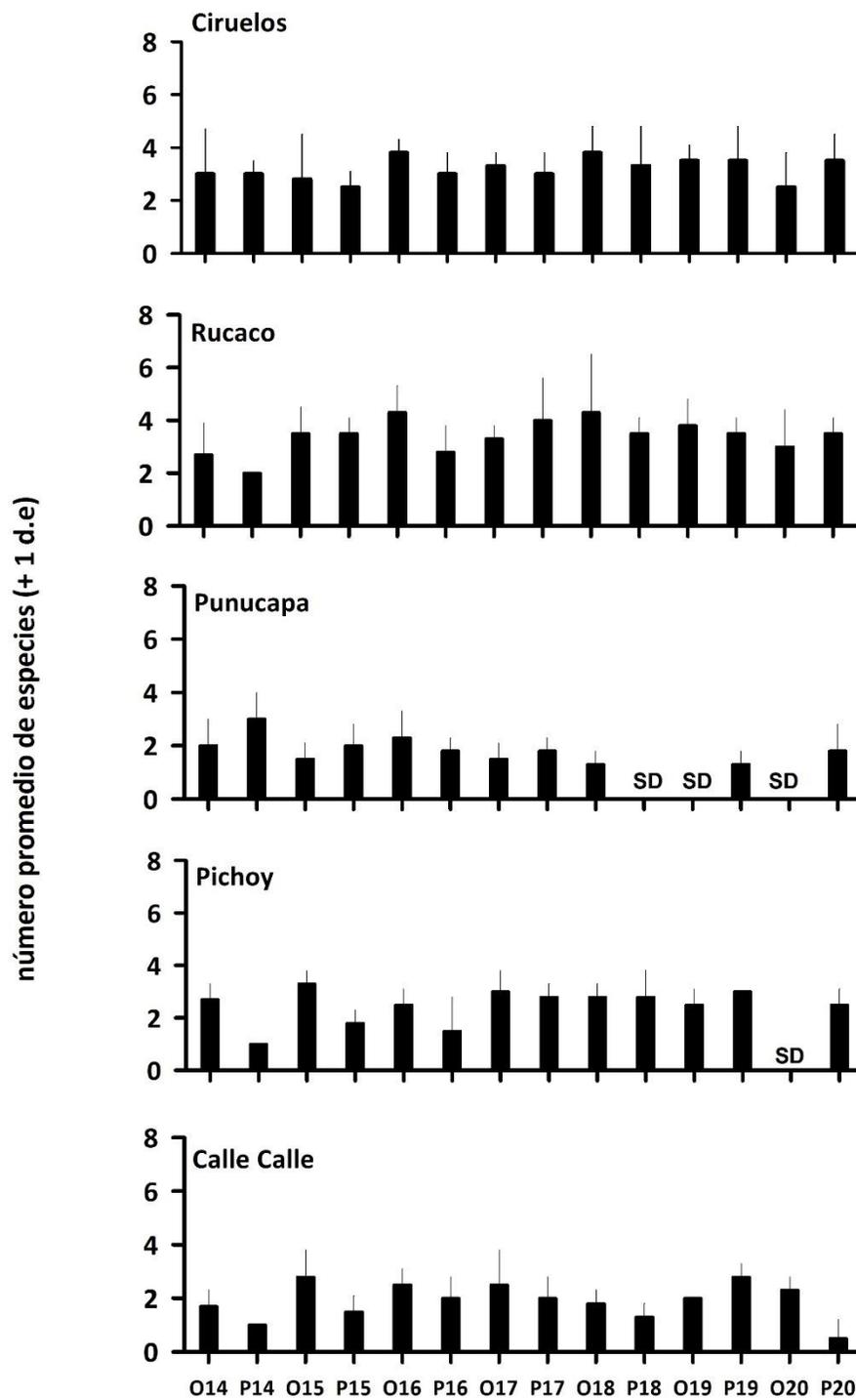


Figura 3.2.6. Valores promedio del número de especies durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) del período 2014-2020. Los valores son promedios más 1 desviación estándar. SD= sin datos. SD = sin datos (ver Material y Métodos).

Tamaño corporal del puye

La Tabla 3.2.4 muestra el número de individuos (n), media, moda y rangos de tallas corporales (mínimos y máximos) de los puyes recolectados en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), río tributario del HRC (río Pichoy) y río Calle Calle (fuera del humedal), durante las campañas de otoño y primavera del período 2015- 2020.

El análisis de los promedios de medias y modas por estación muestra valores similares de tallas corporales de puyes para toda el área de estudio: promedios entre 4,7 y 5,2 cm en la medias y valores entre 4,4 y 5,0 cm en la moda; en ambos casos, los valores menores corresponden al río Pichoy y los más altos a Rucaco (ver datos Tabla 3.2.4).

Tabla 3.2.4. Número de peces recolectados (n) media, moda y rangos de tallas corporales (valores en cm) de *Galaxias maculatus* durante el período 2014-2020. SD=sin datos (ver Material y Métodos).

sectores	campañas	n	media	moda	rango
Eje central río Cruces (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	543	4,6	5,0	2,8 - 7,6
	primavera 2014	184	5,4	4,5	3,8 - 8,1
	otoño 2015	380	4,6	4,8	2,9 - 8,1
	primavera 2015	88	5,3	5,3	2,2 - 7,6
	otoño 2016	337	4,5	4,3	3,1 - 7,0
	primavera 2016	85	5,4	5,2	2,2 - 7,5
	otoño 2017	338	4,8	4,0	3,1 - 7,4
	primavera 2017	154	5,5	5,5	2,1 - 8,1
	otoño 2018	221	4,3	4,3	2,2 - 8,2
	primavera 2018	58	4,6	4,8	3,0 - 6,3
	otoño 2019	231	3,7	3,5	2,0 - 7,2
	primavera 2019	98	5,0	5,0	4,0 - 6,7
	otoño 2020	75	5,0	4,0	3,1 - 7,9
	primavera 2020	91	5,2	5,1	2,1 - 7,2
sector Rucaco	otoño 2014	71	4,8	4,5	2,4 - 7,5
	primavera 2014	140	5,7	5,6	4,1 - 8,6
	otoño 2015	469	4,5	4,6	2,9 - 7,5
	primavera 2015	19	5,7	5,7	4,6 - 7,6
	otoño 2016	511	4,9	5,0	2,7 - 7,8
	primavera 2016	68	5,4	5,6	3,5 - 7,2
	otoño 2017	382	5,0	5,0	2,7 - 7,6
	primavera 2017	146	5,6	5,3	3,6 - 7,9
	otoño 2018	422	4,4	3,9	3,0 - 8,4
	primavera 2018	66	5,5	5,2	4,0 - 8,0
	otoño 2019	111	4,8	4,1	3,0 - 6,8
	primavera 2019	104	5,6	5,5	4,2 - 8,3
	otoño 2020	151	5,0	4,7	1,8 - 8,8
	primavera 2020	26	5,5	5,5	1,6 - 7,2
Eje central del río Cruces (sector estuarial)	otoño 2014	66	4,8	5,0	3,5 - 6,5
	primavera 2014	218	5,7	6,0	3,9 - 8,3

sector Punucapa	otoño 2015	32	5,1	4,9	4,0 - 7,6	
	primavera 2015	19	5,8	5,6	4,5 - 7,1	
	otoño 2016	49	6,0	6,2	4,5 - 7,3	
	primavera 2016	51	5,8	6,0	1,6 - 7,6	
	otoño 2017	300	5,0	5,0	1,6 - 7,9	
	primavera 2017	111	4,5	3,5	2,5 - 8,5	
	otoño 2018	253	3,7	3,0	2,3 - 6,4	
	primavera 2018	SD	SD	SD	SD	
	otoño 2019	SD	SD	SD	SD	
	primavera 2019	20	5,3	4,5	4,2 - 7,0	
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD	
	primavera 2020	64	2,9	2,6	1,1 - 6,5	
río tributario del HRC río Pichoy	otoño 2014	46	4,1	4,0	3,4 - 6,4	
	primavera 2014	154	5,8	5,5	4,0 - 12,5	
	otoño 2015	49	5,4	5,0	3,9 - 8,6	
	primavera 2015	10	6,7	6,2	5,8 - 7,8	
	otoño 2016	14	5,0	5,0	3,9 - 5,8	
	primavera 2016	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0	
	otoño 2017	183	5,3	4,8	2,5 - 8,4	
	primavera 2017	39	4,1	1,8	1,4 - 7,6	
	otoño 2018	27	4,5	4,4	3,1 - 7,0	
	primavera 2018	30	5,7	5,6	4,5 - 8,3	
	otoño 2019	27	4,0	2,9	2,5 - 6,9	
	primavera 2019	97	5,4	5,5	4,3 - 8,4	
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD	
	primavera 2020	24	5,6	6,0	3,1 - 6,5	
	Continuación Tabla 3.2.4					
		campañas	n	media	moda	rango
Fuera del HRC y sus ríos tributarios río Calle Calle	otoño 2014	28	5,0	4,6	3,4 - 7,8	
	primavera 2014	148	6,3	6,0	2,4 - 9,5	
	otoño 2015	376	5,2	4,9	3,4 - 7,9	
	primavera 2015	30	6,0	6,2	3,5 - 7,6	
	otoño 2016	279	6,0	5,4	2,6 - 9,4	
	primavera 2016	38	6,2	5,9	1,6 - 8,1	
	otoño 2017	198	5,6	5,1	2,9 - 8,5	
	primavera 2017	13	7,2	6,8	5,8 - 9,7	
	otoño 2018	139	4,9	4,5	3,5 - 7,5	

primavera 2018	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0
otoño 2019	65	4,8	4,3	2,5 - 8,9
primavera 2019	21	5,2	4,8	4,0 - 8,5
otoño 2020	45	5,1	5,0	3,1 - 7,5
primavera 2020	3	5,5	SD	4,7 - 6,7

Las Figuras 3.2.8 a 3.2.12 muestran la distribución de clases de talla de los puyes recolectados durante las campañas otoñales y primaverales del período 2015-2020. El análisis de tales distribuciones muestra cambios estacionales notorios: desde el otoño a la primavera, las frecuencias de tallas más bajas (< 5 cm) desaparecen o disminuyen en abundancias, quedando en general solo especímenes con tallas superiores a los 5 cm y en abundancias más bajas que las observadas durante el otoño. Esto se observó primariamente en las estaciones de Ciruelos, Rucaco, Pichoy (con excepción del año 2017) y Calle Calle (Fig. 3.2.8, 3.2.9, 3.2.11 y 3.2.12). Esto sugiere migraciones estacionales fuera del área de estudio; sin embargo, la baja periodicidad de los muestreos (dos veces al año) impide avanzar más allá de esta sugerencia.

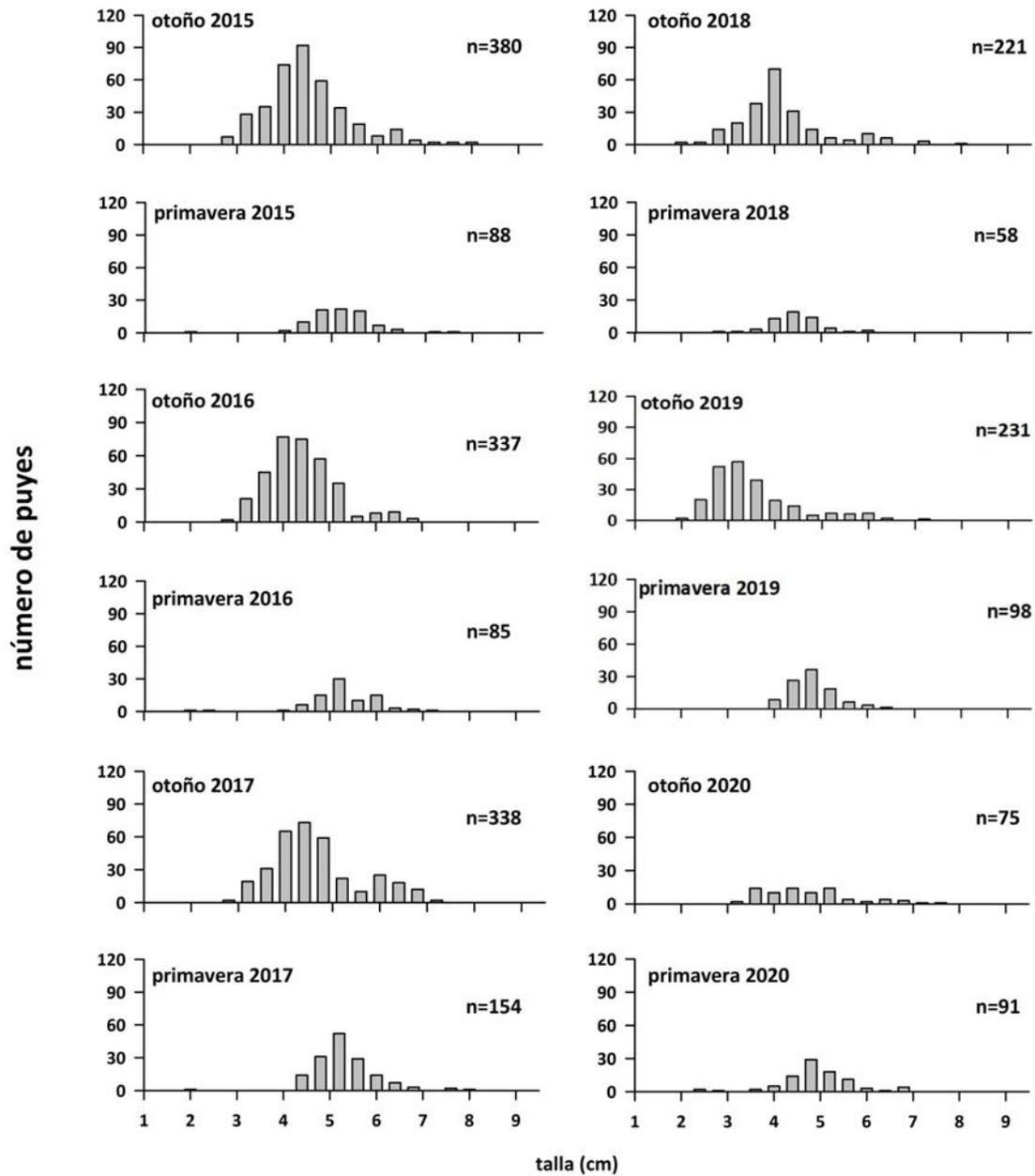


Figura 3.2.8. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Cruces, sector Ciruelos, durante el período 2015-2020.

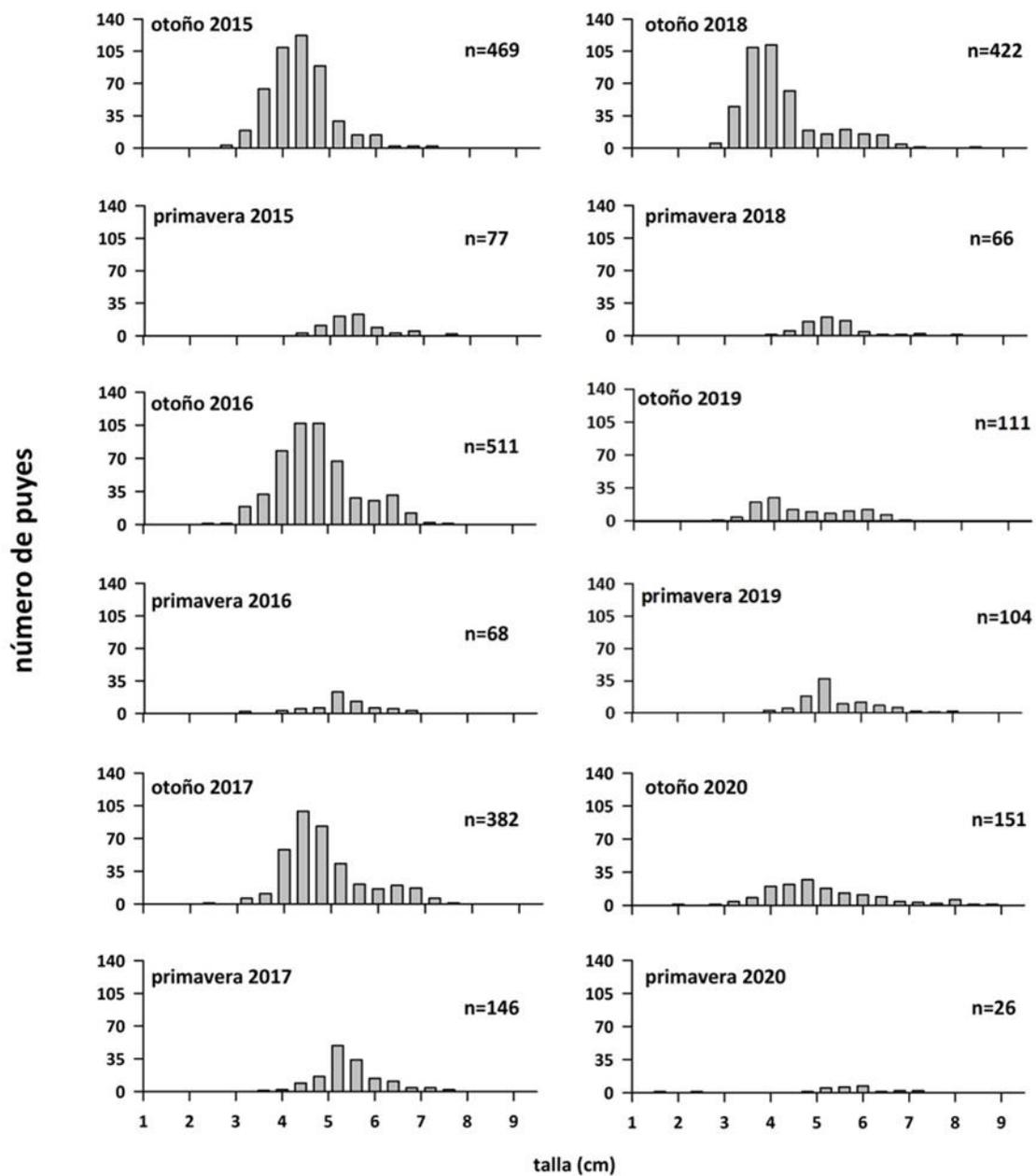


Figura 3.2.9. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Cruces, sector Rucaco, durante el período 2015-2020.

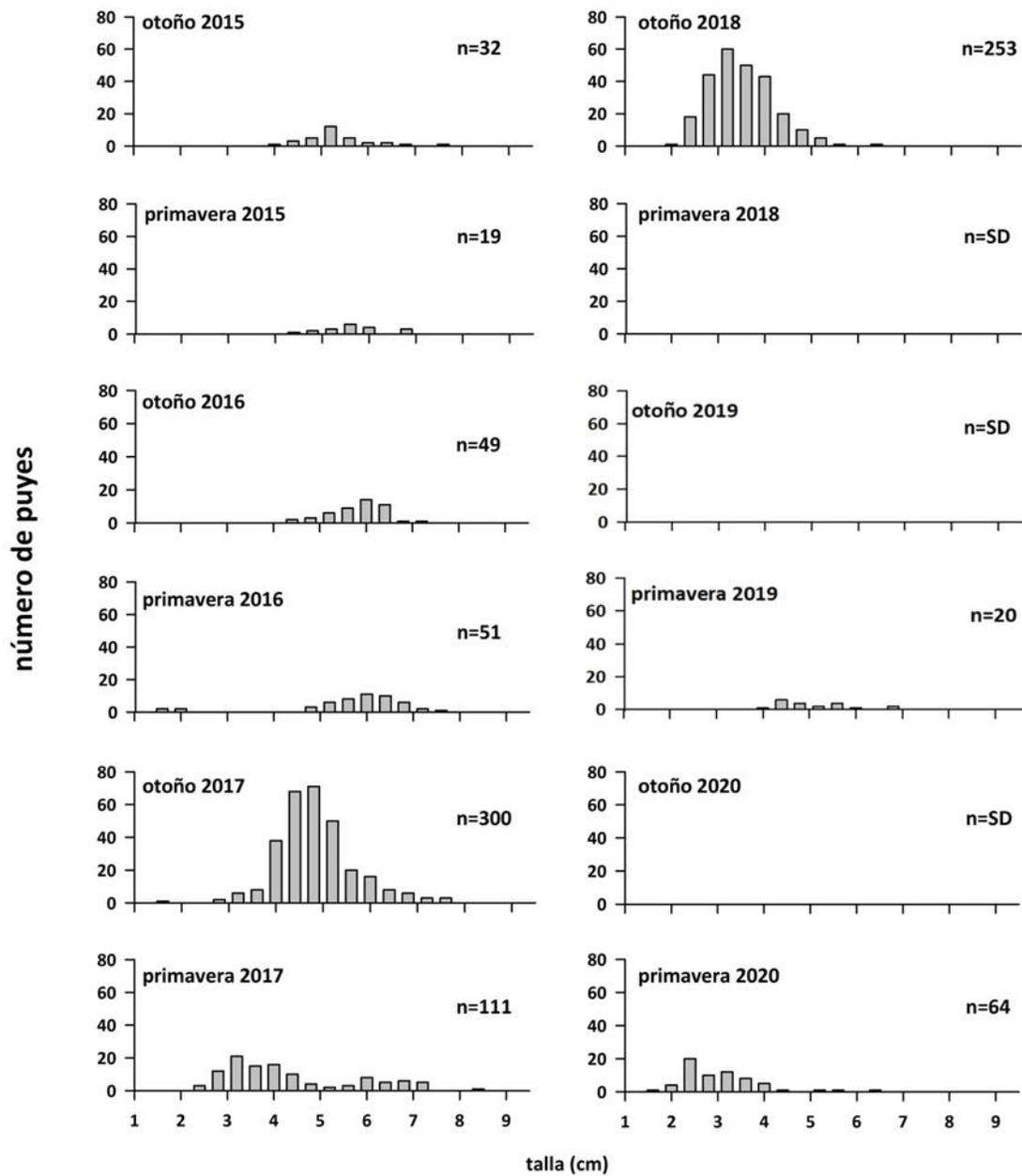


Figura 3.2.10. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Cruces, sector Punucapa, durante el período 2015-2020.

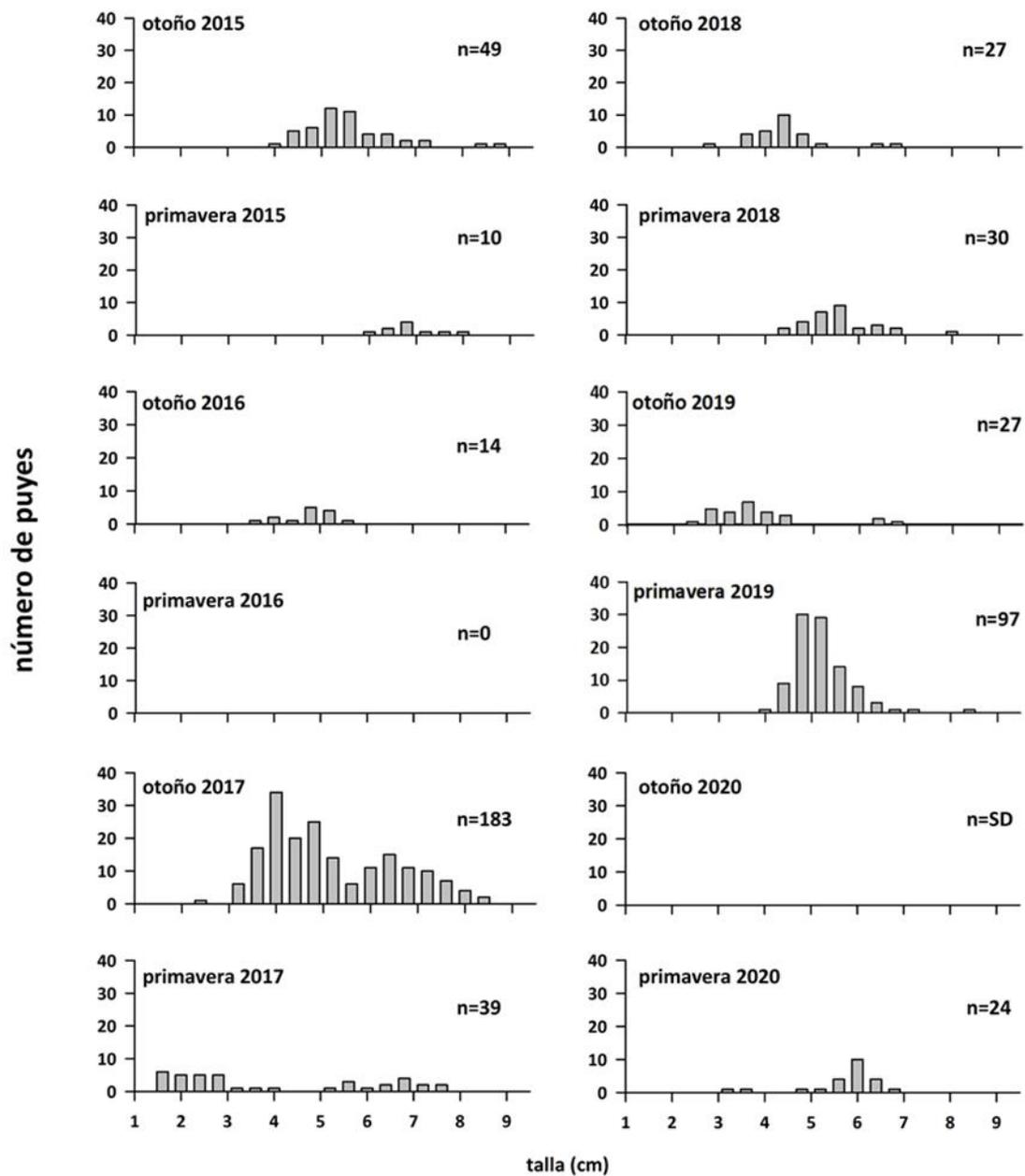


Figura 3.2.11. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Pichoy, tributario del HRC, durante el período 2015-2020.

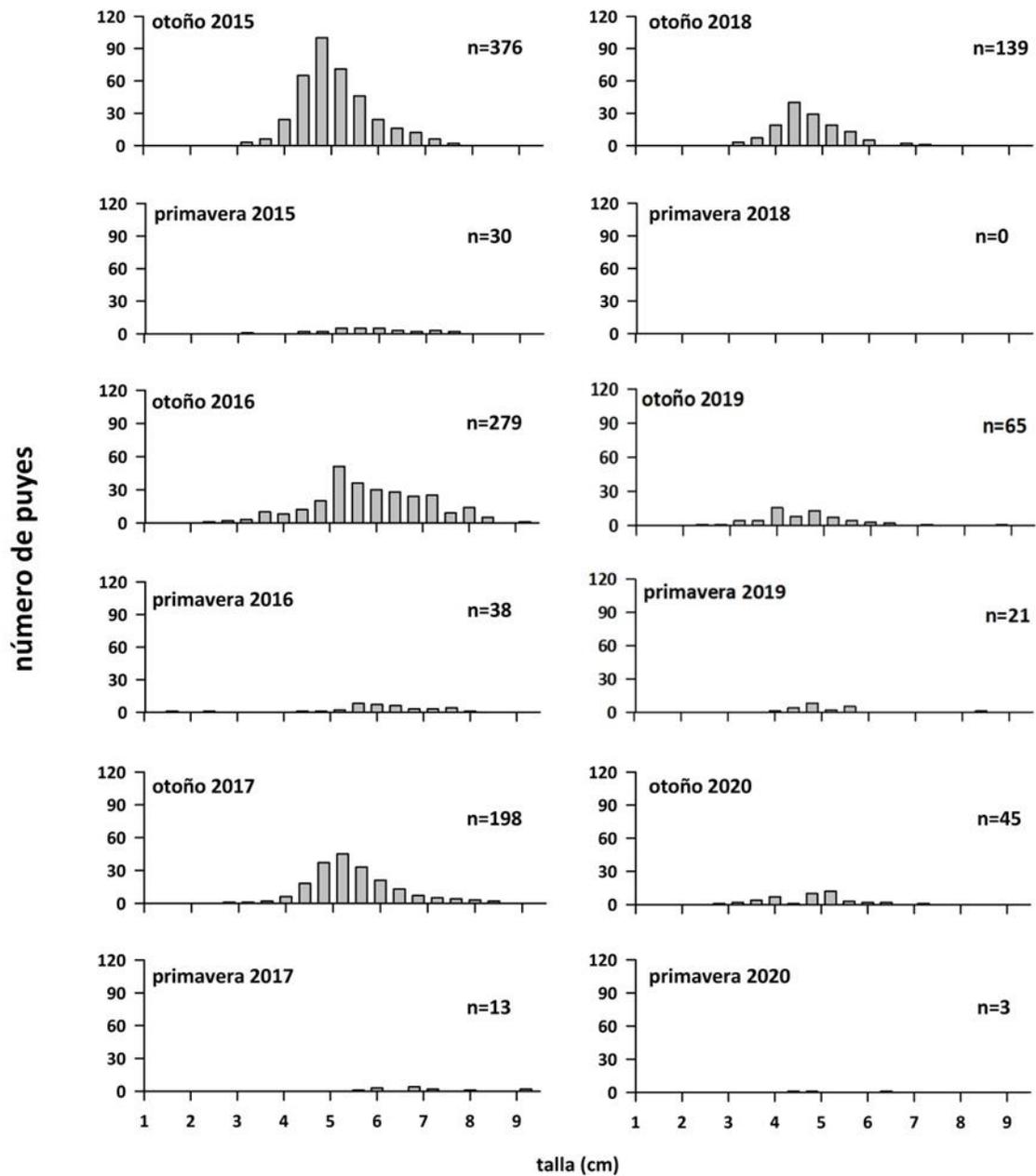


Figura 3.2.12. Distribución de tallas corporales del Puye en el río Calle Calle, fuera del HRC, durante el período 2015-2020.

3.2.2. ELEMENTOS Y COMPUESTOS QUÍMICOS EN PECES

Metales pesados

Las Tablas 3.2.5 a 3.2.7 y la Figura 3.2.13, muestran las concentraciones de metales pesados en ejemplares completos de *Galaxias maculatus*, recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2020 y en Punucapa, durante los años 2014-2017-2020.

Durante todas las campañas, los metales pesados más comunes (*i.e.*, mayores concentraciones) fueron Hierro, Aluminio y Zinc (Tablas 3.2.5 y 3.2.6). Le siguen el Cobre (no detectado en varias ocasiones), Plomo y Mercurio (Tablas 3.2.5 y 3.2.6). Por otra parte, no se detectó Cadmio en los puyes examinados durante el periodo de estudio (Tabla 3.2.7).

Tabla 3.2.5. Concentraciones de Hierro, Aluminio y Cobre en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. *= No detectado o bajo el límite de detección utilizado.

estaciones	Campañas	Hierro ($\mu\text{g/g}$)	Aluminio ($\mu\text{g/g}$)	Cobre ($\mu\text{g/g}$)
Eje central río Cruces (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	266,1 (1,5)	186,8 (10,3)	*
	otoño 2015	329,1 (5,5)	444,3 (25,4)	*
	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
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
Eje central río Cruces (sector estuarial) Sector Punucapa	otoño 2014	237,6 (9,4)	322,4 (33,6)	3,5 (0,4)
	otoño 2017	416,8 (86,0)	551,1 (8,1)	4,0 (0,2)
	otoño 2020	403,9	542,1	5,2

Tabla 3.2.6. Concentraciones de Zinc, Plomo y Mercurio en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos, Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Campañas	Zinc ($\mu\text{g/g}$)	Plomo ($\mu\text{g/g}$)	Mercurio ($\mu\text{g/g}$)
Eje central río Cruces (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	254,16 (5,3)	0,05 (0,0)	0,27 (0,0)
	otoño 2015	203,46 (0,4)	0,01 (0,0)	0,09 (0,0)
	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
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
Eje central río Cruces (sector estuarial) Sector Punucapa	otoño 2014	161,87 (4,1)	0,06 (0,0)	0,11 (0,0)
	otoño 2017	164,68 (15,1)	0,25 (0,1)	0,11 (0,0)
	otoño 2020	182,61	0,12	0,10

Tabla 3.2.7. Concentraciones de Cadmio en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos, Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa durante las campañas otoñales de los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. *=No detectado o bajo el límite de detección utilizado.

estaciones	Campañas	Cadmio ($\mu\text{g/g}$)
Eje central río Cruces (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	*
	otoño 2015	*
	otoño 2016	*
	otoño 2017	*
	otoño 2018	*
	otoño 2019	*
	otoño 2020	*
sector Rucaco	otoño 2014	*
	otoño 2015	*
	otoño 2016	*
	otoño 2017	*
	otoño 2018	*
	otoño 2019	*
	otoño 2020	*
Eje central río Cruces (sector estuarial) Sector Punucapa	otoño 2014	*
	otoño 2017	*
	otoño 2020	*

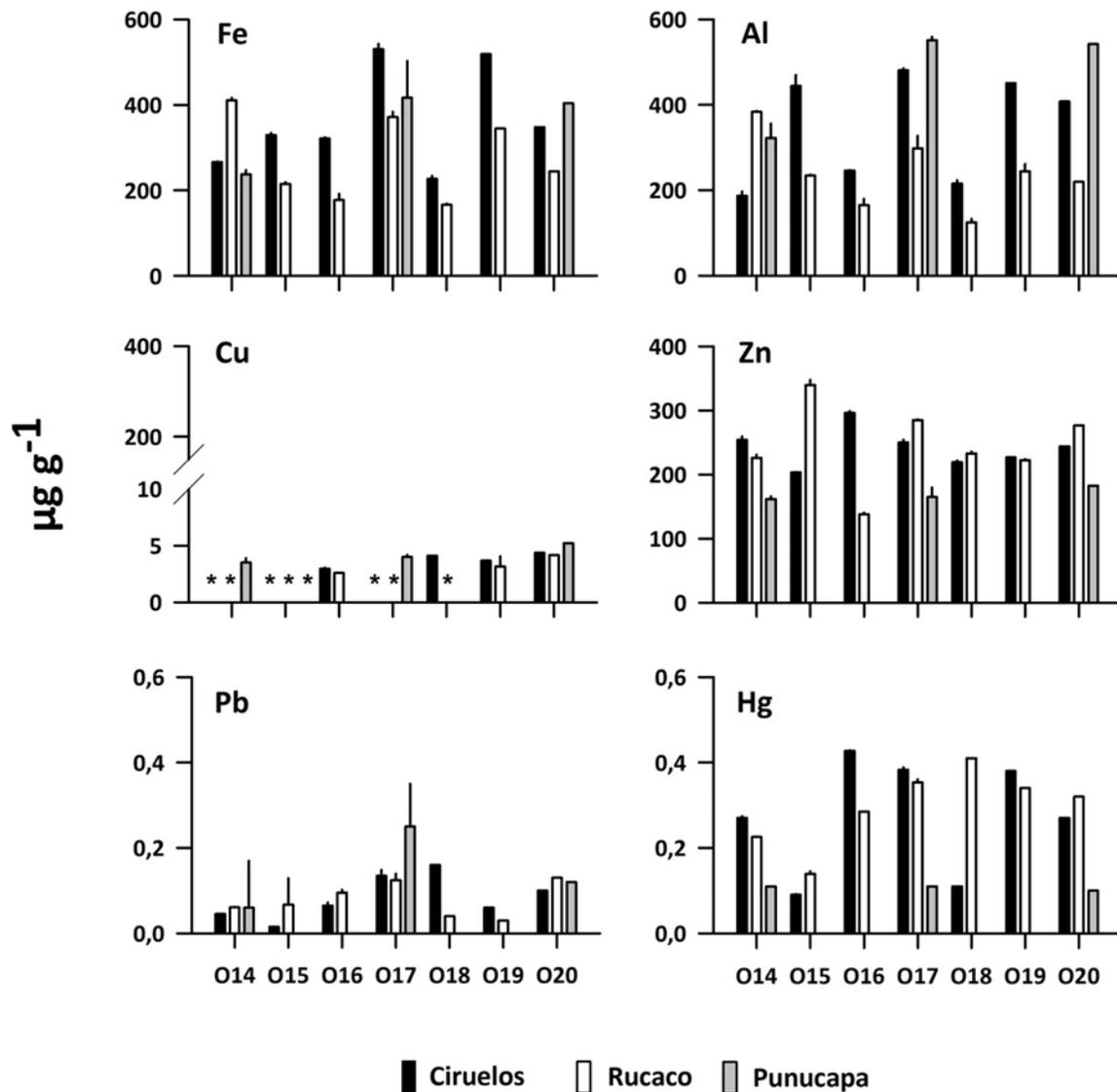


Figura 3.2.13. Concentración de metales pesados en especímenes de *Galaxias maculatus*, recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa durante las campañas de los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios más una desviación estándar. * = no detectado, i.e., bajo el límite de detección del método utilizado.

Análisis estadísticos

En la Figura 3.2.14 se muestra los resultados del análisis de Regresión, llevado a cabo para evaluar eventuales tendencias en el tiempo en las concentraciones de metales pesados presentes en los tejidos de *Galaxias maculatus*. No se incluyó al Cadmio ya que no fue detectado.

Solo las concentraciones de Cobre presentaron significancia estadística ($p < 0,05$); lo que indica que las concentraciones de este metal, detectadas en especímenes de Puyes, estarían aumentado en el tiempo, particularmente en Ciruelos (Fig. 3.2.14).

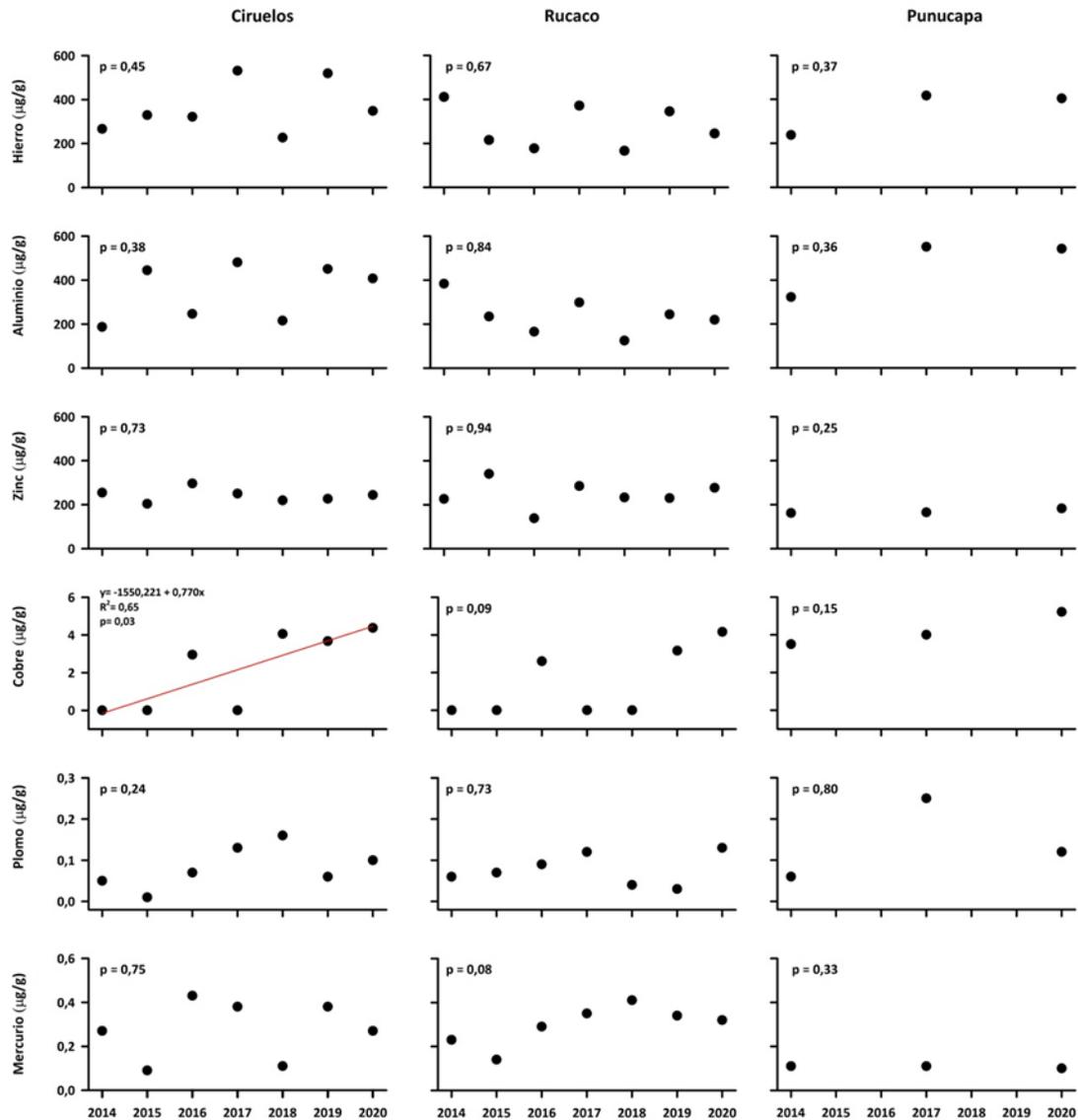


Figura 3.2.14. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de metales pesados detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017 y 2020. Línea roja indica significancia estadística ($p < 0,05$).

Ácidos grasos, Ácidos resínicos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles

La Tabla 3.2.8 y la Figura 3.2.15 muestran las concentraciones de Ácidos Grasos, Ácidos resínicos y Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX), en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2020 y en Punucapa, durante los años 2014-2017-2020.

Tabla 3.2.8. Concentraciones de Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa durante los años 2014, 2017 y 2020. 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 (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	2685,6 (347,3)	*	19,9 (2,6)
	otoño 2015	2330,9 (161,9)	*	12,1 (1,8)
	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
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
Eje central río Cruces (sector estuarial) Sector Punucapa	otoño 2014	5965,2 (151,2)	*	27,9 (0,1)
	otoño 2017	2422,6 (156,4)	*	25,2 (2,3)
	otoño 2020	1702,9	*	42,0

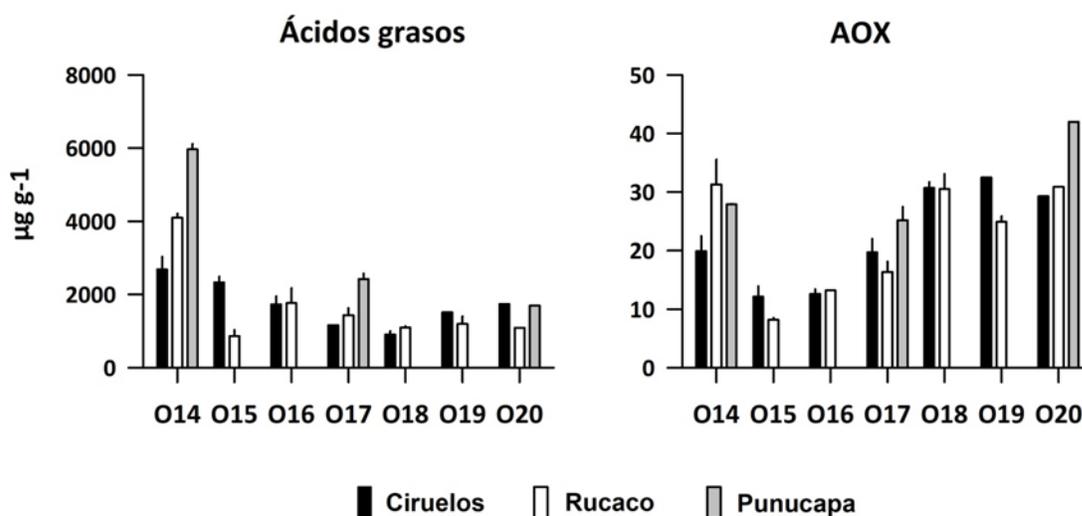


Figura 3.2.15. Concentración de Ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa, durante los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios más desviación estándar.

Análisis estadísticos

En la figura 3.2.16 muestra los resultados del análisis de Regresión, llevado a cabo para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de Ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) presentes en los tejidos de *Galaxias maculatus*.

Si bien, las concentraciones de Ac. grasos en Puyes no presentaron tendencias definidas en el tiempo ($p > 0,05$), las concentraciones de AOX mostraron un aumento significativo ($p < 0,05$) desde el año 2014 a la fecha, particularmente en Puyes recolectados en Ciruelos (Figura 3.2.16).

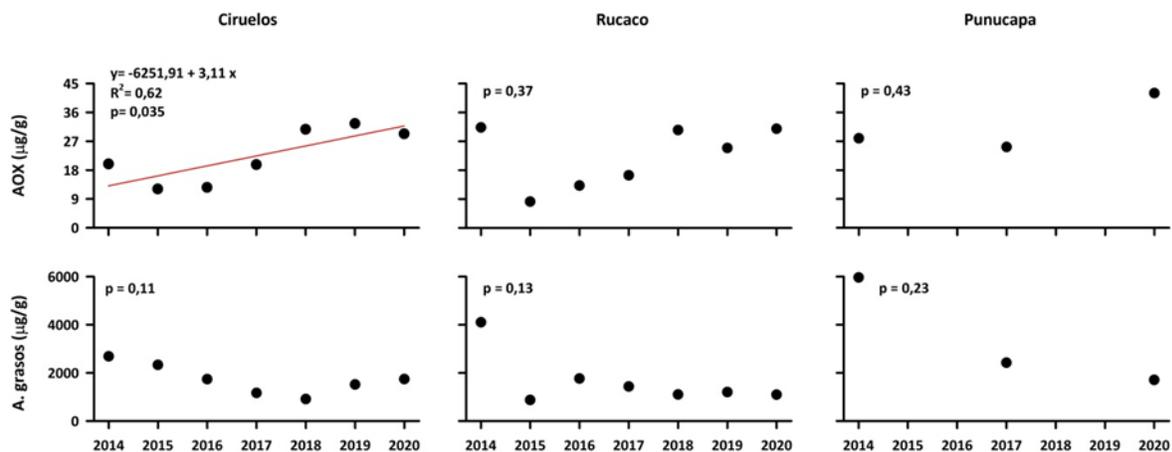


Figura 3.2.16. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de AOX y Ácidos grasos detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017 y 2020. Línea roja indica significancia estadística ($p < 0,05$).

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

La Tabla 3.2.9 y la Figura 3.2.17 muestran las concentraciones de Dioxinas, Furanos y sus Equivalentes Tóxicos (EQTs), en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en las estaciones Ciruelos y Rucaco, durante el periodo 2014-2020 y en Punucapa, durante los años 2014-2017-2020.

Tabla 3.2.9. Concentraciones de Dioxinas, Furanos y ETQs en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2020, y en Punucapa durante los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios con una desviación estándar en paréntesis.

estaciones	Campañas	Dioxinas (ng/g)	Furanos (ng/g)	EQTs (ng/g)
Eje central río Cruces (sector límnico) sector Ciruelos	otoño 2014	0,00055 (0,00007)	0,00080 (0,00014)	0,00010 (0,00008)
	otoño 2015	0,00080 (0,00000)	0,00240 (0,00014)	0,00010 (0,00001)
	otoño 2016	0,00060 (0,00014)	0,00040 (0,00014)	0,00009 (0,00005)
	otoño 2017	0,00095 (0,00002)	0,00026 (0,00004)	0,00011 (0,00007)
	otoño 2018	0,00071 (0,00007)	0,00026 (0,00001)	0,00006 (0,00002)
	otoño 2019	0,00117 (0,00047)	0,00099 (0,00124)	0,00010 (0,00012)
	otoño 2020	0,00071	0,00070	0,00013
sector Rucaco	otoño 2014	0,00085 (0,00021)	0,00110 (0,00000)	0,00007 (0,00001)
	otoño 2015	0,00175 (0,00007)	0,00215 (0,00092)	0,00010 (0,00009)
	otoño 2016	0,00034 (0,00009)	0,00035 (0,00007)	0,00008 (0,00007)
	otoño 2017	0,00104 (0,00001)	0,00025 (0,00003)	0,00006 (0,00000)
	otoño 2018	0,00071 (0,00022)	0,00044 (0,00037)	0,00009 (0,00004)
	otoño 2019	0,00069 (0,00014)	0,00044 (0,00030)	0,00004 (0,00002)
	otoño 2020	0,00080	0,00066	0,00011
Eje central río Cruces (sector estuarial) Sector Punucapa	otoño 2014	0,00075 (0,00035)	0,00140 (0,00014)	0,00035 (0,00007)
	otoño 2017	0,00132 (0,00010)	0,00145 (0,00018)	0,00037 (0,00002)
	otoño 2020	0,00084	0,00137	0,00035

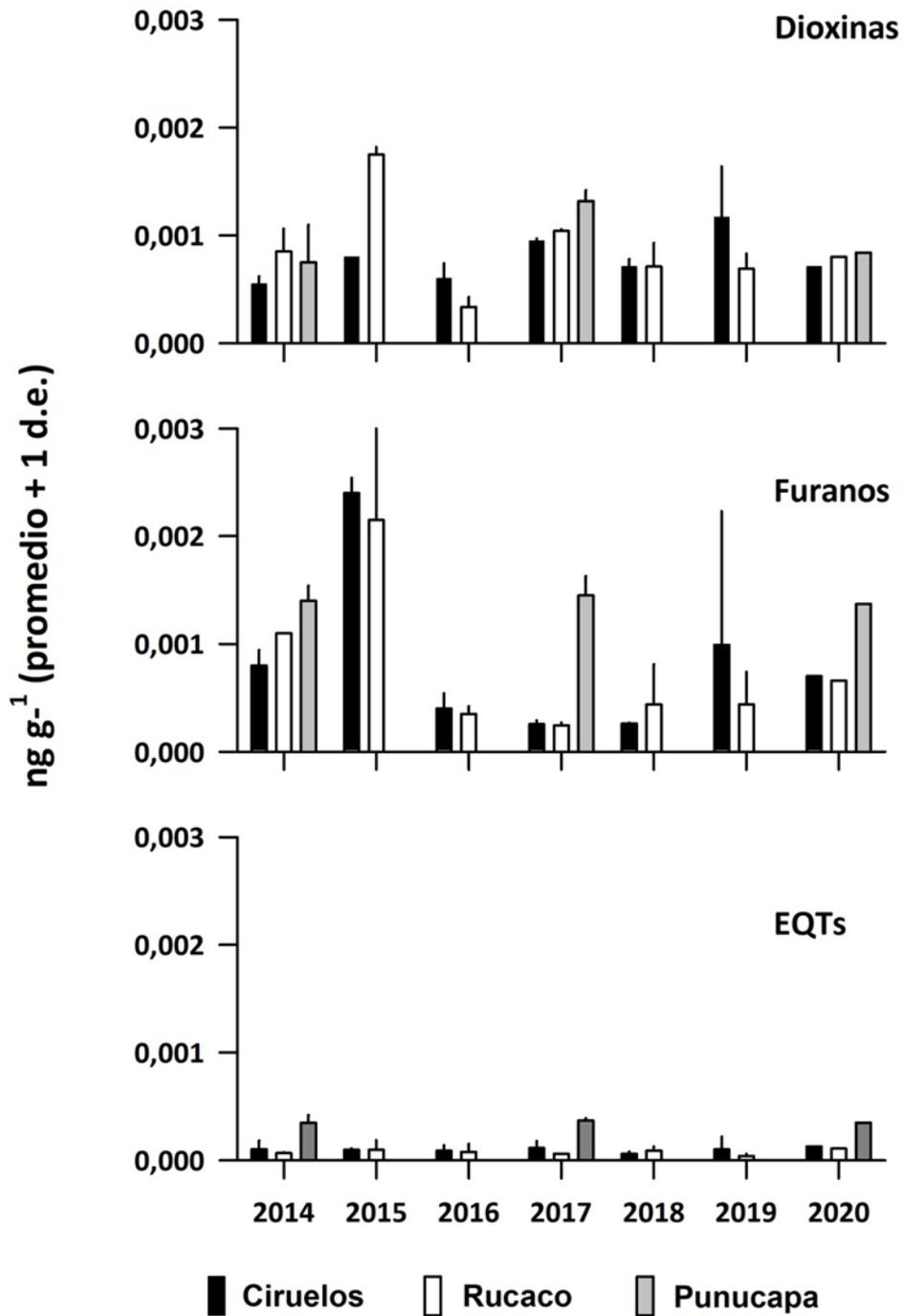


Figura 3.2.17. Concentración de Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos (EQTs) en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2019 y en Punucapa, durante los años 2014, 2017 y 2020. Los valores son promedios más desviación estándar.

Análisis estadísticos

La Figura 3.2.18 muestra los resultados del análisis de Regresión, llevado a cabo para evaluar eventuales tendencias en el tiempo en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos (EQTs) presentes en los tejidos de *Galaxias maculatus*.

No se observan tendencias significativas ($p > 0,05$) en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs detectados en tejidos de Puyes capturados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa (Fig. 3.2.18)

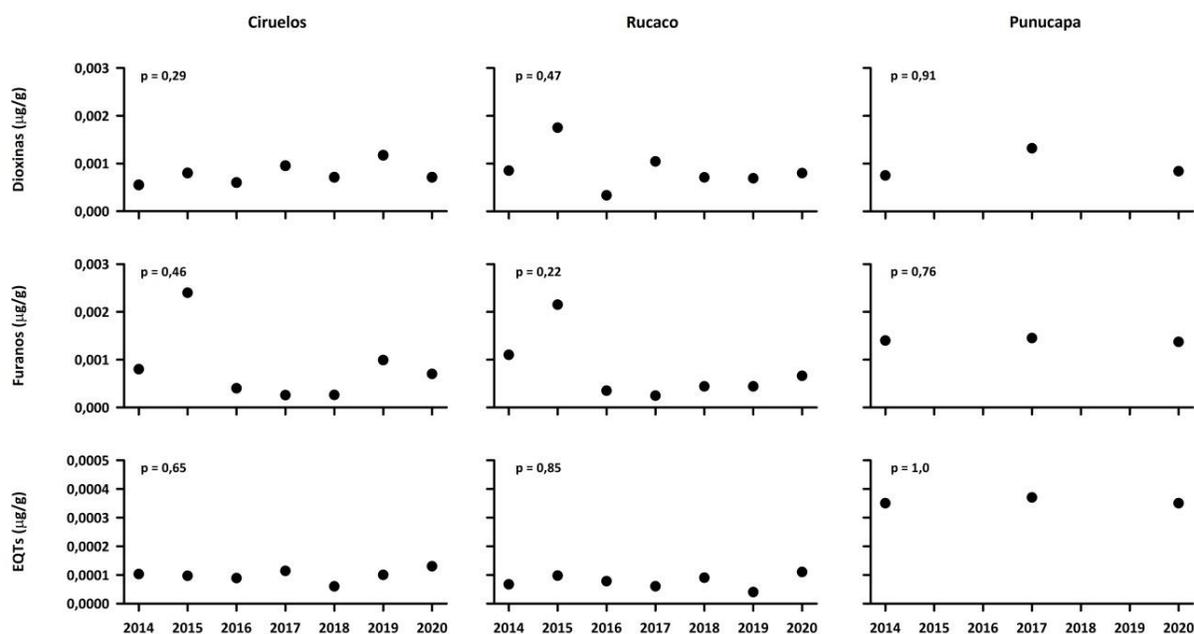


Figura 3.2.18. Análisis de Regresión para evaluar eventuales tendencias en el tiempo, en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos (EQTs) detectados en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2020 y Punucapa, durante las campañas de los años 2014, 2017 y 2020.

Presencia & ausencia de Dioxinas y Furanos

La Tabla 3.2.10 muestra el número de detecciones de congéneres de Dioxinas y Furanos en los puyes de Ciruelos y Rucaco, durante el período 2014-2020, y en Punucapa durante los años 2014, 2017 y 2020, ordenados de mayor a menor toxicidad. Ese número es en relación al número total de muestreos: 7 en Ciruelos y Rucaco; 3 en Punucapa. A su vez, la Figura 3.2.20 muestra las concentraciones anuales de las Dioxinas y Furanos 2.3.7.8 (TCDD) y 1.2.3.7.8 (PeCDD) en los puyes estudiados.

La Dioxina 2.3.7.8 (TCDD) se detectó en peces de Ciruelos y Rucaco en tres muestreos (2017, 2018 y 2020), y en Punucapa durante los tres años de estudio (2014, 2017 y 2020). A la vez que la Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en Ciruelos (3 muestreos), Punucapa (2 muestreos) y Rucaco (1 muestreo) (Tabla 3.2.10 y Fig. 3.2.20). En general, el resto de las dioxinas detectadas tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que las dos anteriormente mencionadas (Tabla 3.2.10).

Los Furanos 2.3.7.8 (TCDF) y 1.2.3.7.8 (PeCDF) se detectaron en Ciruelos y Rucaco en todos los muestreos del período 2014-2020 y en Punucapa en todos los años de estudio, 2014, 2017 y 2020. (Tabla 3.2.10 y Fig. 3.2.20). En general, el resto de los Furanos detectados tuvo mayor frecuencia de aparición espacial y temporal, que los dos anteriormente mencionados (Tabla 4.2.4.18).

Tabla 3.2.10. Número de detecciones de Dioxinas y Furanos en tejidos de *Galaxias maculatus* recolectados en Ciruelos y Rucaco, durante las campañas otoñales del período 2014-2020, y en Punucapa, durante los años 2014, 2017 y 2020. El número de muestreos durante el mismo fue 7 y 3, respectivamente (muestreos realizados durante abril de cada año). L = sector límnico, EE = eje estuarial y central HRC.

sectores estaciones	L		EE
	Ciruelos	Rucaco	Punucapa
Dioxinas & congéneres			
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo <i>Dioxina</i> (TCDD)	3	3	3
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Dioxina (PeCDD)	3	1	2
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	2		1
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	5	4	3
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Dioxina (HxCDD)	5	2	2
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Dioxina (HpCDD)	6	7	3
OCDD Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	7	7	3
Furanos & congéneres			
2.3.7.8 Tetra Cloro Dibenzo Furano (TCDF)	7	7	3
1.2.3.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	7	6	3
2.3.4.7.8 Penta Cloro Dibenzo Furano (PeCDF)	6	6	3
1.2.3.4.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	4	4	1
1.2.3.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	4	4	1
1.2.3.7.8.9 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	2	4	
2.3.4.6.7.8 Hexa Cloro Dibenzo Furano (HxCDF)	2	2	1
1.2.3.4.6.7.8 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	5	6	3
1.2.3.4.7.8.9 Hepta Cloro Dibenzo Furano (HpCDF)	2	2	
OCDF Opta Cloro Dibenzo Dioxina (OCDD)	4	4	

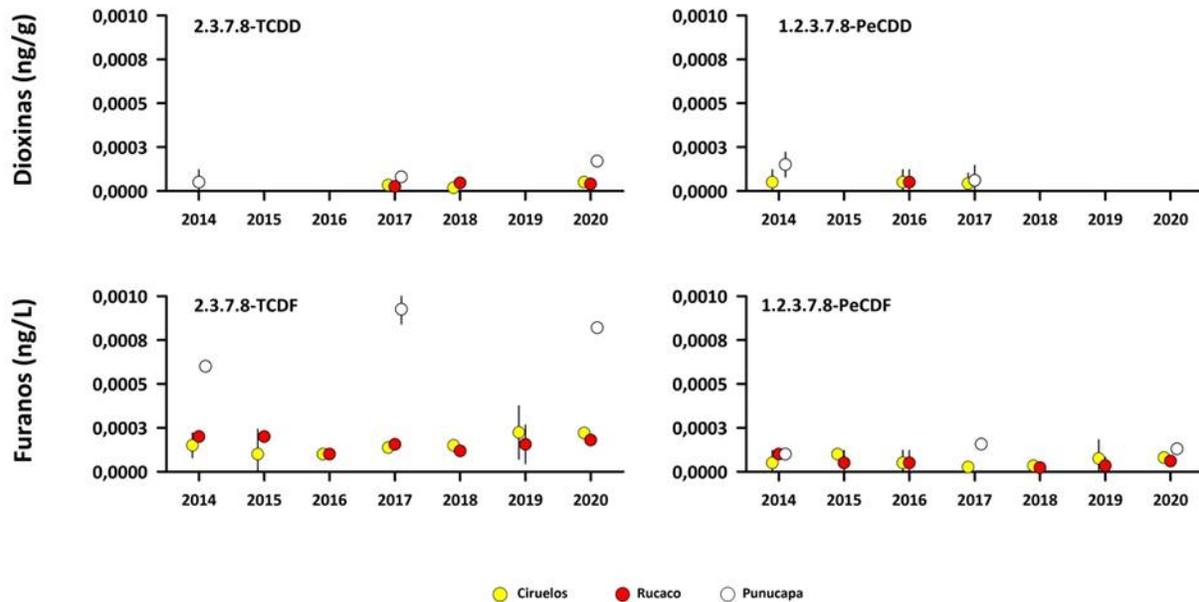


Figura 3.2.20. Concentraciones de las Dioxinas 2.3.7.8-TCDD y 1.2.3.7.8-PeCDD (ng/g) (paneles superiores) y los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF (paneles inferiores) en puyes del área de estudio. Los valores son promedios más desviación estándar. En algunos casos no se evidencian las barras de las desviaciones estándar, debido a la baja magnitud de las mismas.

CONCLUSIONES

- En total se recolectaron doce especies de peces (siete nativas y cinco introducidas) durante todo el período de estudio. El Puye, la Gambusia y la Lamprea de bolsa, fueron las especies con las mayores frecuencias de aparición en los muestreos, a la vez que la Tenca y la Carpa fueron los peces con menor representación.
- En general, se observó mayor riqueza de especies durante las campañas de otoño, con la excepción de la campaña primavera del año 2020
- Durante el período 2014-2020, los valores más altos y más bajos de abundancias totales promedio de peces, se registraron en Ciruelos (~44 especímenes) y Calle Calle (~11 especímenes), respectivamente. Las abundancias generales de los peces fueron más altas durante los muestreos de otoño.

- Las abundancias promedio más altas de puyes, se registraron en Ciruelos (~33 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en el río Pichoy y Calle Calle (~7 y 8 especímenes, respectivamente).
- Las abundancias promedio más altas de gambusias, se registraron en el río Pichoy (~11 especímenes), a la vez que las abundancias promedio más bajas ocurrieron en Ciruelos, Rucaco y Calle Calle.
- Los valores promedio más altos de riqueza de especies ocurrieron en Ciruelos, Rucaco (~ 3 y 4 especies, respectivamente), a la vez que los valores más bajos se detectaron en Punucapa y Calle Calle (~ 2 especies en cada una de estas estaciones).
- El análisis de los tamaños corporales de los puyes muestra cambios estacionales notorios: desde el otoño a la primavera, las frecuencias de tallas más bajas (< 5 cm) desaparecen o disminuyen en abundancias, quedando en general solo especímenes con tallas superiores a los 5 cm y en abundancias más bajas que las observadas durante el otoño.
- Los metales pesados más abundantes detectados en tejidos del Puye fueron Hierro, Aluminio y Zinc. No se detectó Cadmio en los peces recolectados en el área de estudio.
- Aun cuando no se detectaron tendencias inter-anales significativas ($p>0,05$) en las concentraciones de la mayoría de los metales pesados detectados en puyes recolectados en Ciruelos, Rucaco y Punucapa, el cobre presentó un aumento significativo ($p=0,03$) en el tiempo, durante el periodo 2014-2020, en Ciruelos.
- La comparación de las concentraciones de Ácidos grasos en el área de estudio, no presentaron tendencias definidas significativas ($p>0,05$) en el tiempo. Las concentraciones de AOX en puyes recolectados en Ciruelos, presentan un aumento significativo ($p=0,035$) durante el periodo de estudio 2014-2020.
- El análisis de Dioxinas, Furanos y EQTs en puyes recolectados en Ciruelos y Rucaco durante el período 2014 y 2020, y Punucapa durante los años 2014, 2017 y 2020, no presentan tendencias definidas en el tiempo.

- La Dioxina 2.3.7.8 (TCDD) se detectó en puyes de Ciruelos y Rucaco durante las campañas de los años 2017, 2018 y 2020. A su vez, esta Dioxina apareció en Punucapa durante todos los periodos de estudio (2014, 2017 y 2020). La Dioxina 1.2.3.7.8 (PeCDD) fue detectada en peces de Ciruelos durante los años 2014, 2017 y 2017; en Punucapa durante los años 2014 y 2017 y en Rucaco solo el año 2016.
- Se detectó la presencia de Los Furanos 2.3.7.8-TCDF y 1.2.3.7.8-PeCDF en los puyes recolectados en todas las estaciones y años de muestreo.

REFERENCIAS

- Aguilar I (2005) Estimación y monitoreo de los peces como indicadores del uso sostenible del agua en cuencas hidrológicas. *Revista Digital Universitaria UNAM*, México DF, vol 6, p 14.
- Arismendi I, Penaluna B (2009) Peces nativos en aguas continentales del sur de Chile, Iniciativa Científica Milenio (ICM), p 53.
- Arratia G (1981) Géneros de peces de aguas continentales de Chile. *Museo Nacional de Historia Natural, Chile* 34:1-108.
- Arratia G (1987) Description of the primitive family Diplomystidae (siluriformes, Teleostei, Pisces): morphology, taxonomy and phylogenetic implications. *Bonner Zoologische Monographien* N° 24. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn.
- Boulton A (1999) An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. *Freshwater Biology* 41(2):469-479.
- Campos H (1982) Sistemática del género Cheirodon (Pisces: Characidae) en Chile, con descripción de una nueva especie. *Análisis de multivarianza. Studies in Neotropical Fauna and Environment* 17(2-3):129-162.
- Campos H (1984) Los géneros de Atherinidos (Pisces: Atherinidae) del sur de Sudamerica. *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales* 13:71-84.
- Campos H, Ruiz V, Gavilan JF, Alay F (1993) Pesci del fiume Biobío. *Publicazione di divulgazione*, vol 5:7-100.
- 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(2):99-120.

Chediack S (2009) Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿Para qué?. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, p 90.

Cowx IG, Collares-Pereira MJ (2002) Freshwater fish conservation: options for the future. *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future* 443-452.

Davis WS, Simon TP (1995) Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC Press, Florida, p 432.

Dyer BS (1997) Phylogenetic revision of Atherinopsinae (Teleostei: Atherinopsidae), with comments on the systematics of the South American freshwater fish genus *Basilichthys* Girard. *Museum of Zoology University of Michigan, Miscellaneous Publications* 185:1-64
Dyer BS (2000) Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. *Estudios Oceanológicos* 19:77-98.

Faush KD, Lyons J, Karr JR, Angermeier PL (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8(1):123-144.

Habit E, Dyer B, Vila I (2006) Estado de conocimiento de los peces dulceacuícolas de Chile. *Gayana Concepción* 70(1):100-113.

Kestemont P, Dider J, Depiereux E, Micha JC (2000) Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Archives für Hydrobiologie Supplement* 121(3):321-348.

Mcdowall RM, Taylor MJ (2000) Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. *Environmental Management* 25(4):357-374.

Oberdorff T, Pont D, Hugueny B, Porcher JP (2002) Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology* 47(9):1720-1734.

Paller M, Reichert M, Dean J, Seigle J (2000) Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. *Ecological Engineering* 15:S171-S187.

Pequeño G (1981) Peces de las riberas estuariales del Río Lingue, Chile. *Cahiers de Biologie Marines Roscoff* 22:141-163.

Ruiz VH, Marchant M (2004) Ictiofauna de aguas continentales de Chile. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción, p 356.

Scott MC, Hall Jr LW (1997) Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 126(3):349-360.

Soto-Galera E, Díaz-Pardo E, López-López E, Lyons J (1998) Fish as indicators of environmental quality in the Río Lerma Basin, México. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 1(3-4):267-276.

Spacie A, Hamelink JL (1979) Dynamics of trifluralin accumulation in rivers fishes. *Environmental Science and Technology* 13(7):817-822.

Velázquez-Velázquez E, Vega-Cendejas ME (2004) Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *Biodiversitas* 57:12-15.

Vila I, Fuentes L, Contreras M (1999) Peces límnicos de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural* 48:61-75.

Vila-Gispert A, García-Berthou E, Moreno-Amich R (2002) Fish zonation in a Mediterranean stream: Effects of human disturbances. *Aquatic Sciences* 64(2):163-170.

Wang L, Lyons J, Kanehi P, Bannerman R, Emmons E (2000) Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* 36(5):1173-1175.

Wichert G, Rapport D (1998) Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin. *Environmental Management* 22(3):425-443.

3.3. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS

ANTECEDENTES

Los sedimentos no consolidados (gravas, arenas, fangos y combinaciones de estos) que forman parte del fondo o del lecho de áreas costeras y ribereñas, presentan un alto dinamismo físico, debido principalmente al movimiento del agua. Estos sedimentos sustentan una variada fauna de macroinvertebrados bentónicos, (o macroinfauna bentónica) cuyas abundancias poblacionales y riqueza de especies, están estrechamente relacionadas a las características físicas de los mismos (*e.g.*, Anderson *et al.*, 2004; Gray, 1974).

Los macroinvertebrados bentónicos son frecuentemente utilizados como indicadores ambientales de integridad biológica, además de ser empleados para evaluar la calidad del agua e identificar causas de alteraciones ambientales, tanto en ambientes lénticos (lagos) o lóticos (ríos) (*cf.* Rhoads & Boyer, 1982). Las respuestas poblacionales de estos organismos están en función a efectos sinérgicos o antagónicos del pasado reciente (*e.g.*, contaminantes agrícolas, domésticos, industriales, mineros), que influyen adversamente sobre las funciones fisiológicas, bioquímicas y reproductivas de las especies. Adicionalmente, el análisis de los cambios en la estructura de la comunidad (*i.e.*, riqueza de especies y abundancias) y la función de estos macroinvertebrados bentónicos permite conocer tendencias de cambios temporales en el ambiente acuático.

En este Capítulo se analizan los resultados del Programa Actualizado de Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios 2020-2023 en cuanto a estructura comunitaria de la macroinfauna de fondos sedimentarios se refiere. Estos resultados se comparan, además, con los obtenidos durante el Programa de Monitoreo Ambiental (abril 2015 - marzo 2019) y durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015).

OBJETIVOS

- Estudiar la distribución espacial de la macroinfauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos sedimentarios submareales del HRC, durante el otoño y primavera del año 2020. *Debido a las consecuencias de la pandemia, no se realizaron durante el año 2020 los muestreos que deberían realizarse durante otoño (abril) y primavera (octubre). Durante el mes julio se pudo realizar una campaña de muestreo, que correspondió al periodo invernal. Se espera que, a partir del presente año (2021), se vuelva a la periodicidad de muestreos antes mencionada.*
- 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 2020.
- Analizar relaciones fauna & sedimento
- Comparar los resultados obtenidos en la campaña de invierno 2020 con los datos obtenidos durante los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC (2019-2020).

METODOLOGIAS

Obtención de las muestras de macroinfauna y sedimentos

Los muestreos de la macroinfauna bentónica se realizaron el día 7 de julio de 2020 (campaña de invierno) en los tres sitios de estudio que se muestran en la Figura 3.3.1: 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.

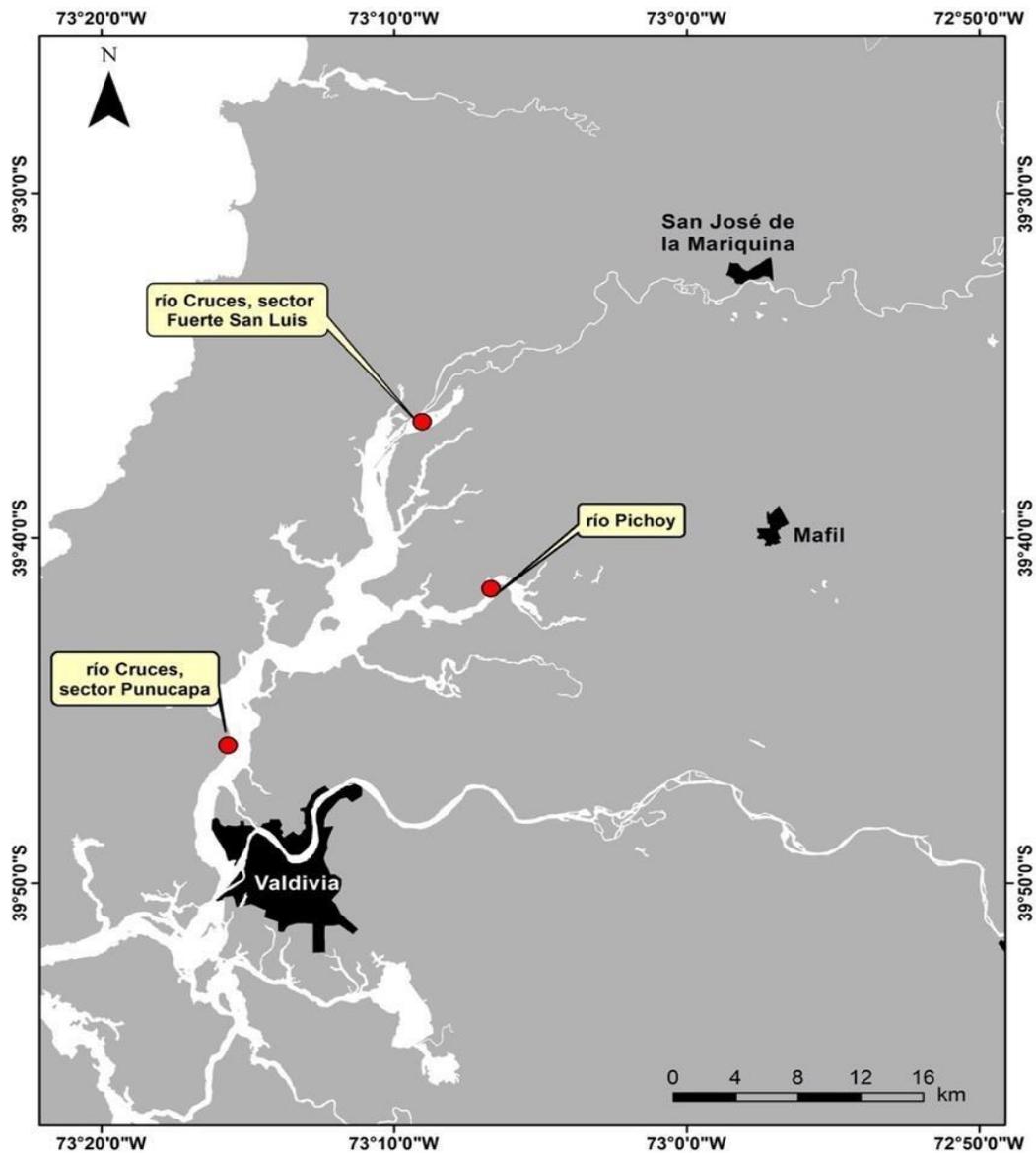


Figura 3.3.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el estudio de la macroinfauna bentónica de fondos sedimentarios submareales.

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 via 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* de 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 ($p \leq 0,05$), éstas fueron expuestas en las figuras correspondientes a la variable analizada con su respectivo valor de R^2 y p .

Las abundancias de la macroinfauna de cada sitio se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies e Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (Brower & Zar, 1977). Estos parámetros fueron sometidos a los mismos análisis de correlación descritos anteriormente.

Relaciones fauna-sedimento

Las relaciones fauna-sedimento en el área de estudio se analizaron mediante análisis de correlación múltiple. El objetivo de este análisis es evaluar el grado de relación entre el número de especies, diversidad, abundancia total de la macroinfauna (parámetros biológicos) y las características sedimentológicas.

RESULTADOS

Textura, granulometría de la arena, contenido de materia orgánica total, pH y potencial de óxido reducción en los fondos sedimentarios

Las Tablas 3.3.1 a 3.3.5 muestran los valores porcentuales de grava, arena, fango, agregados biogénicos y materia orgánica total, en los sedimentos analizados. A su vez, las Tablas 3.3.6 a 3.3.8 presentan los valores de tamaño medio de las partículas de arena, pH y redox correspondientes a la campaña realizada durante el invierno de año 2020.

Grava

Esta fracción textural ($>2000 \mu\text{m}$) no estuvo presente durante la campaña invernal (julio 2020) en ninguno de los sedimentos de los sitios de estudio. Desde el año 2014, esta fracción ha estado escasamente representada en los sedimentos ($<3\%$). Sin embargo, en la primavera del año 2015 y en el sector de Punucapa se registró un valor tan alto como 32,1% (Tabla 3.3.1). No se detectó una tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$) al aumento o disminución de la grava en los sedimentos analizados (Fig. 3.3.2).

Tabla 3.3.1. 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 2015-2019 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)

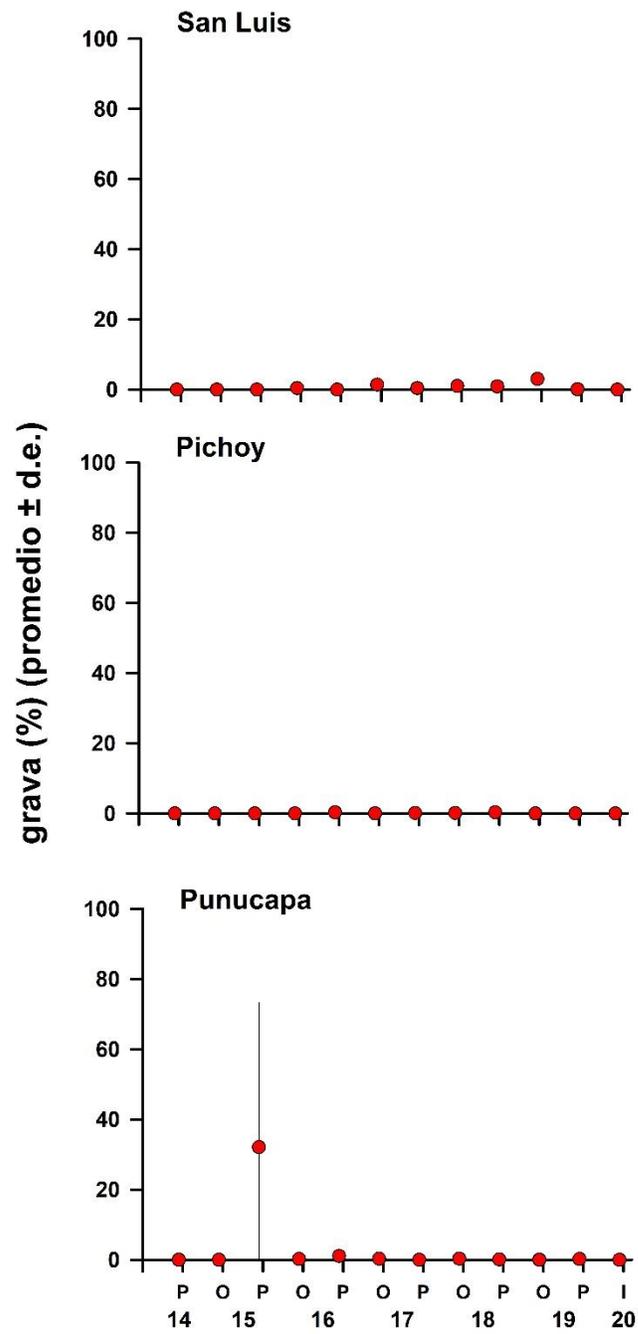


Figura 3.3.2. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Arena

Durante el invierno 2020, la fracción textural arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 μm), presentó su mayor valor porcentual en el río Pichoy (60%), situación ya observada (Tabla 3.3.2) durante la primavera del año 2014 y otoños de los años 2015 y 2018 (>70%). El sector de Punucapa en cambio, ha sido el que ha presentado las proporciones más bajas de arena (Tabla 3.3.2). La Figura 3.3.3 muestra la variabilidad inter-anual en los valores porcentuales de arena en los sedimentos analizados; se observaron tendencias inter-anales significativas a la disminución ($p < 0,05$) en los sedimentos de orilla del sector de Punucapa.

Tabla 3.3.2. Valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 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)

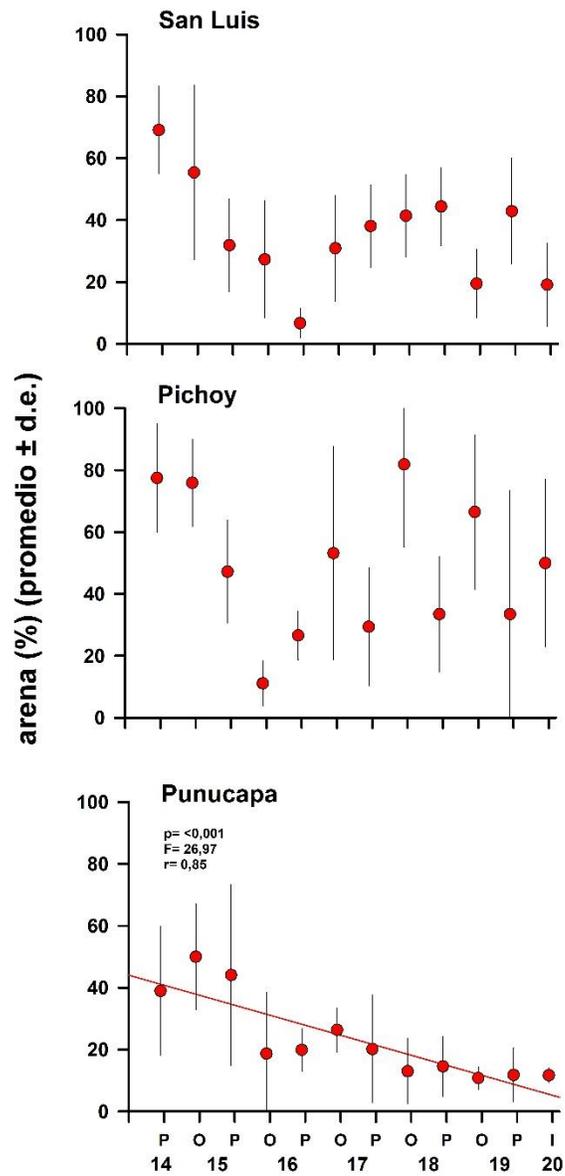


Figura 3.3.3. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) \pm 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R^2 fueron significativos (*i.e.* en Punucapa).

Fango

Durante el invierno 2020, la fracción fango (partículas con diámetros inferiores a 63 μm), mostró proporciones altas y similares en los sedimentos de San Luis y Punucapa (>70%), en tanto que en los sedimentos del río Pichoy se registró el valor porcentual más bajo de fango para este período de muestreo (32,7%) (Tabla 3.3.3). Durante el período 2014-2019, la concentración más alta de fango se registró en el sector Punucapa y durante los dos muestreos del año 2019 (>83%) (Tabla 3.3.3). 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 3.3.3). La Figura 3.3.4 muestra la variabilidad inter-anual en los valores porcentuales de fango; se detectó una tendencia inter-anual significativa ($p < 0,05$) al aumento de esta fracción en los sedimentos de Punucapa.

Tabla 3.3.3. Valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 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)

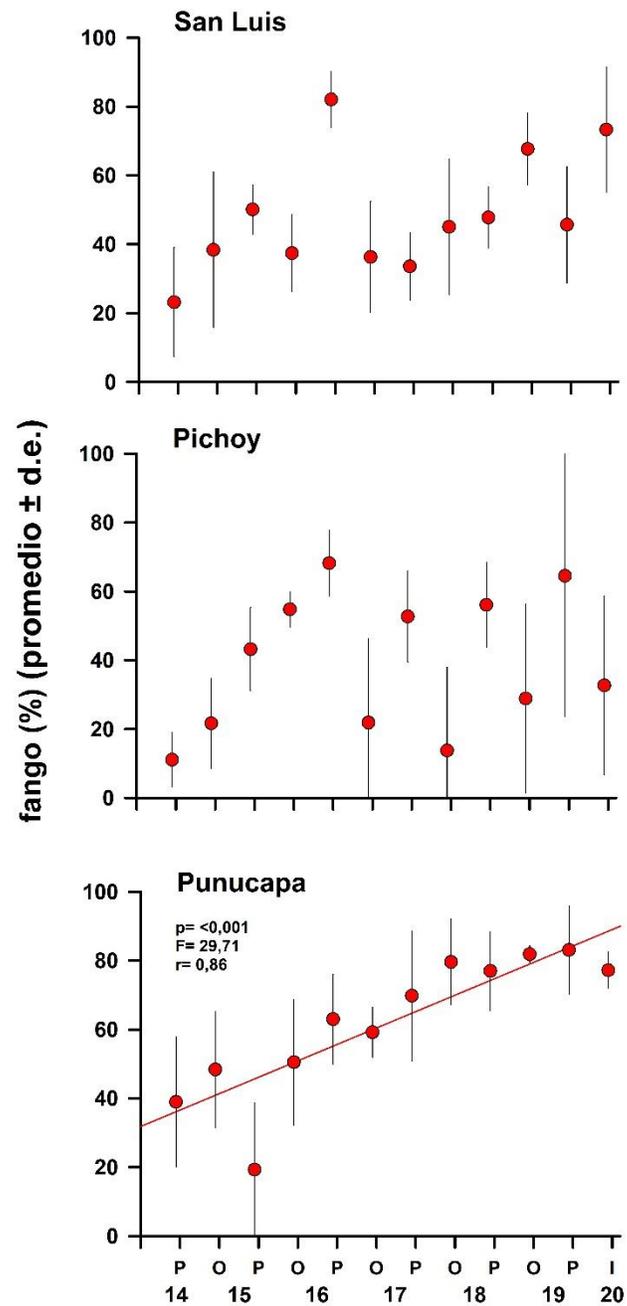


Figura 3.3.4. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) \pm 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R^2 fueron significativos (*i.e.* en Punucapa).

Agregados biogénicos

Durante el invierno del año 2020 los agregados biogénicos presentaron valores similares entre sitios de muestreo (inferiores a 12%; Tabla 3.3.4). Durante el período 2014-2020, los valores porcentuales más altos de agregados biogénicos (*circa* 30-35%) se presentaron en los sedimentos de San Luis, Punucapa y Pichoy durante el otoño del año 2016 y en los de San Luis durante el otoño del año 2017 (Tabla 3.3.4). 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 3.3.4). 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. 3.3.5).

Tabla 3.3.4. 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 2015-2019 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)

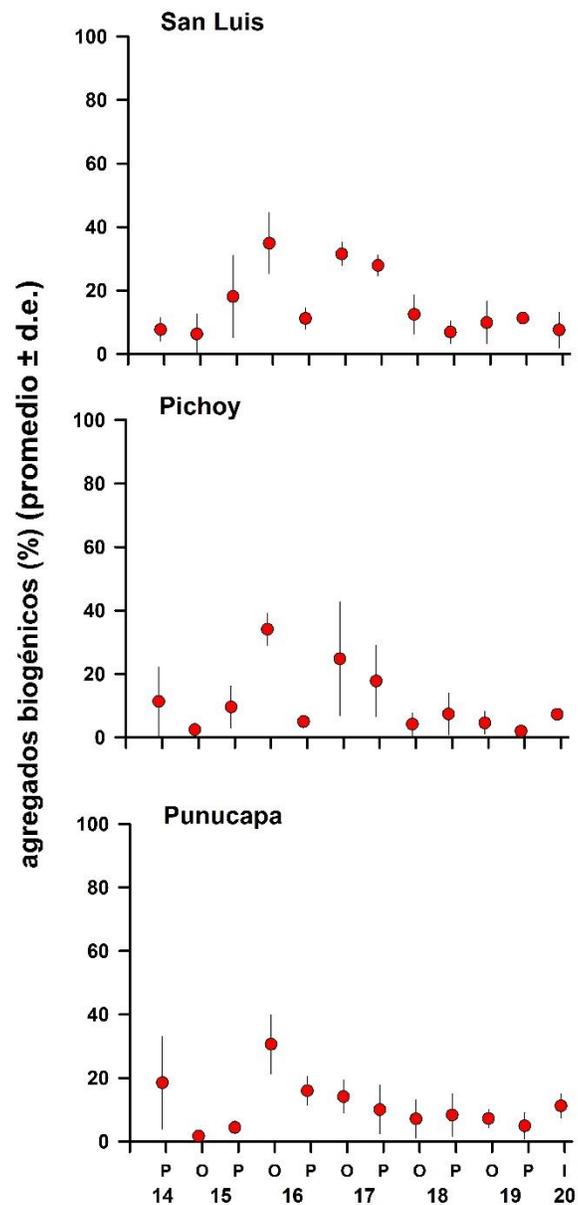


Figura 3.3.5. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Materia orgánica total

Durante la campaña del año 2020, los valores promedio de materia orgánica total fueron más altos en los sedimentos de San Luis y Punucapa (>15%), en tanto que en los del río Pichoy se registró un valor tan bajo como 3,8%; el más bajo registrado durante todo el periodo de estudio (Tabla 3.3.5). Durante el período de estudio (2014-2020), las mayores proporciones de materia orgánica total ocurrieron en el sector San Luis durante la primavera del año 2016 (74,4%), seguido de valores del orden de 30% en Punucapa durante la primavera del año 2017 (Tabla 3.3.5). No se observaron tendencias inter-anales significativas ($p > 0,05$) al aumento o disminución inter-anual de materia orgánica total en los sedimentos estudiados (Fig. 3.3.6).

Tabla 3.3.5. 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 2015-2019 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)

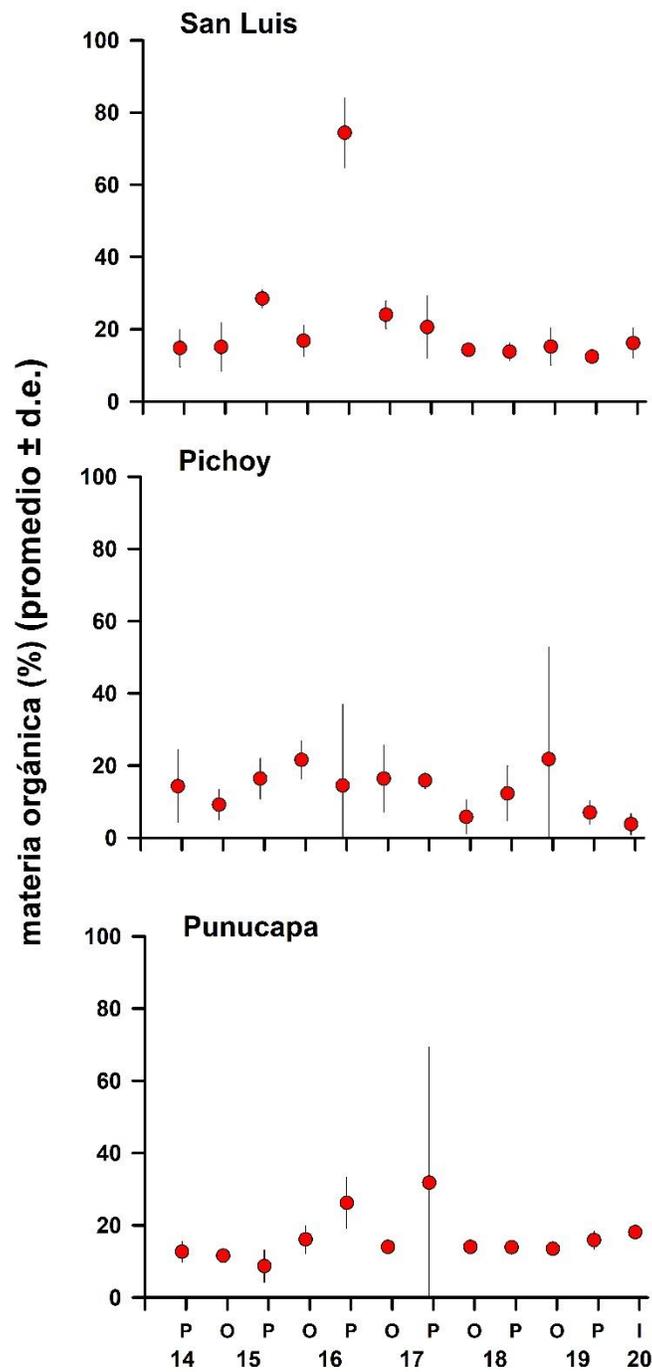


Figura 3.3.6. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio de materia orgánica total contenida en los sedimentos de orilla del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 el invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Tamaño medio de la partícula de arena

Durante la campaña realizada el año 2020 las partículas de arenas contenidas en los fondos sedimentarios analizados presentaron distintos tamaños medios en las distintas estaciones (Tabla 3.3.6). Los sedimentos del sector San Luis presentaron primariamente partículas de tamaño fino (125-250 μm ; *cf.*, Folk, 1980) (Tabla 3.3.6), los de Punucapa tuvieron partículas cuyos tamaños caen en el rango de arenas finas y medias (250-500 μm ; *cf.*, Folk, 1980), mientras que los sedimentos del río Pichoy presentaron primariamente partículas de tamaño medio (Tabla 3.3.6). La variabilidad inter-anual del tamaño medio de la partícula de arena mostró tendencias inter-anales significativas ($p < 0,05$) a la disminución, en los sedimentos del sector de San Luis (Fig. 3.3.7).

Tabla 3.3.6. 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 2015-2019 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)

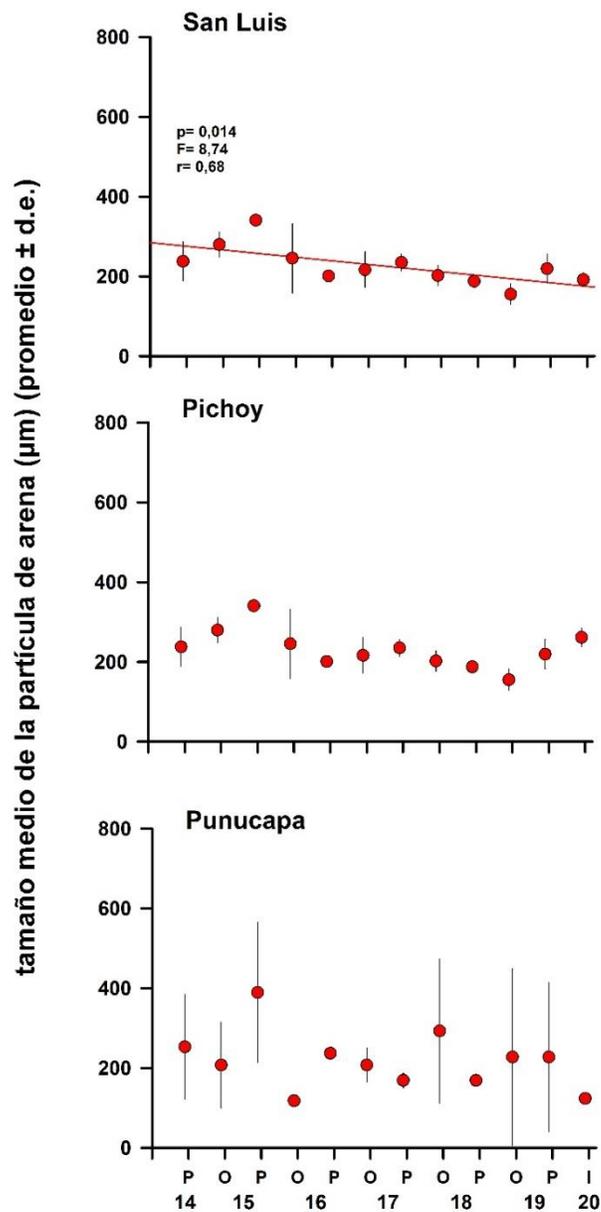


Figura 3.3.7. Comparación inter-anual de los valores porcentuales promedio del tamaño medio de la partícula de arena en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) \pm 1 desviación estándar. Solo se muestran resultados de análisis de correlación entre valores porcentuales y tiempo, cuando los valores de p y R2 fueron significativos (*i.e.* en San Luis).

pH

Durante el invierno del año 2020, los valores de pH fueron muy similares en los sedimentos analizados con rangos entre 6,8 y 7,1 (sedimentos de Punucapa y San Luis, respectivamente) (Tabla 3.3.7). El valor promedio más bajo de pH se midió en los sedimentos de Punucapa, durante la primavera del año 2019 (5,7), 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 3.3.7). No se evidenciaron tendencias significativas ($p > 0,05$) de variabilidad inter-anual en la data de pH (Fig. 3.3.8).

Tabla 3.3.7. Variabilidad del pH en los sedimentos de orilla del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 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)

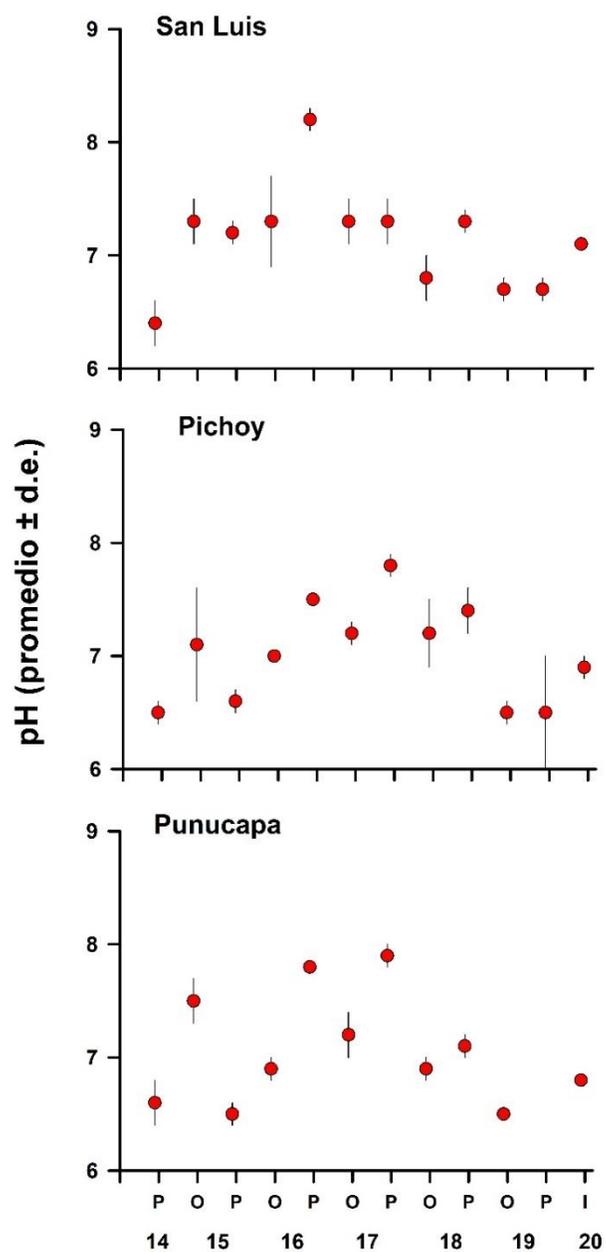


Figura 3.3.8. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio del pH en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Redox

Los valores porcentuales del potencial óxido reducción (redox) durante el invierno del año 2020 fueron muy diferentes entre sí: -107,2 mV en los sedimentos del sector San Luis, -43,7 en los del río Pichoy y 19,4 mV en los sedimentos de Punucapa (Tabla 3.3.8). En general, los valores del potencial óxido reducción (redox) han sido más bajos o negativos en los sedimentos del sector San Luis: en 10 de doce muestreos *versus* en 7 y 8 de doce muestreos en los sedimentos de Punucapa y Pichoy (Tabla 3.3.8). No se detectaron diferencias significativas ($p > 0,05$) inter-anales, en la variabilidad del potencial óxido reducción en el área de estudio (Fig. 3.3.9).

Tabla 3.3.8. 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 2015-2019 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)

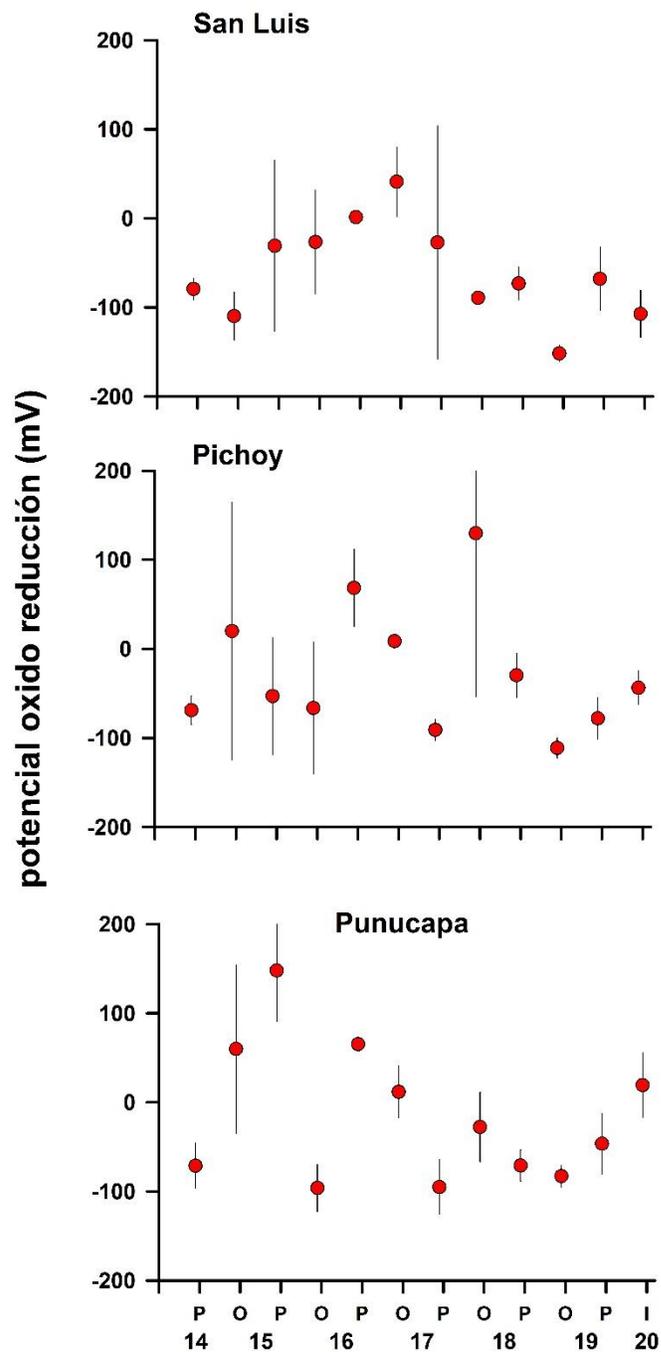


Figura 3.3.9. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio del potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Macroinfauna bentónica

Composición específica

Durante el invierno del año 2020, la macroinfauna de los fondos sedimentarios submareales del área de estudio, estuvo compuesta por siete taxa: dos poliquetos (*Prionospio (Minuspio) patagonica* y *Perinereis gualpensis*), dos oligoquetos (uno de la familia Tubificidae y otro de Naididae), un crustáceo (*Paracorophium hartmannorum*) y dos insectos (uno de la familia Chironomidae, Tanypodine) (Ver Anexo). Esta ha sido la composición faunística más baja hasta ahora observada durante el período 2014-2020. El año 2016 fue el periodo anual cuando se registró la composición taxonómica más alta del periodo de estudio (17 especies). A las arriba mencionadas se suman los crustáceos *Cyprideis beaconensis*, *Leucon* sp., una especie de copepoda y un ostracodo, los insectos Ortocladine y Ephemeroptera, dos moluscos bivalvos (*Mulinia edulis* y *Pisidium* sp.), un nemertino y un arácnido (Ver Anexo).

Riqueza de especies

La Tabla 3.3.9 y Figura 3.3.10 muestran la variabilidad de la riqueza de especies de la macroinfauna bentónica en el área de estudio. Durante el invierno del año 2020 la riqueza de especies varió entre 2 (San Luis y río Pichoy) y 4 taxa (Punucapa).

La riqueza promedio de especies más alta (5 taxa) registrada, ocurrió en los sedimentos del sector de San Luis en la primavera del 2016 y en Punucapa durante la primavera el año 2019 (Tabla 3.3.9). En general, los valores más bajos de riqueza de especies se registraron en los sedimentos del río Pichoy y sector San Luis (Tabla 3.3.8). 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. 3.3.10).

Tabla 3.3.9. 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 2015-2019 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)

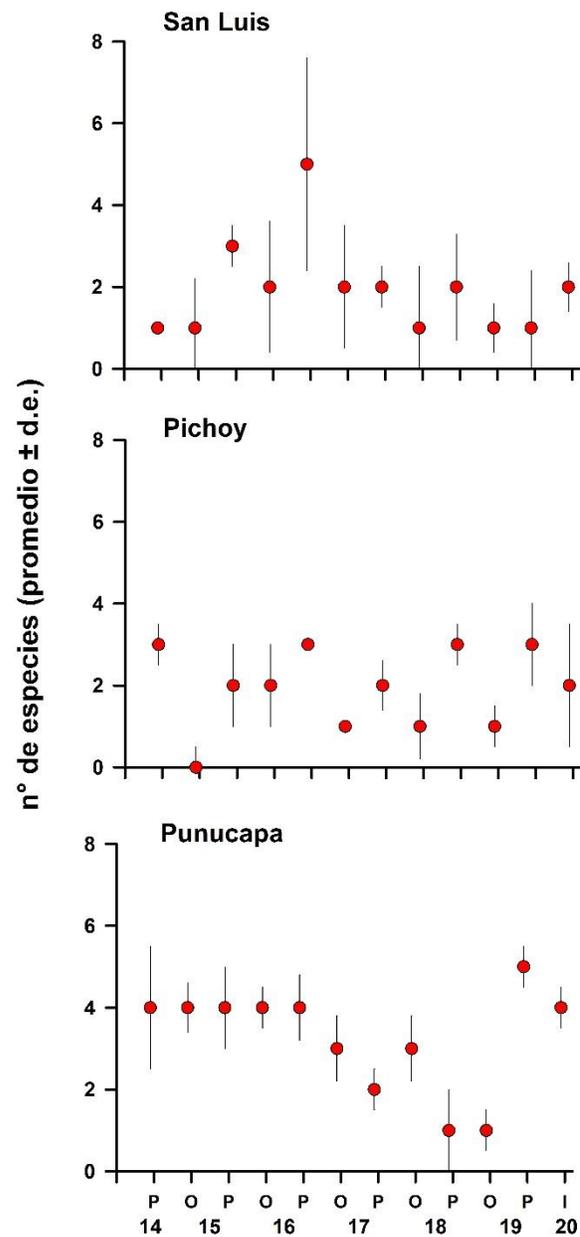


Figura 3.3.10. Comparación inter-anual de la riqueza de especies en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Abundancia total

El valor más alto de abundancia total durante el invierno del año 2020 se registró en el sector de Punucapa (17.500 ind/m²), en tanto que el valor de abundancia más bajo ocurrió en el sector San Luis (1.080 ind/m²) (Tabla 3.3.10).

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 alcanzó a 34.489 ind/m² (Tabla 3.3.10). 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/m² respectivamente, dichas abundancias están dadas fundamentalmente por oligoquetos de la familia Tubificidae (Tabla 3.3.10). Los menores valores de abundancia total (con algunas excepciones) ocurrieron durante todo el periodo de estudio en sector San Luis y río Pichoy (Tabla 3.3.10 y Fig. 3.3.11).

La Figura 3.3.11 muestra que no hubo una variabilidad inter-anual significativa ($p > 0,05$) en la abundancia total de la macroinfauna bentónica de los sedimentos del área de estudio (*i.e.*, la abundancia total de la macroinfauna no tendió a aumentar o disminuir en el tiempo).

Tabla 3.3.10. Abundancia total (ind/m²) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 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)

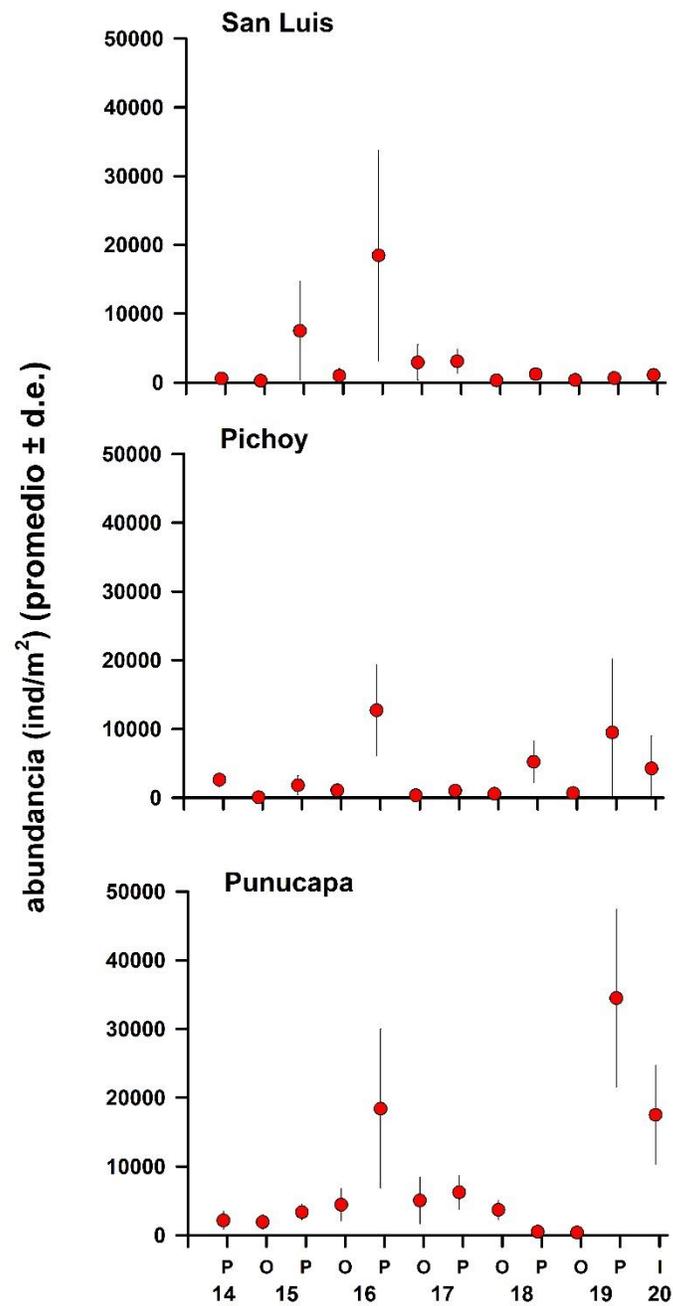


Figura 3.3.11. Comparación inter-anual de la abundancia total (ind/m²) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

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 en los sedimentos de Punucapa ($H'=0,40$) durante el invierno del año 2020 (Tabla 3.3.11).

El valor más alto de diversidad registrado durante todo el período de estudio ocurrió durante la primavera del año 2019 en el sector de Punucapa ($H'=0,60$), en tanto los menores valores de diversidad o valores iguales a cero se registraron en los sectores de San Luis y río Pichoy (Tabla 3.3.11).

La Figura 3.3.12 muestra la variabilidad inter-anual del Índice de Diversidad de Shannon – Wiener en los sedimentos de orilla de los diferentes sitios de estudio; no se observó una tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$); es decir no hubo una tendencia a disminuir o aumentar en el tiempo (Fig. 3.3.12).

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 3.3.11).

Tabla 3.3.11. 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 2015-2019 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)

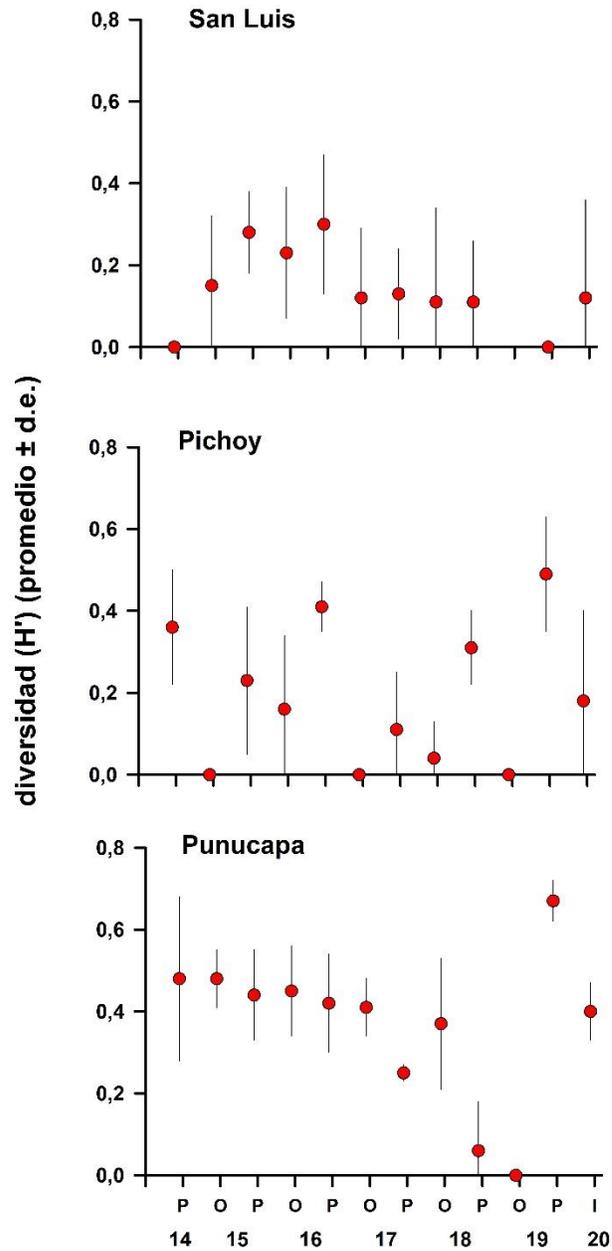


Figura 3.3.12. Comparación inter-anual del Índice de diversidad Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) \pm 1 desviación estándar.

Abundancia de taxa

Las Tablas 3.3.12 y 3.3.13 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, han estado ausentes en los sectores San Luis y río Pichoy (Tabla 3.3.12; 3.3.13 y Fig. 3.3.13).

En el invierno del año 2020, el poliqueto *Prionospio (M) patagonica* registro un valor de abundancia que alcanzo a 2.955 ind/m² (Tabla 3.3.12). Las mayores abundancias de esta especie se registraron en la primavera del año 2016 y 2017 (5.057 y 4.716 ind/m², respectivamente) (Tabla 3.3.12).

Por otra parte, *Perinereis gualpensis*, registró durante el periodo de estudio valores de abundancia relativamente bajos (<568 ind/m²). 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/m² (Tabla 3.3.13).

La Figura 3.3.13 muestra la variabilidad inter-anual en las abundancias totales de estas especies en los sedimentos de las diferentes áreas de estudio; ambas especies no mostraron tendencia inter-anual significativa ($p > 0,05$) a disminuir o aumentar en el tiempo.

Tabla 3.3.12. Abundancia (ind/m²) 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 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

<i>Prionospio (M) patagonica</i>	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

Tabla 3.3.13. Abundancia (ind/m²) del poliqueto *Perinereis gualpensis* en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, el otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

<i>Perinereis gualpensis</i>	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)

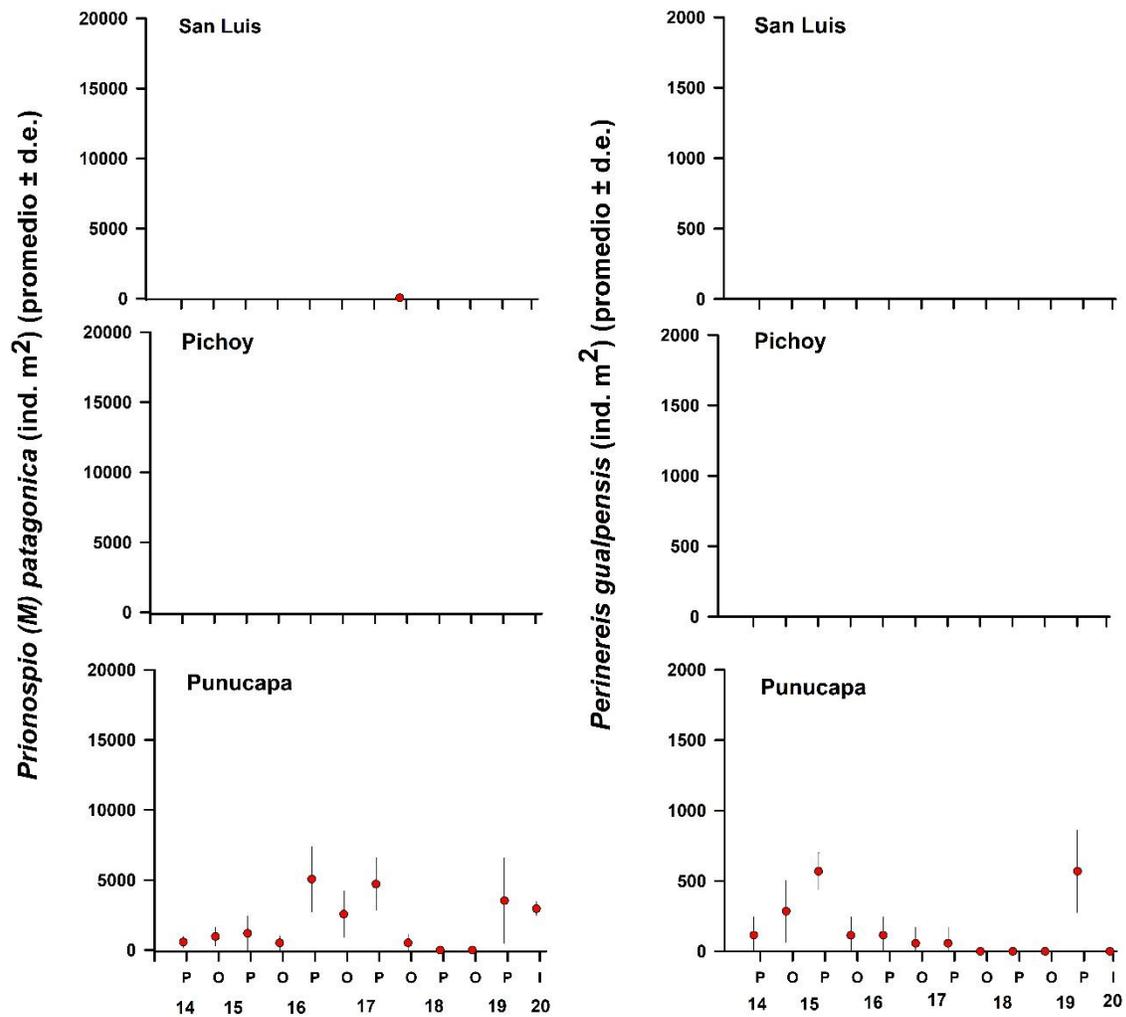


Figura 3.3.13. Abundancia (ind/m²) de los poliquetos *Prionospio (M) patagonica* y *Perinereris gualpensis*, en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación 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.

Durante el invierno del año 2020, la abundancia de esta especie alcanzo a 12.102 ind/m², en tanto, San Luis y río Pichoy presentaron abundancias similares menores 1.000 ind/m². 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/m²) (Tabla 3.3.14).

Cabe mencionar que esta especie, presento bajas abundancias en los sectores de San Luis y río Pichoy y comenzó a aparecer intermitentemente a partir de la primavera del año 2018 (Tabla 3.3.14).

La Figura 3.3.14 muestra la variabilidad inter-anual en la abundancia total de *Paracorophium hartmannorum*, la cual no mostró tendencia interanual significativa ($p>0,05$) a aumentar o disminuir en el tiempo.

Tabla 3.3.14. Abundancia (ind/m²) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

<i>Paracorophium hartmannorum</i>	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)

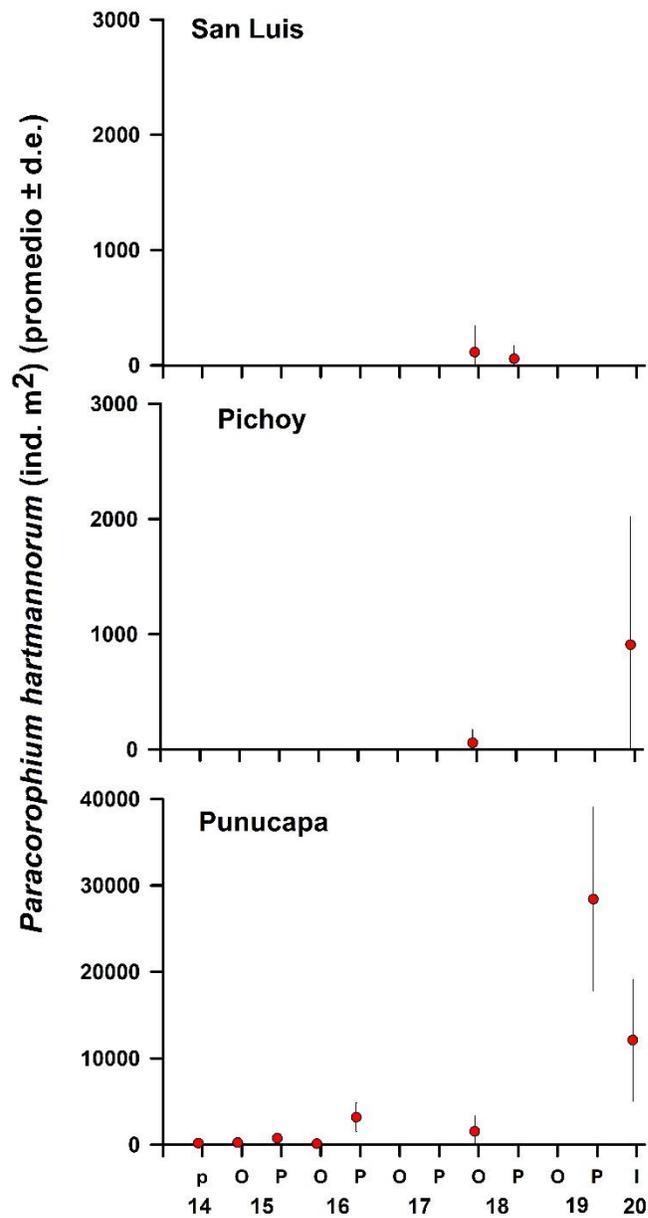


Figura 3.3.14. Abundancia (ind/m²) del anfípodo *Paracorophium hartmannorum* en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Oligoquetos de la familia Tubificidae, son los taxa que han presentado los valores más altos de abundancia en los fondos sedimentarios del área estudiada.

Durante el invierno del año 2020, las mayores abundancias ocurrieron en los sedimentos del río Pichoy alcanzando a 3.182 ind/m², en tanto el sector de San Luis mostró la abundancia más baja registrada 284 ind/m² (Tabla 3.3.15). Durante 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/m² respectivamente) (Tabla 3.3.15).

Esta especie no mostró tendencia inter-anual significativa ($p>0,05$) a aumentar o disminuir en el tiempo (Fig. 3.3.15).

Tabla 3.3.15. Abundancia (ind/m²) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 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)

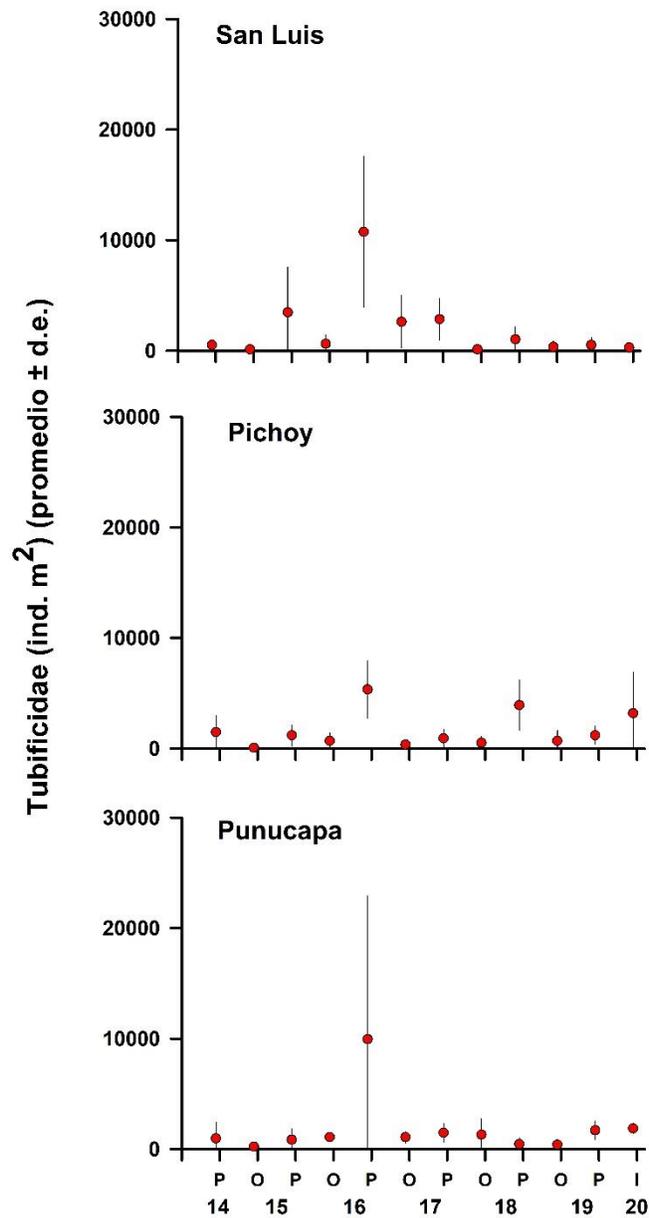


Figura 3.3.15. Abundancia (ind./m²) del oligoqueto Tubificidae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019, e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) ± 1 desviación estándar.

Los insectos de la familia Chironominae han estado en general presentes en todos los sitios de estudio, aun cuando en abundancias relativamente bajas.

Durante el invierno del año 2020, esta especie solo estuvo presente en el río Pichoy en muy baja cantidad (57 ind/m²). En los sedimentos del río Pichoy durante la primavera del año 2018, se registró el valor más alto para esta especie durante todo el periodo de estudio alcanzando 568 ind/m² (Tabla 3.3.16).

La Figura 3.3.16 muestra la variabilidad inter-anual de esta especie, la cual no mostró una tendencia inter-anual significativa ($p > 0,05$) al aumento o disminución en el tiempo.

Tabla 3.3.16. Abundancia ind/m² del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno del año 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) más desviación estándar en paréntesis. SL = San Luis, Pu = Punucapa, Pi = Pichoy.

Chironomidae	eje central del río Cruces (sector estuarial)		río tributario del HRC (sector estuarial)
	SL	Pu	Pi
primavera 2014	57 (114)	57 (114)	171 (114)
otoño 2015	0	57 (114)	0
primavera 2015	0	0	341 (394)
otoño 2016	0	0	0
primavera 2016	57 (114)	0	0
otoño 2017	0	0	0
primavera 2017	57 (114)	0	114 (131)
otoño 2018	0	0	0
primavera 2018	57 (114)	0	568 (541)
otoño 2019	0	0	0
primavera 2019	57 (114)	57 (114)	455 (186)
invierno 2020	0	0	57 (114)

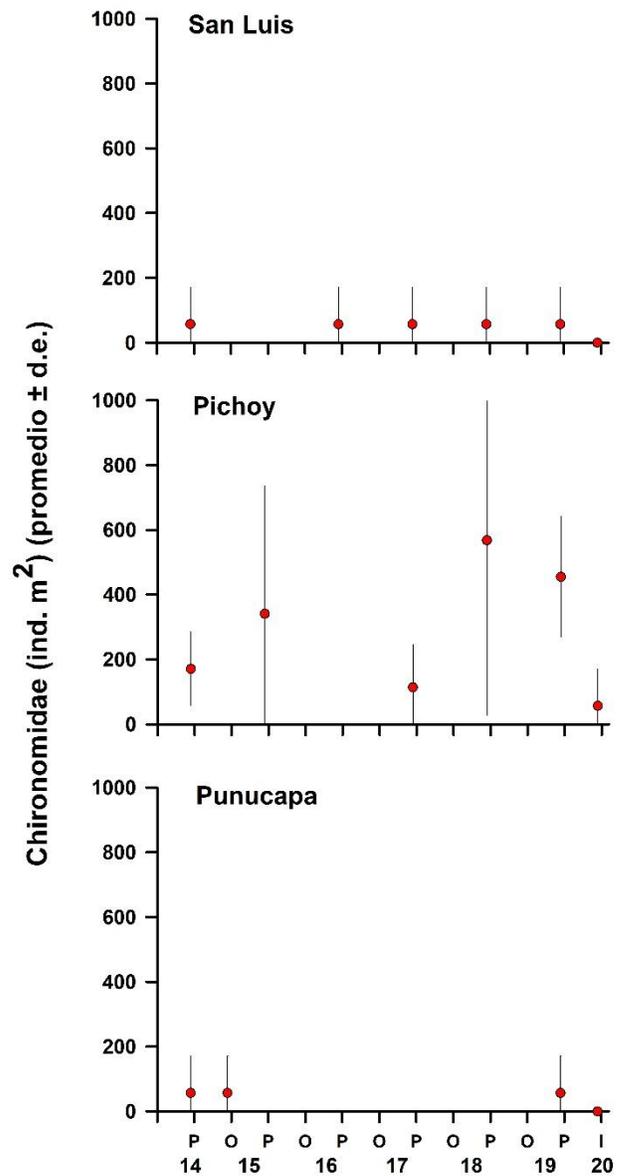


Figura 3.3.16. Abundancia (ind./m²) del insecto Chironominae en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 e invierno de los años 2020. Los valores son promedios (cuatro réplicas) \pm 1 desviación estándar.

Relaciones Fauna – Sedimento

Los resultados de los análisis de regresión múltiple paso a paso, muestran que el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener fue explicado en un 49,4 % por el potencial redox, en tanto la abundancia de la macroinfauna bentónica fue explicada en un 35,7 % por el tamaño medio de la arena (Tabla 3.3.16).

Tabla 3.3.16. Coeficientes de correlación (R^2) entre la riqueza de especies, Índice de Diversidad de Shanon-Winer y abundancia de la macroinfauna bentónica (variables dependientes) y las características del sedimento (variables independientes).

Variables biológicas	R^2
Riqueza de especies	-----
Índice de diversidad de Shannon - Wiener	49,4 % (potencial redox)
Abundancia macroinfauna bentónica	35,7 % (tamaño medio arena)

CONCLUSIONES

- Las fracciones texturales arena y fango son las que predominan en los fondos sedimentarios del área de estudio; fango, partículas finas y partículas de tamaño medio son las que prevalecen en los sedimentos del área estudiada.
- La fracción arena ha mostrado una tendencia significativa a la disminución en el tiempo en los fondos sedimentarios del sector Punucapa. En tanto el fango ha presentado tendencias a aumentar en el tiempo en el mismo sector.
- La variabilidad de los valores de redox obtenidos durante el periodo de estudio, dejan en evidencia el alto dinamismo que existe entre corrientes mareales y tipos de sedimentos en el HRC.
- La riqueza de especies de la macroinfauna de fondos sedimentarios fue de 7 especies durante el invierno del año 2020, las cuales corresponden a dos poliquetos, dos oligoquetos, un crustáceo y dos insectos, correspondiendo a la composición faunística más baja encontrada durante todo el período de estudio. La composición taxonómica más alta se registró en el año 2016 (17 taxa). Sin embargo, esta variabilidad en el número de especies no ha sido significativa en el tiempo, 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, registrando su valor más alto en la primavera del año 2019.
- Durante la primavera del año 2016, los tres sitios de estudio (San Luis, Punucapa y Pichoy) presentaron abundancias relativamente altas, abundancias dadas fundamentalmente por oligoquetos de la familia Tubificidae. Por otra parte, los valores más bajos de abundancia (con algunas excepciones) ocurrieron en el sector San Luis y río Pichoy.
- La abundancia total de la macroinfauna bentónica no evidenció una tendencia significativa al aumento o disminución en el tiempo en los sedimentos del sector de San Luis, Punucapa y río Pichoy.

- Los oligoquetos de la familia Tubificidae, han sido los taxa que han estado presente en todos los sitios de estudio, los poliquetos (*Prionospio (M) patagonica* y *Perinereis gualpensis*) han dominado en los sedimentos del sector de Punucapa. Por el contrario, 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 y su río tributario, 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 (ind/m²) de la macroinfauna bentónica presente en los sedimentos del área de estudio, durante la primavera del año 2014, otoño y primavera de los años 2015-2019 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			
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0	0	0
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	511,4	113,6	3.465,9
<i>Nais pardalis</i>	0	0	3.579,5
INSECTA			
Chironomidae	56,8	0	0
Tanypodine	0	113,6	454,5
Ortocladine	0	0	0
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	0	0	0
<i>Cyprideis beaçonensis</i>	0	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	0	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0
CHORDATA			
<i>Geotria australis</i>	0	0	0
ARACHNIDA			
<i>Hydracarina</i>	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				
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0	0	0	0
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	625,0	10.738,6	2.613,6	2.840,9
<i>Nais pardalis</i>	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
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	0	0	0	0
<i>Cyprideis beaconensis</i>	113,6	227,3	0	0
Ostracoda	0	56,8	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	284,1	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	56,8	0
MOLLUSCA				
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	56,8		113,6
<i>Mulinia edulis</i>	0	113,6	0	0
CHORDATA				
<i>Geotria australis</i>	0	0	0	0
ARACHNIDA				
<i>Hydracarina</i> 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					
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	56,8	0	0	0	0
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	113,6	1.022,7	340,9	511,4	284,1
<i>Nais pardalis</i>	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
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	113,6	56,8	0	0	738,6
<i>Cyprideis beaçonensis</i>	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	56,8	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0	0	0
CHORDATA					
<i>Geotria australis</i>	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
<i>Hydracarina</i>	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	Punucapa		
	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
	(noviembre)	(abril)	(noviembre)
TAXA			
POLYCHAETA			
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	568,2	965,9	1.193,2
<i>Perinereis gualpensis</i>	113,6	284,1	568,2
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	965,9	227,3	852,3
<i>Nais pardalis</i>	56,8	0	0
INSECTA			
Chironomidae	56,8	56,8	0
Tanypodine	56,8	0	0
Ortocladine	0	0	0
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	170,5	227,3	738,6
<i>Cyprideis beaçonensis</i>	170,5	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	0	56,8	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	113,6	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0
CHORDATA			
<i>Geotria australis</i>	0	0	0
ARACHNIDA			
<i>Hydracarina</i>	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				
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	511,4	5.056,8	2.556,8	4.715,9
<i>Perinereis qualpensis</i>	113,6	113,6	56,8	56,8
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	1.079,5	9.943,2	1.079,5	1.477,3
<i>Nais pardalis</i>	0	0	0	0
INSECTA				
Chironomidae	0	0	0	0
Tanypodine	0	0	0	0
Ortocladine	0	113,6	0	0
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	113,6	3.181,8	0	0
<i>Cyprideis beaçonensis</i>	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	2.613,6	0	1.363,6	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0	0
CHORDATA				
<i>Geotria australis</i>	0	0	0	0
ARACHNIDA				
<i>Hydracarina</i>	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					
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	511,4	0	0	3.522,7	2.954,5
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0	568,2	511,4
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	1.306,8	454,5	397,7	1.704,5	1.875,0
<i>Nais pardalis</i>	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
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	1.534,1	0	0	28.409,1	12.102,3
<i>Cyprideis beaçonensis</i>	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
<i>Littoridina cumingi</i>	56,8	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0	0	0
CHORDATA					
<i>Geotria australis</i>	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
<i>Hydracarina</i>	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

Río tributario del HRC (sector estuarial)	río Pichoy		
	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
	(noviembre)	(abril)	(noviembre)
TAXA			
POLYCHAETA			
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0	0	0
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0
OLIGOCHAETA			
Tubificidae	1.477,3	56,8	1.193,2
<i>Nais pardalis</i>	738,6	0	284,1
INSECTA			
Chironomidae	170,5	0	340,9
Tanypodine	56,8	0	0
Ortocladine	0	0	113,6
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0
Plecoptera	0	0	0
CRUSTACEA			
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	0	0	0
<i>Cyprideis beaconensis</i>	0	0	0
Ostracoda	0	0	0
Phoxocephalidae	113,6	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	0	0
Copepoda	0	0	0
HIRUDINEA			
Hirudinea	0	0	0
MOLLUSCA			
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	56,8	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0
CHORDATA			
<i>Geotria australis</i>	0	0	0
ARACHNIDA			
<i>Hydracarina</i>	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				
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0	0	0	0
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0	0
OLIGOCHAETA				
Tubificidae	681,8	5.340,9	340,9	909,1
<i>Nais pardalis</i>	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
<i>Stilobezzia</i> sp.	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0
CRUSTACEA				
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	0	0	0	0
<i>Cyprideis beaconensis</i>	227,3	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0	0
<i>Leucon</i> sp.	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0
HIRUDINEA				
Hirudinea	0	0	0	0
MOLLUSCA				
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0	0
CHORDATA				
<i>Geotria australis</i>	0	0	0	0
ARACHNIDA				
<i>Hydracarina</i>	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					
<i>Prionospio (M) patagonica</i>	0	0	0	0	0
<i>Perinereis gualpensis</i>	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA					
Tubificidae	511,4	3.920,5	681,8	1.193,2	3181,8
<i>Nais pardalis</i>	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
<i>Stilobezzia sp.</i>	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	0	56,8	0	0	0
Plecoptera	0	0	0	0	0
CRUSTACEA					
<i>Paracorophium hartmannorum</i>	56,8	0	0	0	909,1
<i>Cyprideis beaconensis</i>	0	0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0
<i>Heterias exul</i>	0	0	0	0	0
<i>Leucon sp.</i>	0	0	0	0	0
Copepoda	0	0	0	0	0
HIRUDINEA					
Hirudinea	0	0	0	0	0
MOLLUSCA					
<i>Littoridina cumingi</i>	0	0	0	0	0
<i>Pisidium sp.</i>	0	0	0	0	0
<i>Mulinia edulis</i>	0	0	0	0	0
CHORDATA					
<i>Geotria australis</i>	0	0	0	0	0
ARACHNIDA					
<i>Hydracarina</i>	0	0	0	0	0
NEMERTEA					
Nemertea	0	0	0	0	0

3.4 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 anfibia (*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 río Cruces durante el Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2020 - marzo 2023). el periodo 2020 año del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal.
- Evaluar para esos períodos de muestreo, 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 este periodo de Monitoreo, con los datos de los muestreos realizados en la misma área durante el otoño y primavera del período abril 2014 – marzo 2020, Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y Programa de Diagnóstico Ambiental realizado en el mismo humedal.

MATERIAL Y METODOS

Obtención de las muestras de invertebrados bentónicos

Los muestreos se realizaron en otoño (abril) y primavera (octubre) del año 2020 (Tabla 3.4.1), en los sitios que se muestran en la Figura 3.4.1.

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 muestral de 0,09 m²) provista con malla de 250 µm de trama; (Fig. 3.4.2). 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.

Tabla 3.4.1. Sitios y fechas de muestreos para análisis de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio.

Estaciones	Otoño 2020	Primavera 2020
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	25 abril 2020	6 Octubre 2020
2 (sector Rucaco)	25 abril 2020	6 Octubre 2020

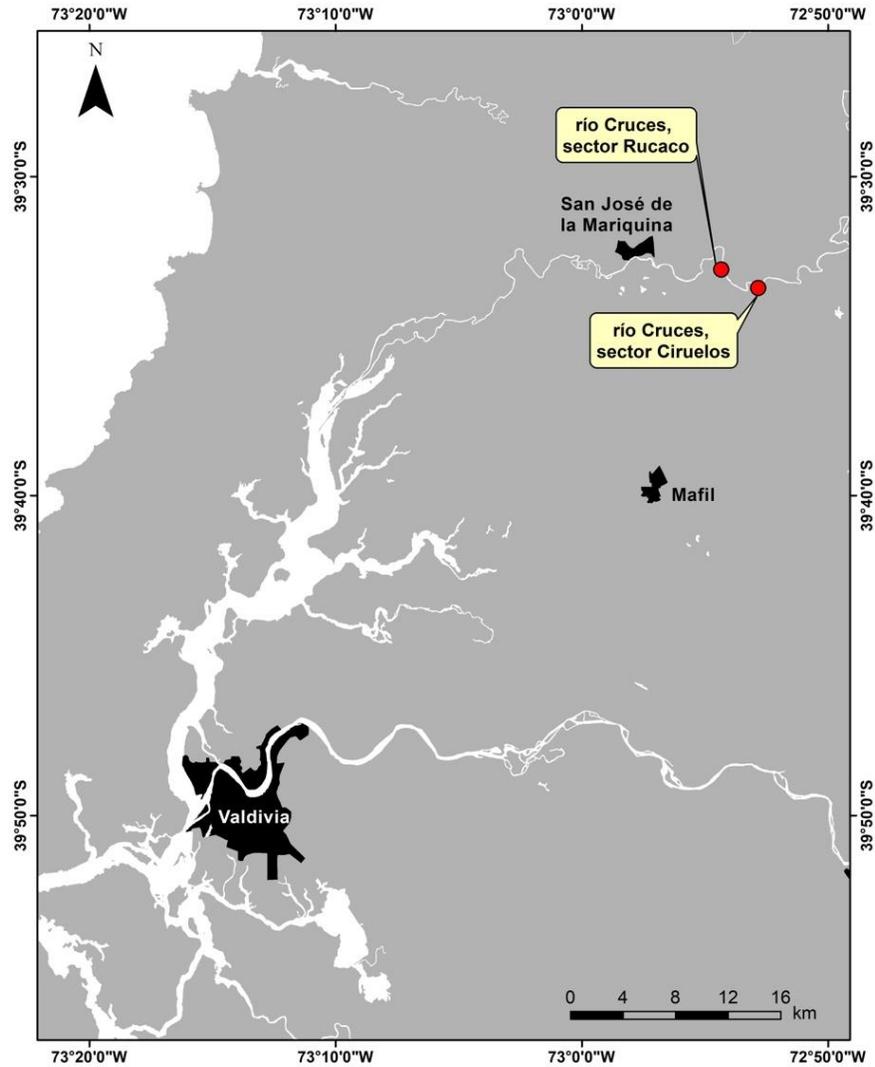


Figura 3.4.1. Ubicación de las dos estaciones de muestreo seleccionadas para el monitoreo de la macrofauna de fondos ritrales en el río Cruces. La correspondencia de estas estaciones con las destinadas al estudio del agua superficial y sedimentos submareales es: Ciruelos (estación 1) y Rucaco (estación 2).



Figura 3.4.2. 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 raíz a la cuarta, 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 3.4.2.

Tabla 3.4.2. 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 bueno	Contaminación orgánica muy leve
4,51-5,50	Bueno	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 2020 se encontraron 40 taxa de macroinvertebrados bentónicos en los fondos ritrales de las estaciones Ciruelos y Rucaco, siendo los insectos del orden Díptera los que predominaron, tanto en otoño como en primavera. En otoño se registraron 24 taxa, de los cuales 20 correspondieron a Insectos, 1 a crustáceo, 1 a Gasterópodo, Oligochaeta y Platelmino. En primavera en tanto se registraron 23 taxa, correspondiendo 21 a insectos, 1 a crustáceo y 1 a gasterópodo. La Tabla 3.4.3 muestra la presencia de taxa en cada estación del año y los valores del Índice Biótico de Hilsenhoff asignado a cada taxa (*cf.* Tabla 3.4.2).

Tabla 3.4.3. Invertebrados bentónicos de fondos ritrales recolectados en el área de estudio durante el año 2020 (campañas correspondientes a las estaciones de otoño y primavera). Se indica además el valor del Índice Biótico asignado para cada especie (cf. Tabla 3.4.2). VT= Valor Tolerancia contaminación orgánica

Phylum	Clase	Orden	Taxa	VT	Otoño 2020	Primavera 2020	
Arthropoda	Insecta	Diptera	<i>Eukiefferella</i> sp.	4	✓	✓	
			<i>Corynoneura</i> sp.	4	X	X	
			<i>Thienemaniella</i> sp.	6	✓	✓	
			<i>Simulium</i> sp.	4	✓	✓	
			<i>Atherix</i> sp.	4	✓	✓	
			<i>Orthocladus</i> sp.	6	✓	✓	
			<i>Pentaneura</i> sp.	5	X	X	
			<i>Reothanytarsus</i> sp.	6	✓	✓	
			Empididae	6	✓	✓	
			<i>Limonia</i> sp.	4	✓	✓	
		Ephemeroptera	Chironomidae	6	✓	X	
			<i>Meridialaris diguillina</i>	4	X	✓	
			<i>Meridialaris laminata</i>	4	✓	X	
			<i>Nousia maculata</i>	3	✓	X	
			<i>Andesiops torrens</i>	5	✓	✓	
			<i>Andesiops peruvianus</i>	4	X	✓	
			<i>Penaphlebia flavidula</i>	4	X	X	
			<i>Penaphlebia chilensis</i>	4	✓	✓	
			<i>Hapsiphlebia anastomosis</i>	2	X	✓	
			Plecoptera	<i>Limnoperla jaffueli</i>	2	✓	✓
		<i>Antarctoperla michaelsoni</i>		1	✓	✓	
		<i>Aubertoperla</i> sp.		2	X	X	
		Trichoptera		<i>Smicridea annulicornis</i>	5	✓	✓
			<i>Reochorema</i> sp.	3	✓	✓	
			<i>Cailloma</i> sp.	3	X	X	
			Hydroptilidae	5	✓	X	
			<i>Triplectides</i> sp.	4	X	✓	
		Coleoptera	<i>Luchoelmis</i> sp.	4	✓	X	
			<i>Austrolimnius</i> sp.	4	✓	✓	
			Staphylinidae	4	X	X	
			Hydraenidae	4	X	✓	
			Megaloptera	<i>Protochauliodes</i> sp.	4	✓	✓
		Crustacea		Decapoda	<i>Aegla</i> sp.	5	✓
			Arachnida	Acariformes	Araneae	6	X
		Entognatha		Collembola	Collembola	5	X

Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	<i>Chilina dombeyana</i>	7	X	X
			<i>Uncancylus</i> sp.	6	✓	✓
Annelida	Oligochaeta	Lumbriculida	Lumbriculidae	10	X	X
		Tubificida	<i>Tubifex</i> sp.	10	✓	X
Platyhelminthes	Rhabditophora	Tricladida	<i>Dugesia</i> sp.	4	✓	X

Atributos Comunitarios

Riqueza de especies

Durante las catorce campañas realizadas durante el período 2014-2020, la riqueza de especies ha variado desde 7 especies, esto registrado en Ciruelos en Primavera de 2015 y Rucaco en Otoño de 2018, hasta 18 especies, registrado en Otoño de 2014 en Ciruelos (Tabla 3.4.4). Durante el año 2020, para las dos estaciones del año, la riqueza de especies fue mayor en el sector Ciruelos que en el sector Rucaco, ocurriendo la mayor riqueza de especies (15) en Ciruelos, mientras que la riqueza más baja (11) ocurrió en el sector de Rucaco (Tabla 3.4.4). No se encontró tendencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) para variabilidad temporal de la riqueza de especies desde el año 2014 a la fecha (Fig. 3.4.3).

Tabla 3.4.4. 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 2014-2020. 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		
1 (sector Ciruelos)	11 (2)	12 (2)	14 (1)	12 (2)	13 (3)	15 (2)		
2 (sector Rucaco)	7 (2)	9 (2)	9 (1)	9 (3)	11 (1)	13 (3)		

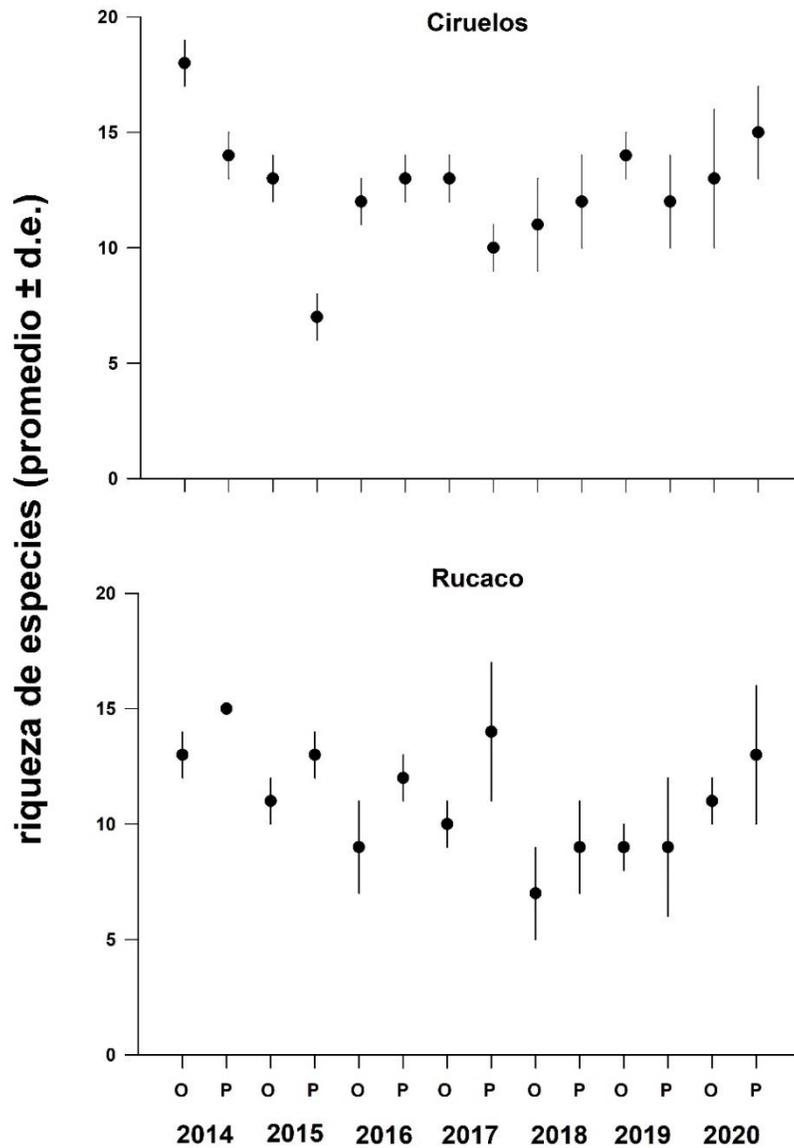


Figura 3.4.3. Riqueza promedio de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2020. Se agrega la línea de tendencias además de p y R^2 , cuando la correlación entre riqueza de especies y tiempo transcurrido fue significativa ($p < 0,05$).

Abundancia

Durante el periodo de estudio, la mayor abundancia de organismos bentónicos ocurrió en el sector Ciruelos durante el año 2017 (19.797 ind/m²) (Tabla 3.4.5), mientras que la menor abundancia se registró en el sector Rucaco (536,1 ind/m²) durante el año 2015 (Tabla 3.4.5). Durante el último muestreo, año 2020, las abundancias fluctuaron entre 1.275 ind/m² en primavera y 3.719 ind/m² en otoño, ambas reportadas en el sector Rucaco (Tabla 3.4.5). Las abundancias totales no presentaron tendencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) en el tiempo transcurrido desde el inicio de este monitoreo (Fig. 3.4.4).

Tabla 3.4.5. Abundancia total (ind/m²) 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 2014-2020. 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		
1 sector Ciruelos	2.394,4 (1.091,2)	3.002,8 (696,5)		
2 sector Rucaco	3.719,4 (1.755,9)	1.275 (708,9)		

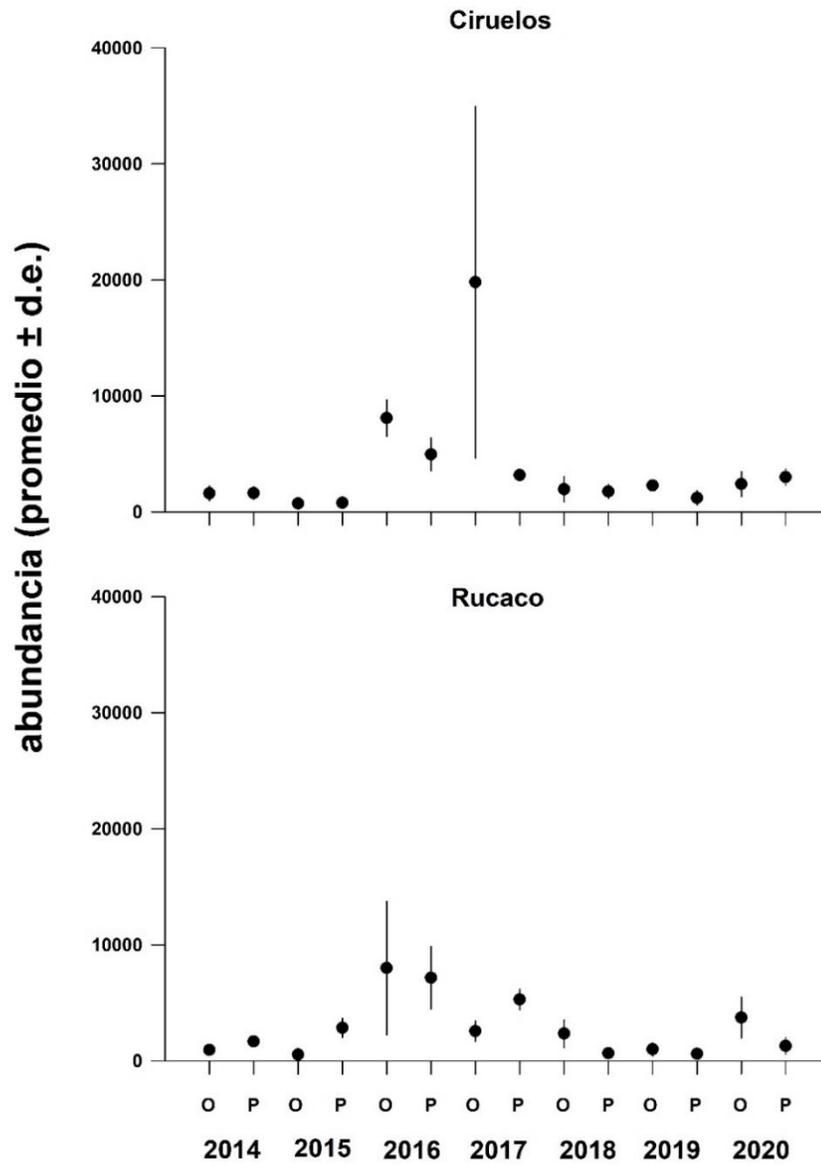


Figura 3.4.4. Abundancia total promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2020.

Dominancia

Durante todo el monitoreo, la especie que presentó la mayor ocurrencia en porcentaje durante el periodo de estudio, fue *Smicridea annulicornis* (Trichoptera) con un 78,2% durante el otoño 2019, a la vez, la menor ocurrencia ocurrió durante la primavera del año 2014 y correspondió al díptero *Eukiefferiella* sp. (<23%) (Tabla 3.4.6), ocurriendo ambas dominancias en el sector Rucaco. Durante la campaña de monitoreo de 2020, en ambas estaciones de muestreo, así como en la dos épocas del año, dominó el trichoptero *Smicridea annulicornis*, con dominancias entre 39,9 y 62,1 % (Tabla 3.4.6).

Tabla 3.4.6. Proporción relativa de la abundancia de especies de macroinvertebrados bentónicos dominantes en los fondos ritrales del área de estudio durante otoño y primavera del período 2014-2020.

sitios	Otoño 2014		Primavera 2014	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Smicridea annulicornis</i>	25,0	<i>Eukiefferiella</i> sp.	21,5
2 sector Rucaco	<i>Luchoelmis</i> sp.	17,9	<i>Eukiefferiella</i> sp.	14,5
sitios	Otoño 2015		Primavera 2015	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Eukiefferiella</i> sp.	22,1	<i>Tubifex</i> sp.	30,2
2 sector Rucaco	<i>Eukiefferiella</i> sp.	20,7	<i>Corynoneura</i> sp.	31,8
sitios	Otoño 2016		Primavera 2016	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Smicridea annulicornis</i>	35,4	<i>Simulium</i> sp	23,4
2 sector Rucaco	<i>Eukiefferiella</i> sp	61,0	<i>Simulium</i> sp	27,1
sitios	Otoño 2017		Primavera 2017	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Smicridea annulicornis</i>	46,2	<i>Eukiefferiella</i> sp	31,8
2 sector Rucaco	<i>Eukiefferiella</i> sp	52,8	<i>Eukiefferiella</i> sp	32,3

sitios	Otoño 2018		Primavera 2018	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Smicridea annulicornis</i>	29,6	<i>Limnoperla jaffueli</i>	47,4
2 sector Rucaco	<i>Eukiefferiella sp</i>	34,0	<i>Atherix sp</i>	27,6

sitios	Otoño 2019		Primavera 2019	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Smicridea annulicornis</i>	73,2	<i>Penaphlebia chilensis</i>	31,0
2 sector Rucaco	<i>Smicridea annulicornis</i>	78,2	<i>Eukiefferella sp.</i>	51,2

sitios	Otoño 2020		Primavera 2020	
	especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 sector Ciruelos	<i>Smicridea annulicornis</i>	48,3	<i>Smicridea annulicornis</i>	40,2
2 sector Rucaco	<i>Smicridea annulicornis</i>	62,1	<i>Smicridea annulicornis</i>	39,9

Diversidad

Durante todo el monitoreo, los valores del índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') han oscilado entre 0,43 (Rucaco, otoño 2019) y 1,07 (en los sectores Ciruelos y Rucaco durante el otoño y primavera del año 2014, respectivamente (Tabla 3.4.7). Durante las campañas realizadas durante el último monitoreo, año 2020, los valores de este índice variaron entre 0,50 y 0,82 (otoño y primavera en la estación de Rucaco) (Tabla 3.4.7). A pesar de un aumento en los valores del índice de diversidad del año 2020 comparado con los del año 2019 en el sector de Rucaco, la variabilidad temporal de la diversidad muestra tendencias significativas ($p < 0,05$) a la disminución en el tiempo en este sitio de muestreo (Fig. 3.4.5).

Tabla 3.4.7. 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 2014-2020. 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		
1 (sector Ciruelos)	0,69 (0,13)	0,78 (0,05)		
2 (sector Rucaco)	0,50 (0,19)	0,82 (0,12)		

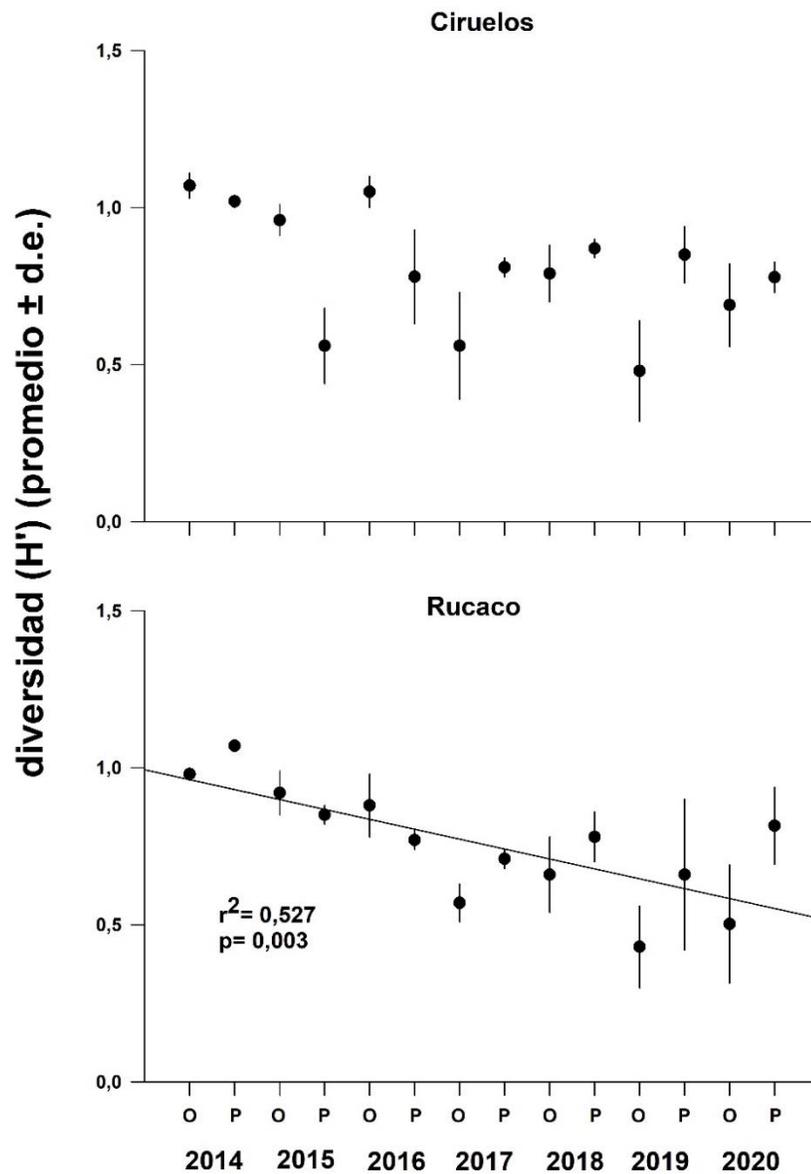


Figura 3.4.5. Diversidad promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de Otoño (O) y Primavera (P) del período 2014-2020. Se agrega la línea de tendencias además de p y R^2 , cuando la correlación entre diversidad y tiempo transcurrido fue significativa ($p < 0,05$).

Organismos bentónicos de fondos ritrales y carga orgánica en el agua

De acuerdo a los valores establecidos para el Índice de Hilssenhoff (RBP III), se observa que la calidad del ambiente acuático con respecto a la carga orgánica del mismo, ha sido predominantemente “buena” y “muy buena” (Tabla 3.4.8). Específicamente durante el último monitoreo el año 2020, la calidad del agua para ambas estaciones de muestreo, en otoño y primavera, fue categorizada como “buena”. Durante todo el monitoreo (desde 2014 a 2020), la calidad del agua ha variado de Regular a Muy buena (Tabla 3.4.8).

Tabla 3.4.8. Valores del Índice Biótico de Hilsenhoff para el área de estudio, durante las estaciones de Otoño y primavera del período 2014-2020 (Hilsenhoff 1988).

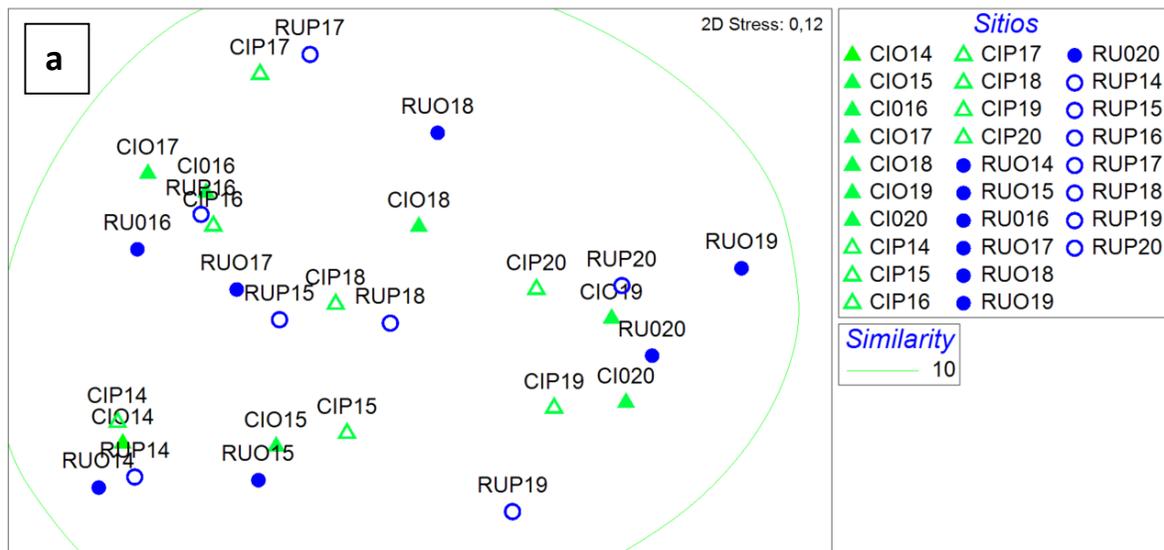
	1 Sector Ciruelos	Calidad Agua	2 Sector Rucaco	Calidad Agua
Otoño 2014	4.5	Muy bueno	4.91	Bueno
Primavera 2014	4.3	Muy bueno	4.21	Muy bueno
Otoño 2015	4.86	Bueno	4.54	Bueno
Primavera 2015	6.23	Regular	4.27	Muy Bueno
Otoño 2016	4.79	Bueno	4.62	Bueno
Primavera 2016	4.36	Muy bueno	4.23	Muy bueno
Otoño 2017	4.72	Bueno	5.03	Bueno
Primavera 2017	3.62	Muy bueno	3.86	Muy bueno
Otoño 2018	4.57	Bueno	4.4	Muy bueno
Primavera 2018	4.25	Muy Bueno	4.57	Bueno
Otoño 2019	7.82	Bueno	5.04	Bueno
Primavera 2019	3.92	Muy bueno	4.51	Bueno
Otoño 2020	4.76	Bueno	4.69	Bueno
Primavera 2020	4.87	Bueno	4.87	Bueno

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 entre los años 2014 y 2020, se presentan en la Figura 3.4.6. A un nivel de similitud faunística de 10% (estimación poco exigente), se observa la conformación de un solo conjunto de sitios y fechas (Fig. 3.4.6 a). Por el contrario, cuando el modelo se trabaja con 60% de similitud

taxonómica, la representación gráfica del análisis agrupa al total de muestras en conjuntos de sitios y fechas agrupadas y separadas de muestras aisladas (60% de similitud, Fig. 3.4.6 c). Las agrupaciones generadas con exigencias de similitudes taxonómicas de 60%, permiten hipotetizar que la delimitación de los conjuntos de muestras en esos análisis, se debe a diferencias taxonómicas tangibles entre tales entidades. Sin embargo, y debido a que el nivel de stress (*i.e.*, grado de disimilitud) para tales análisis es alto (0,12), se concluye que la delimitación de tales conjuntos, no es real y no tiene fundamento taxonómico.

Cabe destacar que a un 30% de similitud, en la Fig. 3.4.6 b, se forman tres grandes grupos, los cuales agrupan las estaciones de Ciruelo y Rucaco por grupos de años. En el caso de los años 2019 y 2020, las estaciones Rucaco y Ciruelos muestreados en Otoño y Primavera forman un grupo situado a la derecha del EMDNM. El segundo grupo que se forma es de las estaciones Ciruelos y Rucaco del año 2014 y 2015, situado en el lado izquierdo inferior del EMDNM. Mientras que el tercer grupo esta formado por las estaciones de muestreo de los años 2016, 2017 y 2018, ubicados en el lado izquierdo superior del EMDNM.



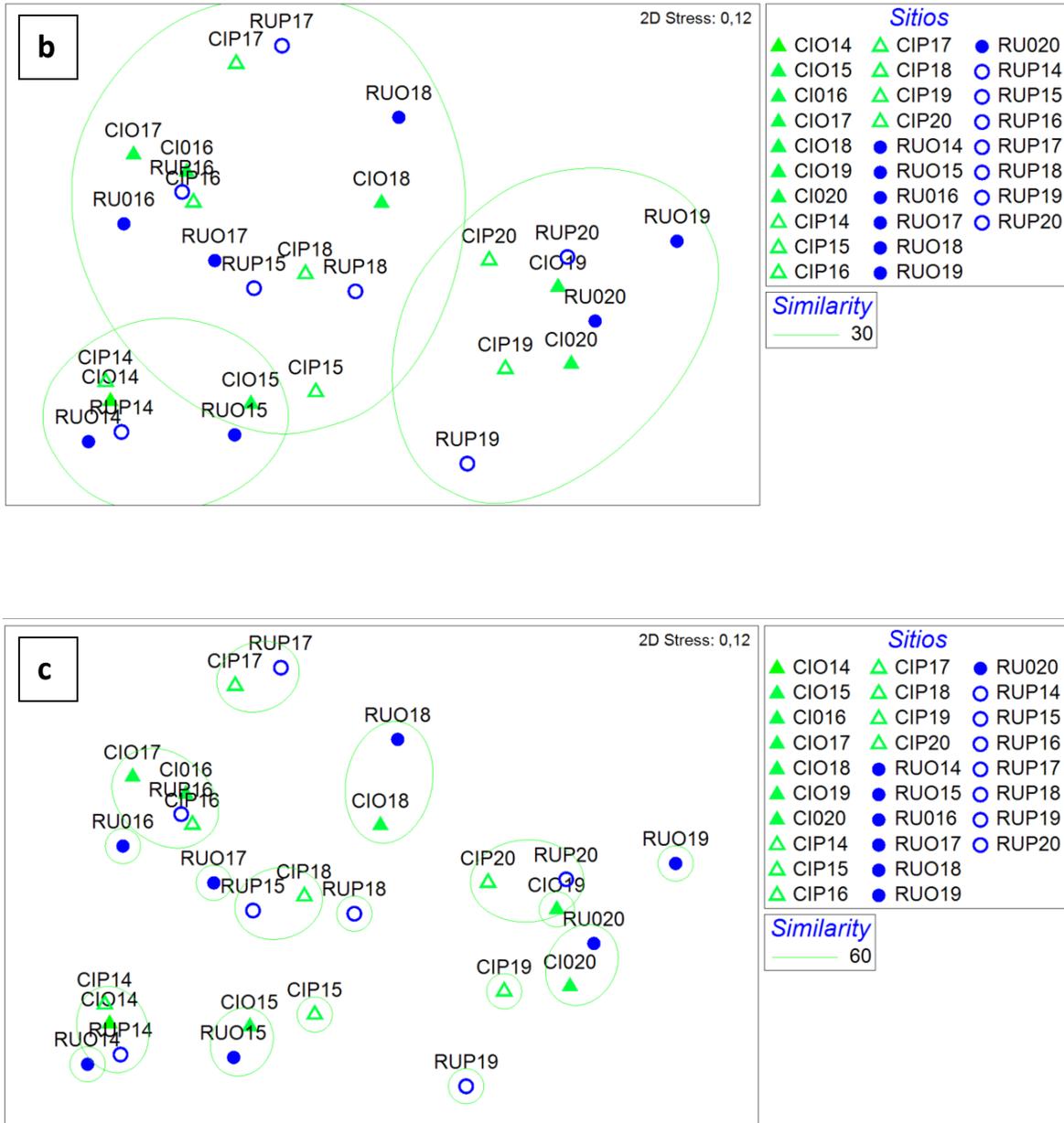


Figura 3.4.6. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico (EMDMM) basado en la abundancia de los diferentes taxa, presentes en los fondos pedregosos del área de estudio (2014-2020). a) resultado en base a una similitud de 10%, b) resultado en base a una similitud de 30%, c) resultado en base a una similitud de 60%.

CONCLUSIONES

- La frecuencia relativa de especies ocurrida durante la reciente campaña (2020) y las campañas anteriores (2014-2019), da cuenta que las especies que predominan en las estaciones Ciruelos y Rucaco son insectos acuáticos, destacándose el trichoptero *Smicridea annulicornis* y el díptero Chironomido: *Eukiefferella* sp.
- No existe tendencia significativa en la variabilidad temporal de la abundancia y riqueza de especies de la macrofauna de los fondos ritrales, tanto para la estación Ciruelos y Rucaco durante el periodo 2014-2020.
- Los valores del índice de Diversidad de Shannon muestran que la diversidad de los organismos bentónicos de los fondos ritrales del área de estudio, presentó tendencias significativas a la disminución sostenida en el tiempo en el sector de Rucaco.
- El índice biótico de Hilsenhoff indica que la calidad del agua es catalogada como “buena”, esto es que presentan algo de contaminación orgánica para ambas estaciones de muestreo el año 2020.
- El análisis de ordenamiento multidimensional tendiente a evaluar eventuales relaciones taxonómicas entre sitios y estaciones del año, muestra que a una similitud de 30% se presentan tres grupos, diferenciados por años. Esto es, las estaciones Ciruelos y Rucaco del año 2019 y 2020 forman un grupo, las estaciones 2014 y 2015 otro segundo grupo, y el tercer grupo conformado por los años 2016, 2017 y 2018.

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

3.5. CAMARONES

Antecedentes

En las aguas continentales de Chile habitan seis especies de camarones de la familia Parastacidae (Crustacea, Decapoda): *Samastacus spinifrons*, *Parastacus nicoleti*, *Parastacus pugnax*, *Virilastacus araucanius*, *Virilastacus rucapihuelensis* y *Virilastacus retamali*. Con excepción de la primera especie, todos estos camarones son especies endémicas cuya distribución geográfica en conjunto se encuentra entre el río Aconcagua por el norte y la península de Taitao por el sur (Rudolph, 2010). Del conjunto de especies arriba mencionadas, *S. spinifrons* o Camarón de río y *P. nicoleti* o Camarón de vega, han sido mencionadas como crustáceos comunes en el humedal del río Cruces en adelante HRC (<http://www.ceachile.cl/Cruces/Fauna.htm>).

Si bien escasos, hay estudios que muestran que algunas de las especies de camarones anteriormente mencionadas, tienen un rol relevante en la estructura de las tramas tróficas en los cuerpos acuáticos donde ocurren. Por ejemplo, *S. spinifrons* es parte de la dieta de depredadores como peces salmonídeos, anfibios (*Calyptocephalella gayi*, Rana chilena) (Rudolph, 1984), aves acuáticas (*Casmerodius albus*, Garza grande) (Figueroa & Corales, 1997) y Huairavo (*Nycticorax nycticorax*) (Corales & Figueroa, 1999)) así como los 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 del 86% aproximadamente. 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, 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. El primer año de este Programa se realizó durante los meses de abril 2020 - marzo 2021, la información obtenida se comparó con los resultados de estudios realizados durante los cinco años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2020) y del Programa de Diagnóstico (abril 2014 - marzo 2015).

Objetivos

- Analizar la abundancia y tamaños corporales del Camarón de río (*Samastacus spinifrons*) en el área de estudio.
- Comparar los resultados obtenidos, con los registrados durante el desarrollo de los Programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (abril 2014 - marzo 2020).

Material y métodos

Obtención de las muestras de *Samastacus spinifrons*

Durante el mes de mayo y diciembre del año 2020, se realizaron los muestreos destinados a recolectar camarones de río (*Samastacus spinifrons*) correspondientes a las campañas de otoño y primavera del Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC.

Estos fueron realizadas en tres estaciones: Ciruelos, Rucaco y río Calle Calle (Fig. 3.5.1). Debido a la contingencia nacional (pandemia) no se pudieron realizar los muestreos de otoño para evaluar abundancia en las estaciones Punucapa y Pichoy, a su vez, durante esta temporada, no se analizó la estructura de talla en todas las estaciones (Fig. 3.5.1).

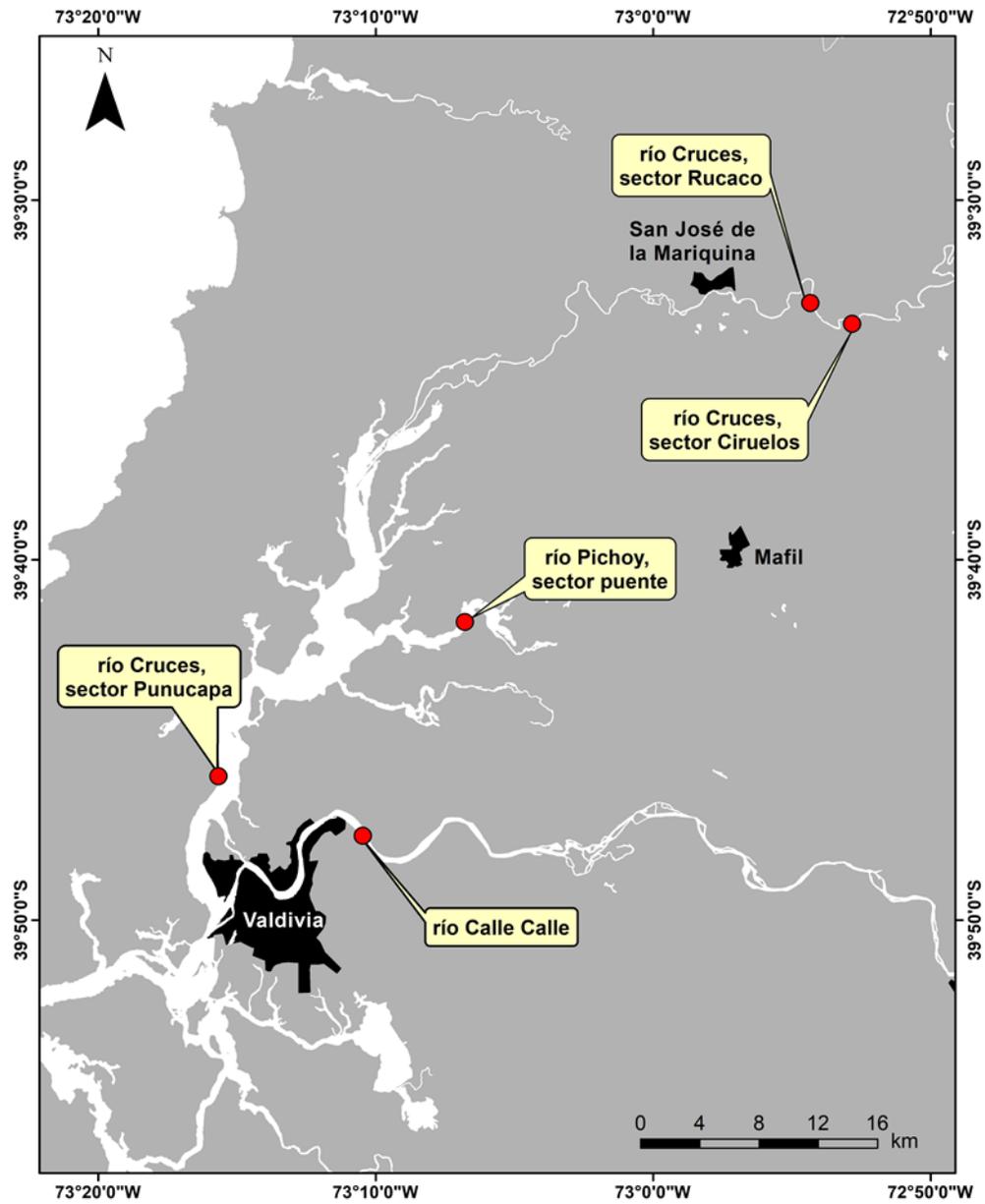


Figura 3.5.1. Ubicación de los sitios de muestreo del monitoreo estacional, seleccionados para el estudio del Camarón de río *Samastacus spinifrons*, realizados durante el Programa de Continuidad del monitoreo Ambiental del HRC abril 2020-marzo 2021.

Se realizaron transectos de muestreo de 15 mts de largo 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 la captura los individuos fueron guardados en bolsas Ziploc © y llevados al laboratorio para estudios de tamaños corporales.

Estimaciones de abundancia de *Samastacus spinifrons*

La abundancia de *S. spinifrons* por sector, se estimó en base a capturas por unidad de esfuerzo, lo que correspondió a 10 minutos de trabajo con el sistema de pesca eléctrica. Los valores se expresan en promedio \pm 1 desviación estándar.

Tallas corporales

Los valores de tamaño corporal (*i.e.*, longitud del cefalotórax) (Fig. 3.5.2) se utilizaron para construir histogramas de clases de talla para cada sitio de muestreo.

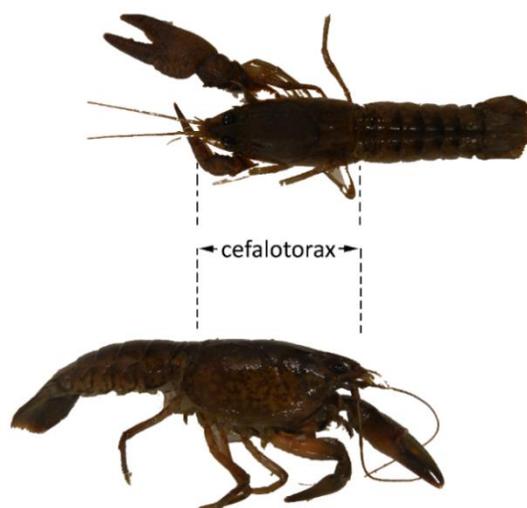


Figura 3.5.2. Mediciones de longitud del cefalotórax realizadas en *Samastacus spinifrons* recolectados en el área de estudio.

Resultados

Abundancia de *Samastacus spinifrons*

Tabla 3.5.1 y Figura 3.5.3, muestran las abundancias del Camarón de río en los transectos ribereños, estudiados a través de las campañas realizadas durante los Programas de Diagnóstico, Monitoreo Ambiental y el primer año del Programa de Continuidad de Monitoreo Ambiental del HRC (2014-2020). En términos generales los resultados indican que después de 7 años de estudio las abundancias promedios fueron mayores en el río Calle Calle, fuera del HRC ($6,1 \pm 5,5$ individuos) y Punucapa eje central del HRC ($4,4 \pm 4,5$ individuos), por el contrario, los menores valores se registraron en Rucaco ($1,0 \pm 2,8$ individuos).

Durante las campañas otoñales, los mayores valores se registraron en el río Calle Calle, específicamente durante los años 2016 y 2020 (promedio $13 \pm 10,6$; $10 \pm 2,2$ individuos, respectivamente). Por el contrario, los menores valores se detectaron durante los años 2015 al 2020 en el sector Rucaco (Tabla 3.5.1 y Fig. 3.5.3).

En la campaña primaveral, los mayores valores se observaron en el río Calle Calle, particularmente durante el año 2017 (promedio $10 \pm 6,8$ individuos) y en Punucapa durante el año 2014 (promedio $9,0 \pm 5,5$ individuos). A su vez las menores abundancias se han detectado desde el año 2015 al 2020 en el sector Rucaco ($0,0 \pm 0,0$ individuos) (Tabla 3.5.1 y Fig. 3.5.3).

El año 2020 durante la campaña de otoño los valores más altos se encontraron en el río Calle Calle (promedio = $10,0 \pm 2,2$ individuos) y los valores más bajos en el sector Rucaco (promedio = $0,0 \pm 0,0$ individuos) (Tabla 3.5.1 y Fig. 3.5.3).

En la campaña primaveral del año 2020 se capturaron camarones en todos los sectores de estudio, con la excepción de Rucaco, donde no fueron registrados. Los valores más altos de abundancia se presentaron en los sectores Punucapa y río Calle Calle (promedios = $2,8 \pm 3,2$ y $5,0 \pm 1,4$ individuos, respectivamente), a la vez que, las abundancias

más bajas se detectaron en el río Pichoy (promedio = $0,3 \pm 0,5$ individuos) (Tabla 3.5.1 y Fig. 3.5.3).

En términos generales los datos indican una disminución con inferencia estadística de la abundancia promedio ($n= 4$ transectos) de camarones de río en tres de las cinco estaciones, estas son Ciruelos ($p=0,012$), Rucaco ($p=0,028$) y Pichoy ($p=0,010$). A la vez que en el sector Punucapa la abundancia presenta una tendencia a la baja, el río Calle Calle presenta una tendencia al aumento de la abundancia en el tiempo, aun así, estos datos no presentan significancia estadística (Fig.3.5.4).

Tabla 3.5.1. Número de individuos de *Samastacus spinifrons* recolectados en cada transecto durante las campañas de otoño y primavera de los años 2014-2020. 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; En otoño 2020 por motivos de pandemia no se realizaron transectos en las estaciones Punucapa y río Pichoy (Ver Materiales y Métodos).

estaciones	campaña	abundancia				promedio	
		1	2	3	4		
Eje central río Cruces (área límnic) sector Ciruelos	otoño 2014	6	10	4	*	6,7 (3,1)	
	primavera 2014	7	3	7	*	5,7 (2,3)	
	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)	
	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)		
primavera 2020	0	0	0	0	0,0 (0,0)		

Continuación **Tabla 3.5.1.**

estaciones	campañas	abundancia				promedio
		1	2	3	4	
Eje central río Cruces (área estuarial) sector Punucapa	otoño 2014	12	11	1	*	8,0 (6,1)
	primavera 2014	12	3	12	*	9,0 (5,5)
	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)
Río tributario del río Cruces (área estuarial) sector río Pichoy	otoño 2014	9	12	7	*	9,3 (2,5)
	primavera 2014	4	8	6	*	6,0 (2,0)
	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)
	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)

Continuación **Tabla 3.5.1.**

estaciones	campañas	abundancia				promedio
		1	2	3	4	
Fuera del humedal del	otoño 2014	0	0	3	*	1,0 (1,7)
río Cruces y sus ríos	primavera 2014	9	13	4	*	8,7 (4,5)
Tributarios	otoño 2015	0	0	5	0	1,3 (2,5)
(área estuarial)	primavera 2015	0	1	0	6	1,8 (2,9)
río Calle Calle, sector	otoño 2016	6	2	23	21	13,0 (10,6)
Chumpullo	primavera 2016	0	0	0	6	1,5 (3,0)
	otoño 2017	5	2	11	12	7,5 (4,8)
	primavera 2017	9	5	20	6	10,0 (6,9)
	otoño 2018	0	7	7	12	6,5 (4,9)
	primavera 2018	7	5	2	3	4,3 (2,2)
	otoño 2019	1	5	7	1	3,5 (3,0)
	primavera 2019	13	9	6	6	8,5 (3,3)
	otoño 2020	8	9	10	13	10,0 (2,2)
	primavera 2020	6	4	SD	SD	5,0 (1,4)

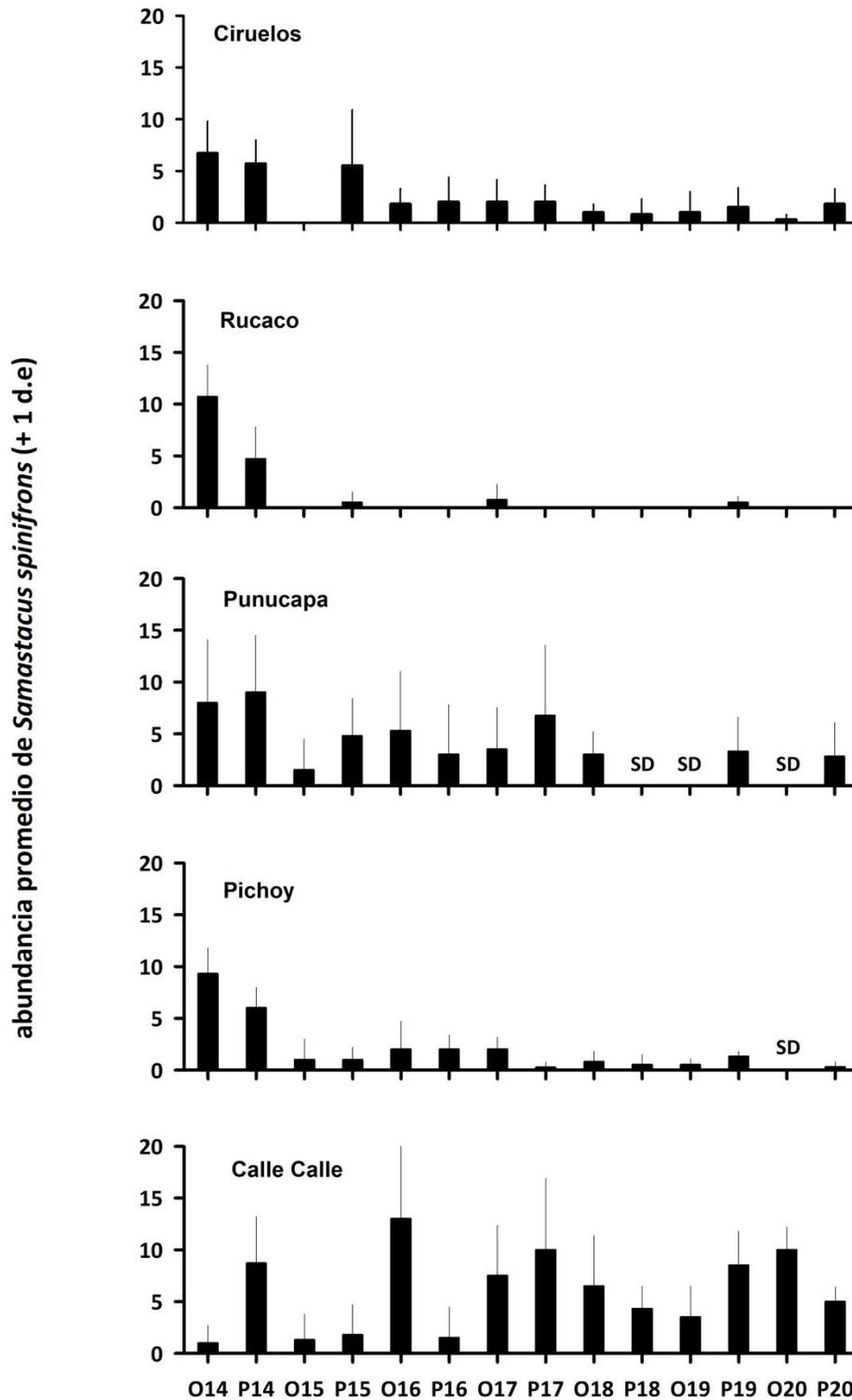


Figura 3.5.3. Abundancia promedio de *Samastacus spinifrons* en cada sitio de estudio, durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) de los años 2014 al 2020. Las barras que acompañan al promedio corresponden a una desviación estándar. SD= sin datos.

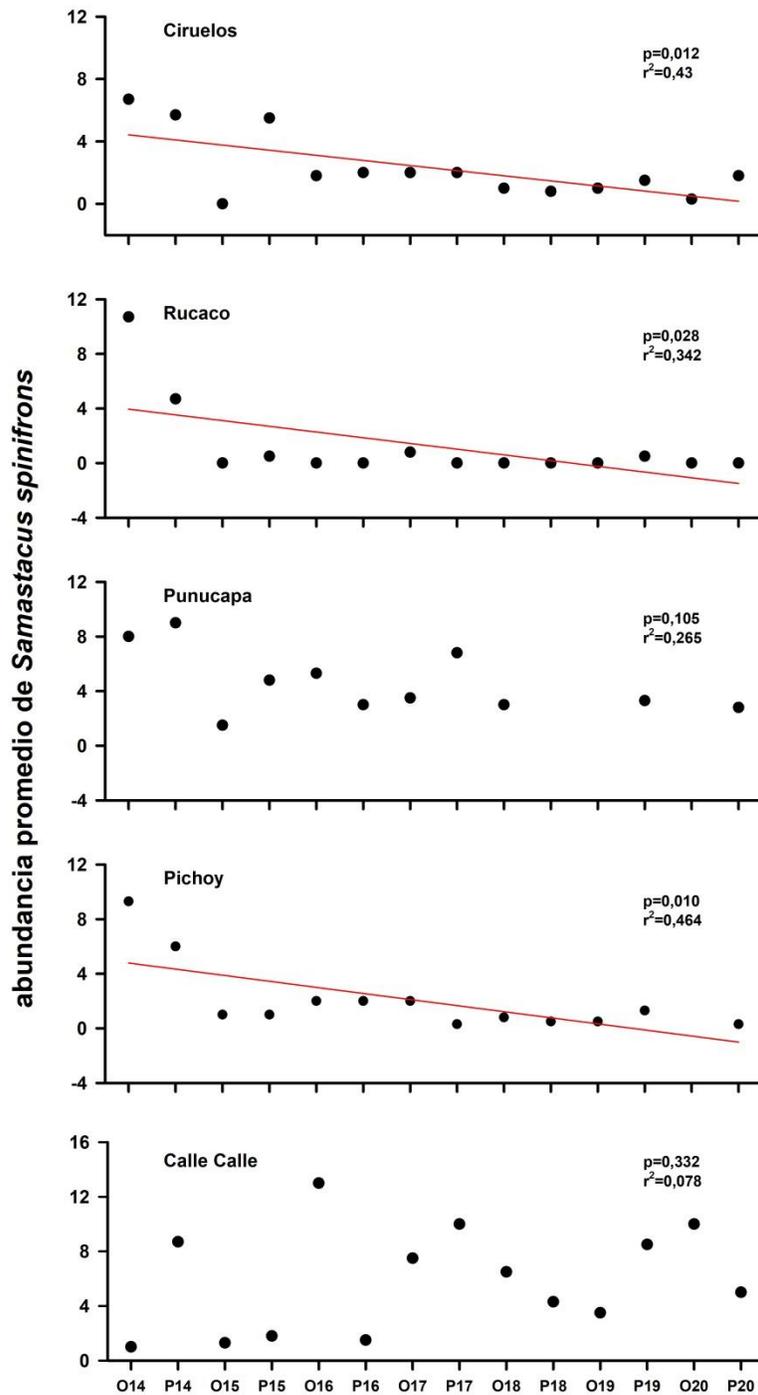


Figura 3.5.4. Abundancia promedio de *Samastacus spinifrons* en cada sitio de estudio, durante las campañas de otoño (O) y primavera (P) de los años 2014 a 2020. La línea roja indica regresión con significancia estadística.

Tallas corporales

La Tabla 3.5.2 muestra la distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* entre los años de estudio 2015 – 2020. En la mayoría de los sectores, excepto en el río Calle Calle, se evidencia una disminución del número de camarones totales recolectados, (Figuras 3.5.5 a 3.5.9).

En el sector Ciruelos las mayores distribuciones de tallas se detectaron entre los años 2015 y 2017 (otoño y primavera). En el año 2020, durante la campaña de otoño, por contingencia sanitaria, no se recolectaron camarones (ver material y métodos). En la campaña primaveral se recolectaron 7 camarones cuyo tamaño corporal promedio fue de 2,1 cm. (Tabla 3.5.2 y Fig. 3.5.5).

En el sector Rucaco las mayores distribuciones de tallas se encontraron entre los años 2016 y 2018, específicamente durante las campañas de otoño (n=79; n=80, respectivamente). En el año 2020 no se capturaron camarones durante la campaña primaveral (Tabla 3.5.2 y Fig. 3.5.6).

En Punucapa las mayores distribuciones de tallas se detectaron entre los años 2015 y 2018, específicamente en otoño 2016 (n=46), cuyos tamaños fluctuaron entre 0,6- 5,1 cm (longitud cefalotorácica > 4 cm). Durante el año 2020 sólo se recolectaron camarones en la campaña de primavera (n=11) cuya distribución varió entre 0,2 y 2,8 cm (Tabla 3.5.2 y Fig. 3.5.7).

En el sector río Picho las mayores distribuciones de tallas de *S. spinifrons* se encontraron entre los años 2015 y 2017 (otoño n=42), cuyos tamaños corporales variaron entre 0,2 y 4,4 cm (longitud cefalotorácica < 2 cm). En el año 2020 durante la campaña primaveral solo se capturo un camarón cuyo tamaño corporal fue de 2,6 cm (Tabla 3.5.2 y Fig. 3.5.8).

Calle Calle fue el sector donde se recolectó el mayor número de camarones, particularmente durante las campañas otoñales de los años 2016 y 2017 (n=196 y 138, respectivamente). Los tamaños corporales variaron en 0,5 y 4,9 cm. En el año 2020 durante la campaña de primavera se recolectaron 10 camarones cuyos tamaños corporales variaron entre 0,9 y 2,7 cm (media=1,7) (Tabla 3.5.2 y Fig. 3.5.9).

Tabla 3.5.2. Fecha de captura, número de camarones recolectados, media, moda y rangos de tallas corporales (valores en cm) de *Samastacus spinifrons*. Datos correspondientes a las campañas de otoño y primavera de los años 2014, 2015, 2016, 2017, 2018 y 2019. n= número de especímenes recolectados. SD= sin datos.

estaciones	campañas	N	media	moda	rango
Eje central río del río Cruces (área límnic) sector Ciruelos	otoño 2014	68	2,2	2,5	1,2 - 3,0
	primavera 2014	69	2,0	1,9	0,8 - 3,4
	otoño 2015	106	1,8	1,5	0,9 - 3,7
	primavera 2015	54	2,2	1,7	1,1 - 3,6
	otoño 2016	91	2,0	1,4	1,1 - 3,9
	primavera 2016	8	1,9	1,6	1,6 - 3,1
	otoño 2017	63	2,3	2,5	1,0 - 3,7
	primavera 2017	53	2,4	1,9	1,0 - 4,0
	otoño 2018	67	1,6	1,0	0,3 - 3,5
	primavera 2018	3	1,6	0,0	1,5 - 2,0
	otoño 2019	4	1,8	0,0	1,1 - 2,4
	primavera 2019	6	1,8	0,0	1,1 - 2,6
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	7	2,1	2,0	1,6 - 3,1
sector Rucaco	otoño 2014	32	2,2	2,1	1,3 - 4,2
	primavera 2014	51	2,2	1,6	1,4 - 3,9
	otoño 2015	37	2,7	1,6	1,2 - 4,2
	primavera 2015	32	2,4	1,8	1,4 - 3,7
	otoño 2016	79	2,4	1,9	1,2 - 4,4
	primavera 2016	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0
	otoño 2017	27	3,3	3,4	2,0 - 4,4
	primavera 2017	11	2,9	2,4	1,7 - 4,4
	otoño 2018	80	1,6	1,0	0,2 - 3,6
	primavera 2018	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0
	otoño 2019	0	0,0	0,0	0,0 - 0,0
	primavera 2019	2	2,1	0,0	2,1 - 2,2
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	0	0	0	0

Continuación Tabla 3.5.2.

estaciones	campañas	N	media	moda	rango
Eje central del río Cruces (área estuarial) sector Punucapa	otoño 2014	26	2,2	1,5	1,1 - 3,7
	primavera 2014	119	2,1	1,7	0,8 - 5,1
	otoño 2015	34	1,9	1,3	1,1 - 3,3
	primavera 2015	33	2,6	3	1,6 - 4,0
	otoño 2016	46	2,4	1,4	1,2 - 5,0
	primavera 2016	12	2,5	1,6	1,6 - 4,0
	otoño 2017	51	2,1	1,5	1,0 - 4,6
	primavera 2017	30	2,1	0,7	0,6 - 3,6
	otoño 2018	27	1,9	1,0	0,7 - 3,7
	primavera 2018	SD	SD	SD	SD
	otoño 2019	SD	SD	SD	SD
	primavera 2019	13	1,6	2,0	0,2 - 2,3
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	11	1,3	1,8	0,2 - 2,8
Ríos tributarios del río Cruces (área estuarial) sector río Pichoy	otoño 2014	63	2,7	2,5	1,2 - 4,3
	primavera 2014	50	2,5	2,7	0,8 - 3,6
	otoño 2015	21	2,7	2,6	1,2 - 4,2
	primavera 2015	34	2,5	2,6	0,9 - 4,3
	otoño 2016	34	2,3	1,5	1,1 - 4,1
	primavera 2016	8	2,7	0,0	1,2 - 4,4
	otoño 2017	42	2,6	2,6	0,8 - 4,4
	primavera 2017	35	2,2	2,6	0,2 - 3,8
	otoño 2018	9	1,9	0,0	0,7 - 2,9
	primavera 2018	2	2,6	0,0	1,5 - 3,7
	otoño 2019	2	2,7	0,0	2,2 - 3,3
	primavera 2019	5	1,6	1,4	1,4 - 2,0
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	1	2,6	2,6	2,6

Continuación **Tabla 3.5.2.**

estaciones	campañas	N	media	moda	rango
Fuera del humedal del río	otoño 2014	27	2,9	3,1	1,2 - 4,6
Cruces y sus ríos tributarios	primavera 2014	65	2,2	1,7	1,1 - 3,9
río Calle Calle, sector	otoño 2015	16	3,5	2,9	1,8 - 4,9
Chumpullo	primavera 2015	42	2,1	1,8	1,0 - 4,3
	otoño 2016	196	1,9	1,4	0,5 - 4,5
	primavera 2016	6	1,9	0,0	1,0 - 2,4
	otoño 2017	138	1,9	1,3	0,6 - 4,7
	primavera 2017	47	2,5	2,5	0,5 - 4,3
	otoño 2018	82	2,2	0,9	0,8 - 4,7
	primavera 2018	17	2,0	1,3	0,8 - 4,6
	otoño 2019	37	2,7	1,1	0,9 - 4,8
	primavera 2019	34	2,0	1,4	0,6 - 4,0
	otoño 2020	SD	SD	SD	SD
	primavera 2020	10	1,7	1,7	0,9 - 2,7

río Cruces, sector Ciruelos

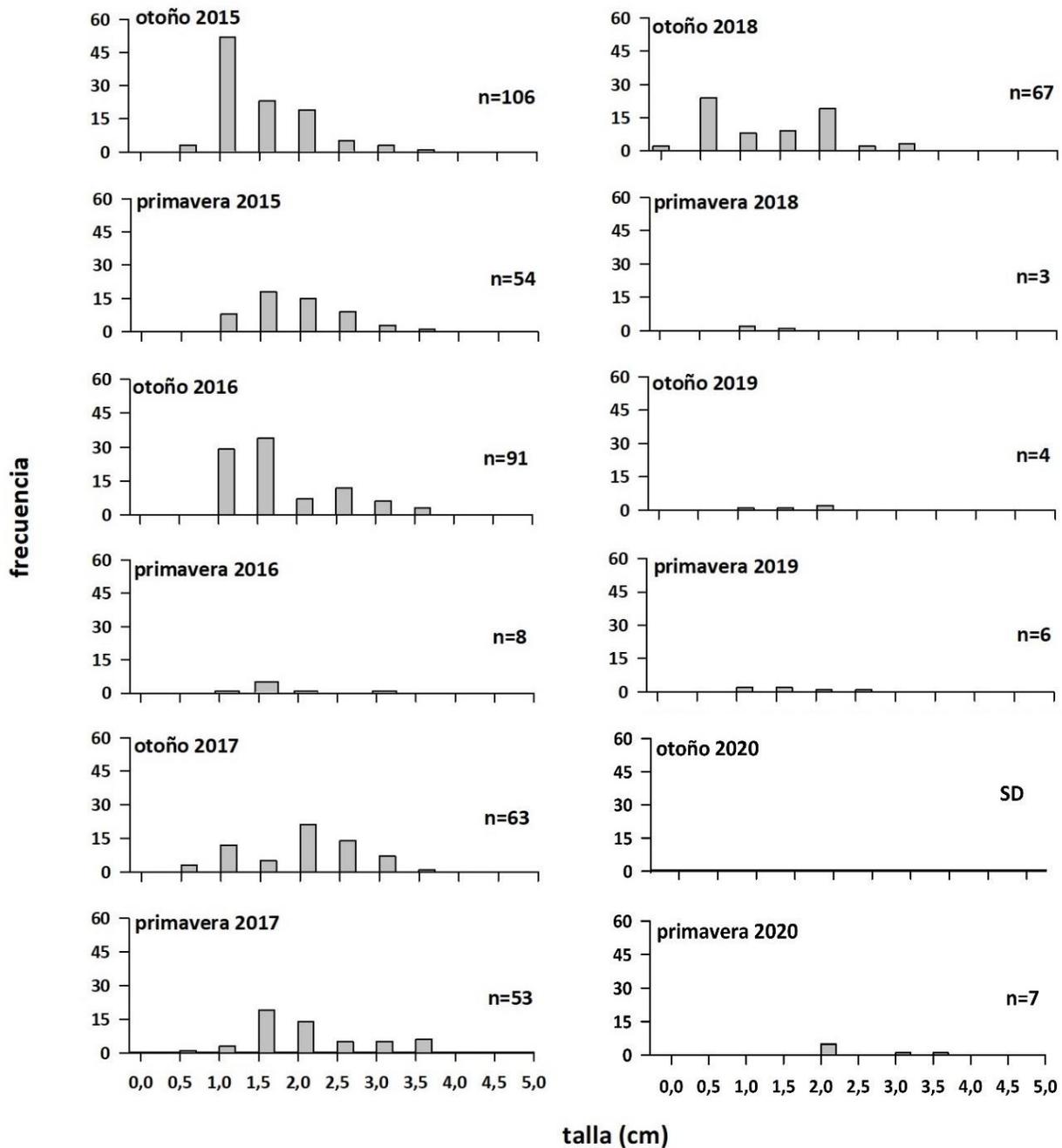


Figura 3.5.5. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector Ciruelos durante las campañas de otoño y primavera de los años 2015 al 2020.

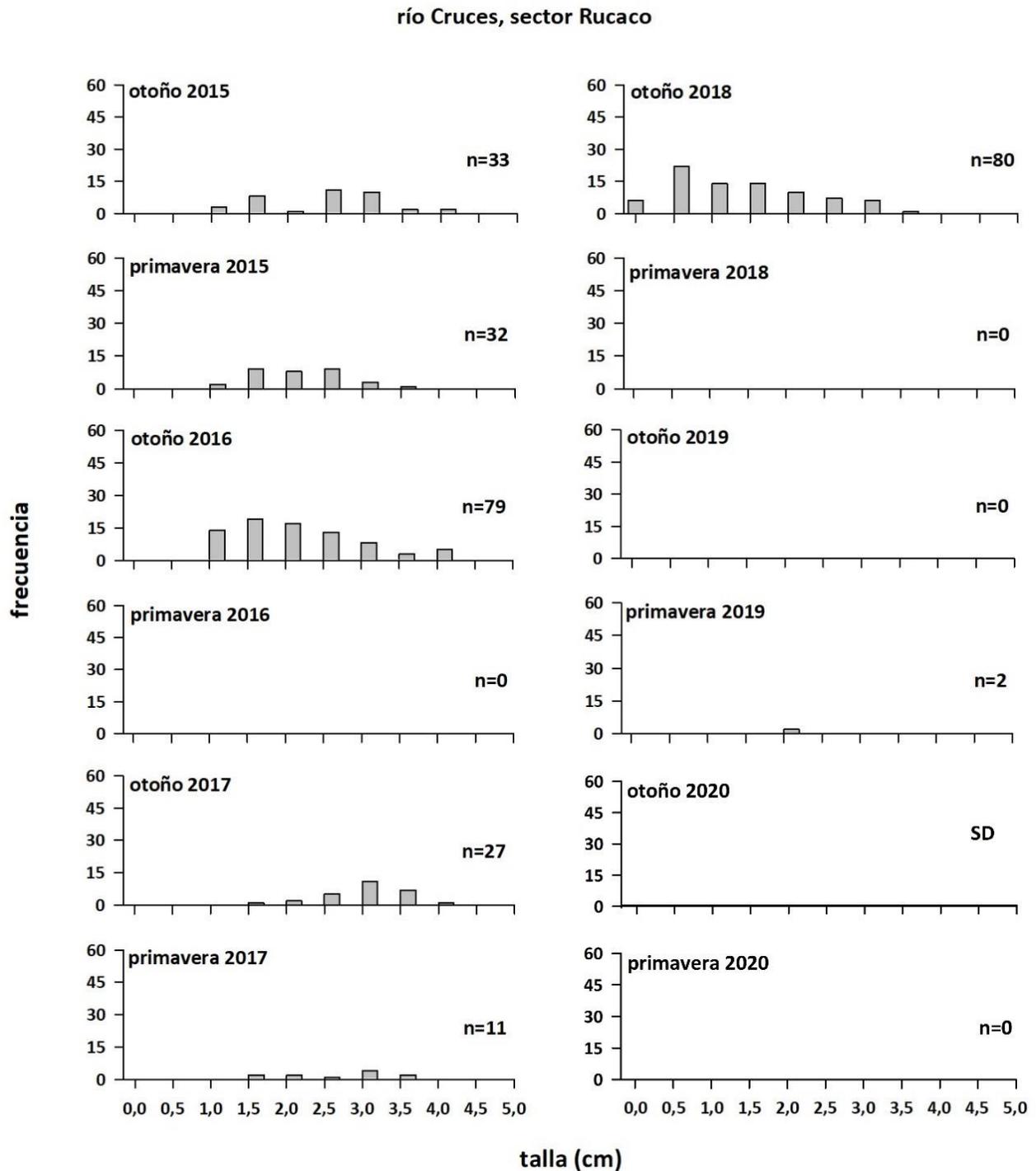


Figura 3.5.6. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector Rucaco durante las campañas de otoño y primavera de los años 2015 al 2020.

río Cruces, sector Punucapa

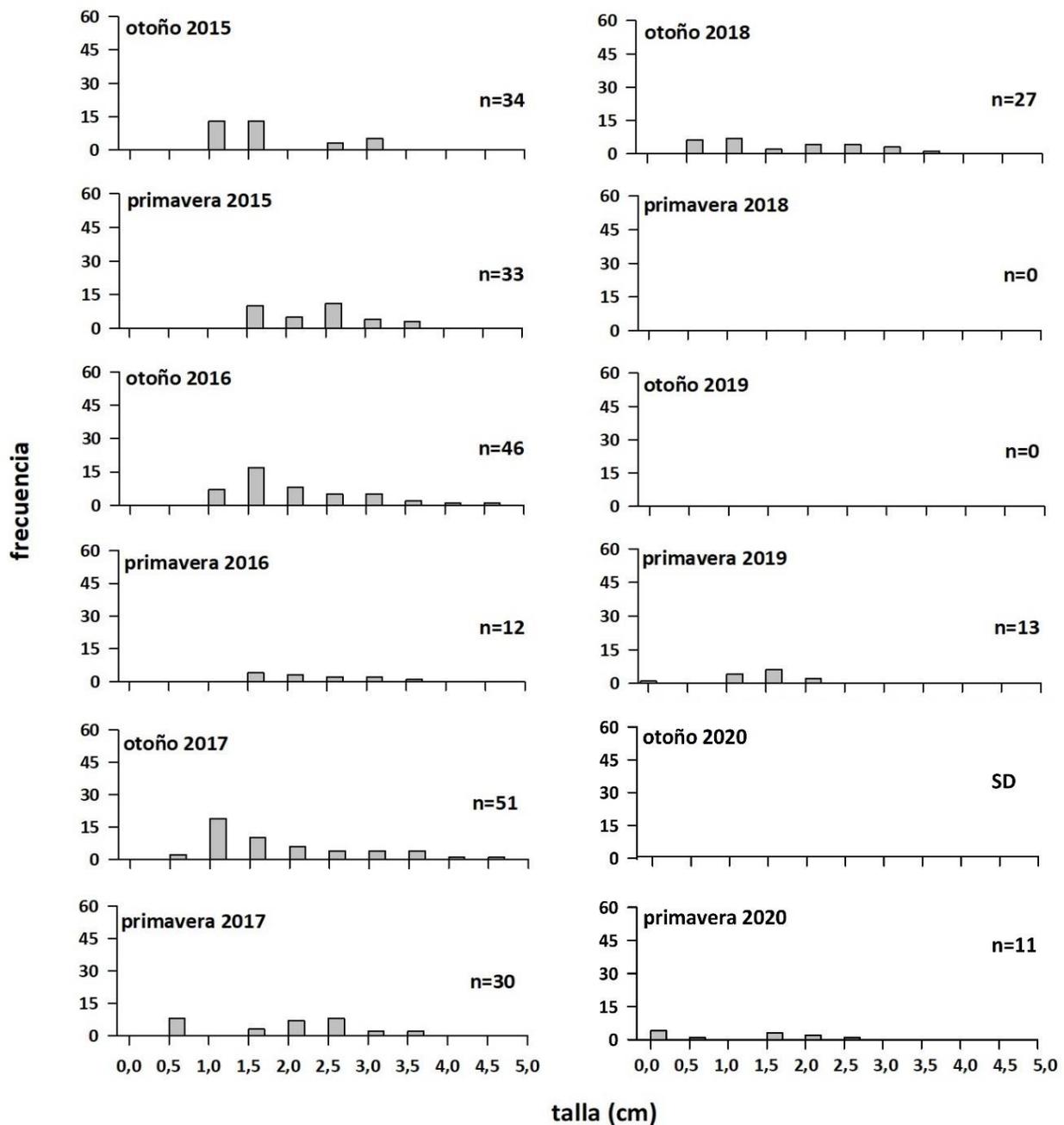


Figura 3.5.7. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector Punucapa durante las campañas de otoño y primavera de los años 2015 al 2020.

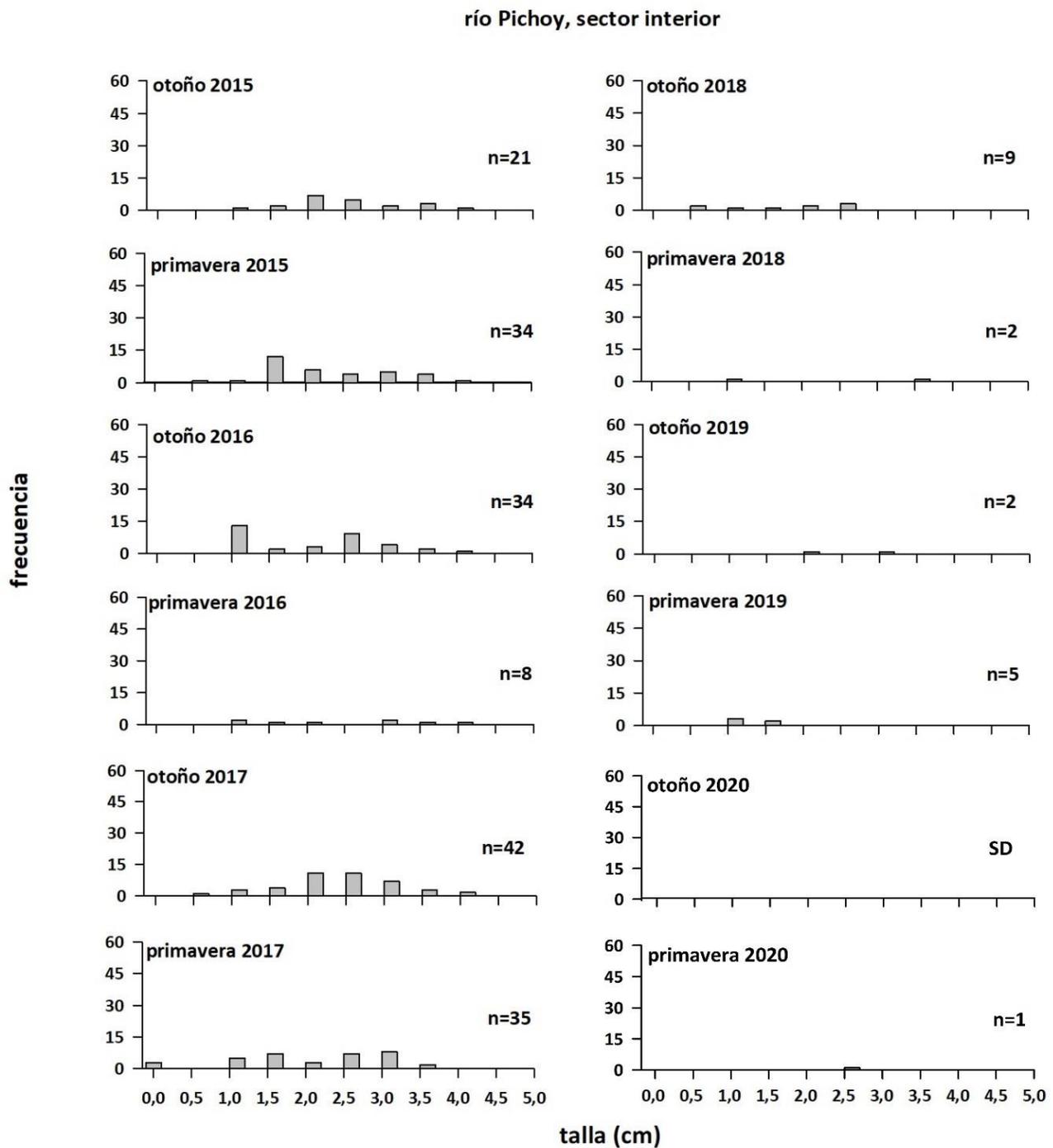


Figura 3.5.8. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector río Pichoy durante las campañas de otoño y primavera de los años 2015 al 2020.

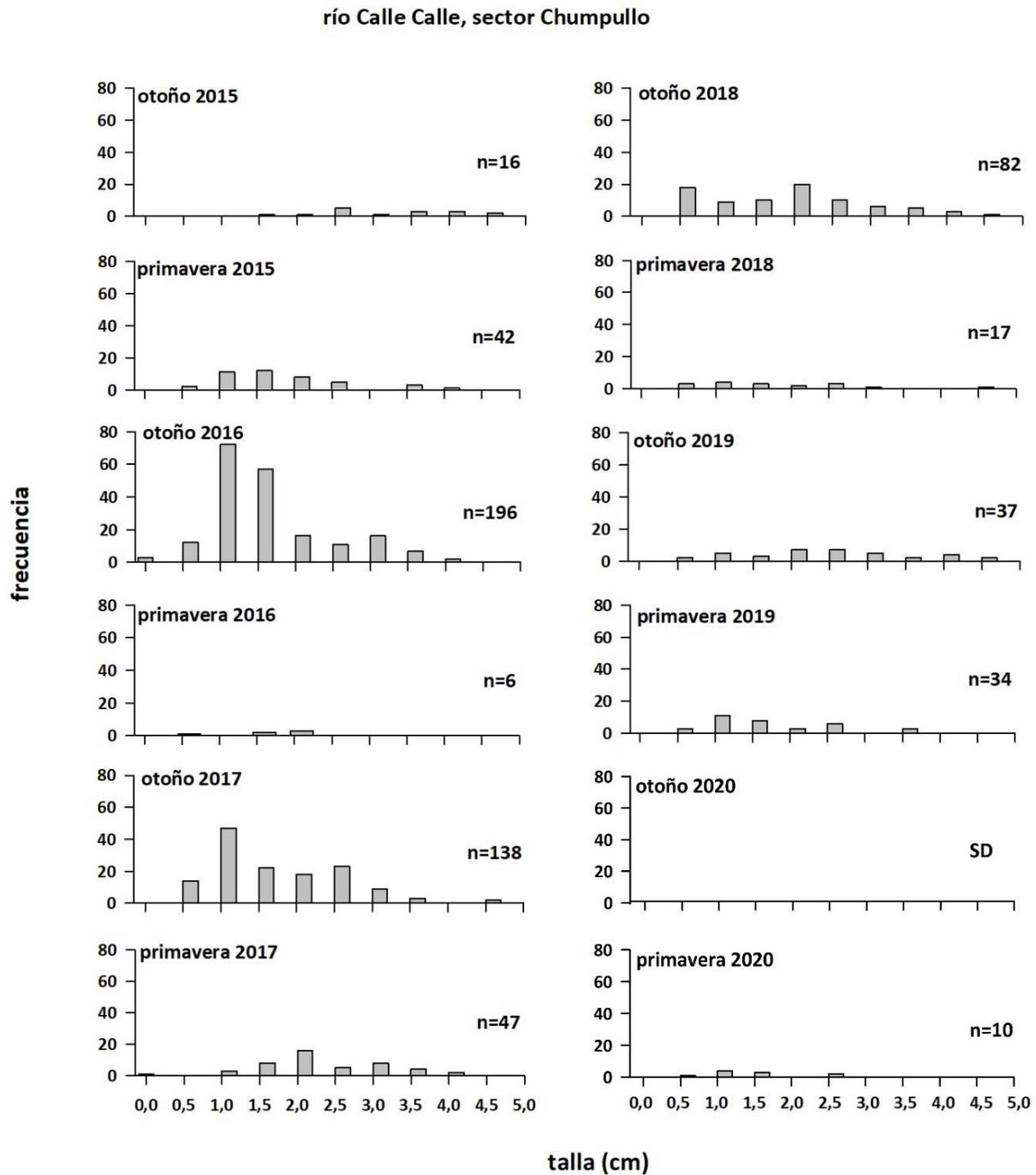


Figura 3.5.9. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector río Calle Calle durante las campañas de otoño y primavera de los años 2015 al 2020.

CONCLUSIONES

- La comparación de los datos interanuales (2014-2020), muestran que la abundancia promedio de *Samastacus spinifrons* ha disminuido en los sectores de Ciruelo, Rucaco y Pichoy, tendencia debido probablemente a modificaciones de las riberas para construcción de caminos o una afectación por esfuerzo pesquero. El río Calle Calle muestra una tendencia al aumento de la abundancia promedio.

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 Ornólogos. Antofagasta.
- Dalannais, R (1984). Contribución al conocimiento de la biología y ecología del camarón de vega *Parastacus pugnax* (Poëppig) (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.

3.6. 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 el primer año del Programa Actualizado de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2020 - marzo 2021). Se comparan los resultados de esos análisis con los realizados como parte de los cinco primeros años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2020) y del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015).

OBJETIVOS

- Analizar la riqueza de especies y abundancia de la avifauna acuática del HRC durante el año 2020-2021.
- Estudiar la distribución espacial de la riqueza de especies y abundancia de esa avifauna, durante el período antes mencionado.
- Evaluar las abundancias poblacionales y distribución espacial de las especies más comunes de aves acuáticas herbívoras y carnívoras durante el año 2020-2021.
- Comparar los resultados de los análisis arriba mencionados, con aquellos obtenidos durante los cinco años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2019) y durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del mismo humedal (abril 2014 - marzo 2015).

METODOLOGÍAS

Se utilizó la base de datos de la CONAF (Valdivia), estructurada en base a los ocho sectores que se muestran en la Figura 3.6.1 y Tabla 3.6.1: tres de estos sectores incluyen primariamente al eje central del HRC (río Cruces) 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 3.6.1).

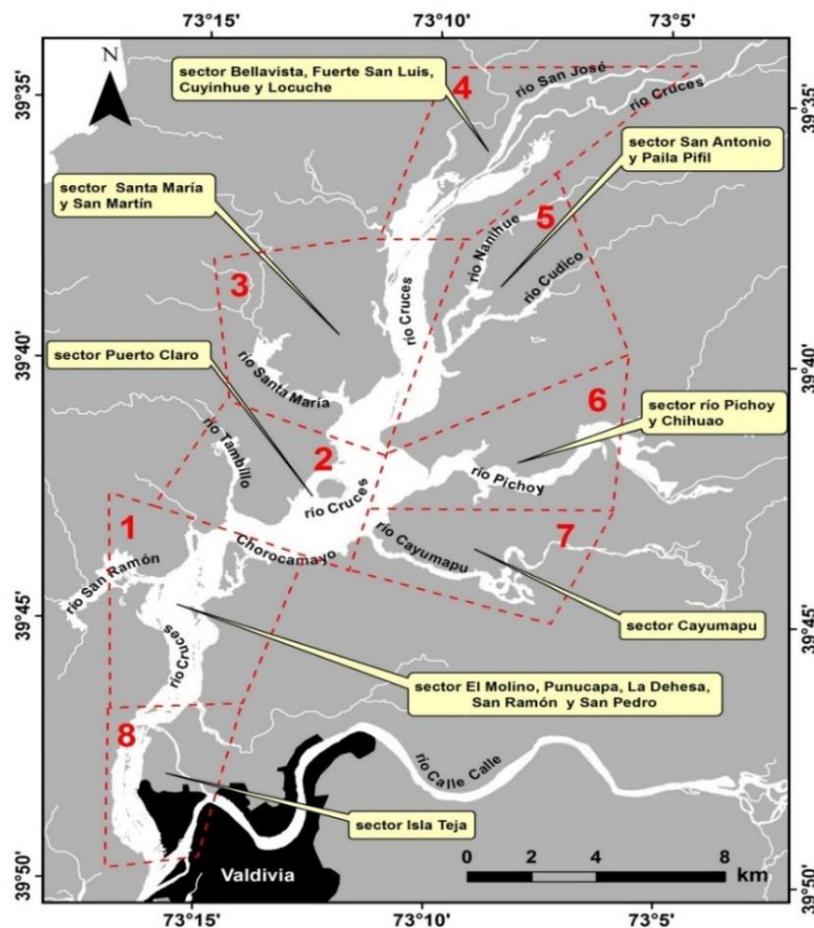


Figura 3.6.1. Ubicación de los ocho sectores delimitados en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna acuática del área de estudio (Censos realizados por CONAF).

Tabla 3.6.1. 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 de observación de los censos de CONAF
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 Chihuahao
	7	río Cayumapu
fuera del HRC	8	Isla Teja

En base a los datos de abundancia de CONAF, se estimó la variabilidad espacial e inter anual de la riqueza de especies (S) y abundancia total de la avifauna acuática para los sectores 1 a 4. Se excluyen de este análisis a los sectores 5 a 8, debido que para estos solo existen datos de abundancia de cisnes (ver también más adelante).

En este Capítulo se presentan resultados acerca de las dinámicas temporales y espaciales de tres especies de aves acuáticas herbívoras: el Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), la Tagua (*Fulica armillata*) y la Taguita (*Fulica leucoptera*) y tres especies de aves acuáticas carnívoras: la Garza cuca (*Ardea cocoi*), la Garza blanca grande (*Ardea alba*) y la Garza blanca chica (*Egretta thula*). Los datos de abundancia para los cisnes de cuello negro, provienen de censos realizados entre los años 1991 y mayo 2020 en los ocho sectores que se muestran en la Figura 3.6.1. Por el contrario, para evaluar la variabilidad espacio temporal en las abundancias de taguas, taguitas y garzas, solo se trabajó con datos recolectados por CONAF en los sectores 1 a 4 (ver Fig. 3.6.1).

Ya que los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, mostraron que el año 2012 fue un punto de quiebre para cisnes y taguas (incrementos significativos en sus abundancias a partir de ese año), se realizan en este Capítulo análisis estadísticos para evaluar la variabilidad interanual durante el período 2012-2020 en las abundancias de estas aves, además de las garzas.

En base a datos recopilados por la UACH, se analiza también la abundancia de estas aves acuáticas en relación a sectores específicos del HRC (*i.e* 20 sectores, Figura 3.6.2), para ello, se recorrieron todas las riberas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, además de la porción inferior del río Cruces, realizando censos en toda el área, con el objetivo de estudiar la presencia y abundancia de cisnes, taguas y garzas durante las fechas que se indican en la Tabla 3.6.2.

Tabla 3.6.2. 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 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 septiembre 2015 28-30 noviembre 2015 27-29 enero 2016
Diagnóstico Ambiental del HRC	abril 2014 - marzo 2015	15-17 enero 2015

La Figura 3.6.2 muestra los sectores de muestreo, para la realización de censos o avistamientos de aves acuáticas. Se censó a lo largo de polígonos ordenados visualmente a lo largo de las riberas y cuyas longitudes aproximadas fueron de 500 m. Los censos así realizados, permitieron realizar registros continuos de las aves objeto de este estudio.

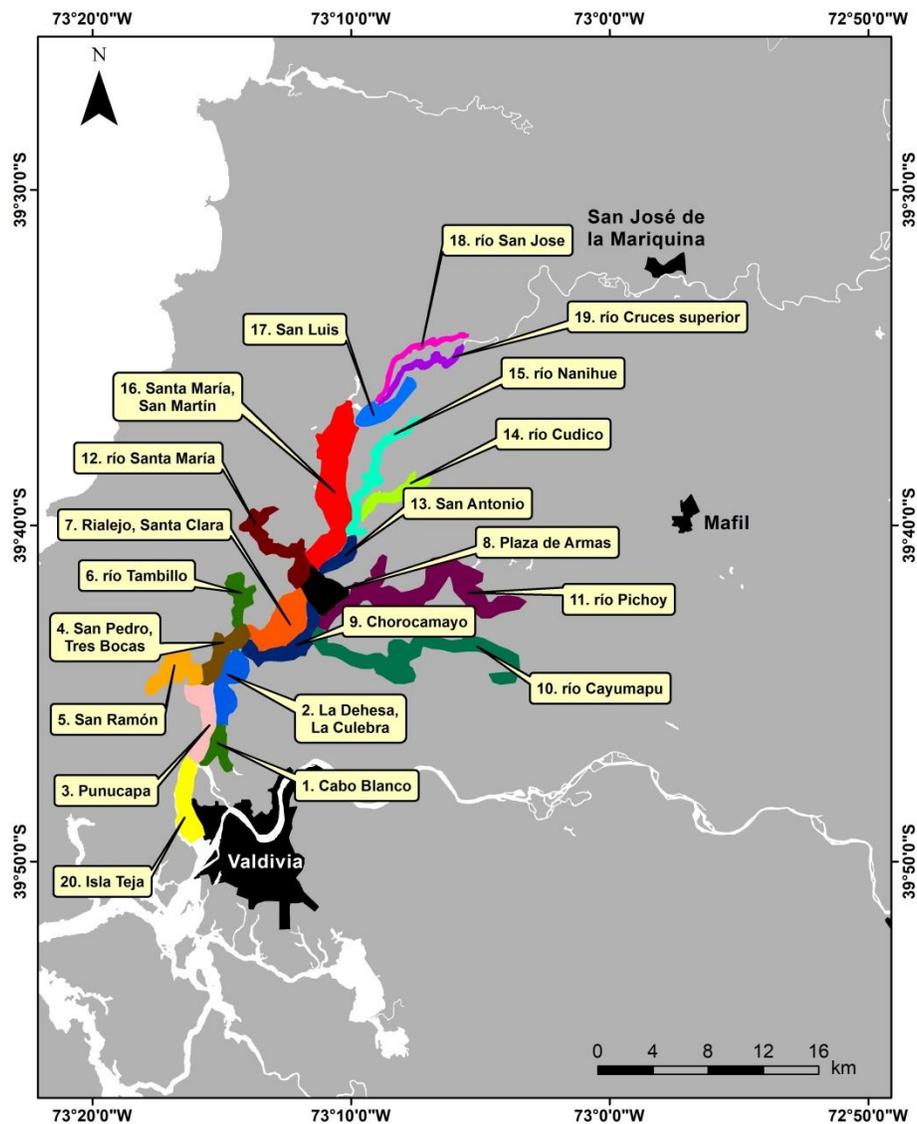


Figura 3.6.2. Distribución de los sectores destinados a la realización de censos de avifauna acuática (ver Material y métodos).

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 Mariner 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.

RESULTADOS

3.6.1. DATA CONAF

Riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática

Las Figuras 3.6.3 y 3.6.4 muestran la variabilidad espacial y temporal de la riqueza de especies y abundancia total de la avifauna acuática, en los sectores 1, 2, 3 y 4 del eje central del HRC.

En general, la riqueza de especies en los diferentes sectores del eje central del HRC, mantuvo una estabilidad interanual con pequeñas fluctuaciones, sin embargo, en el sector cuatro se observa que la riqueza de especies ha disminuido en el tiempo ($p < 0,05$) (Fig. 3.6.3).

La Figura 3.6.4 indica que en general la abundancia total de aves acuáticas de los diferentes sectores del eje central del HRC muestra una notoria disminución a partir del año 2004; lo que dice relación con la disminución significativa en las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro y la Tagua común, las especies más abundantes del HRC.

Posterior a este declive y a partir del año 2012, se observó un incremento gradual en la cantidad de aves acuáticas, particularmente en los sectores 1 y 2 del eje central del HRC, incremento que se mantuvo durante el año 2020. Caso contrario es lo detectado en el sector 4 donde no se ha observado un incremento en la abundancia de aves posterior al año 2004.

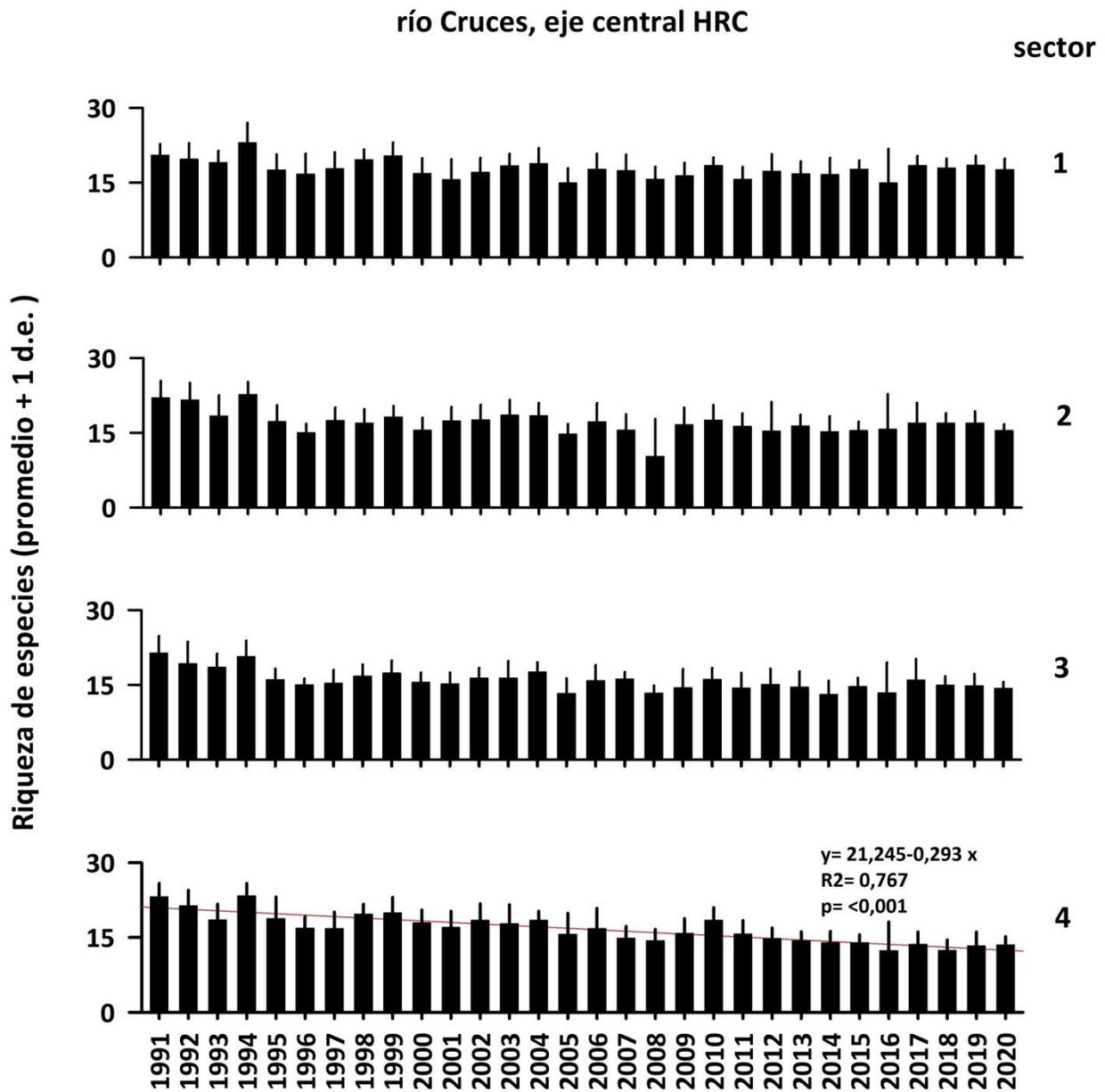


Figura 3.6.3. Variabilidad interanual de la riqueza de especies de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2020. Se excluyen los sectores 5 a 8, debido que para estos solo existen datos de abundancia de cisnes de cuello negro. Fuente de datos: CONAF. Línea roja de tendencia indica significancia estadística.

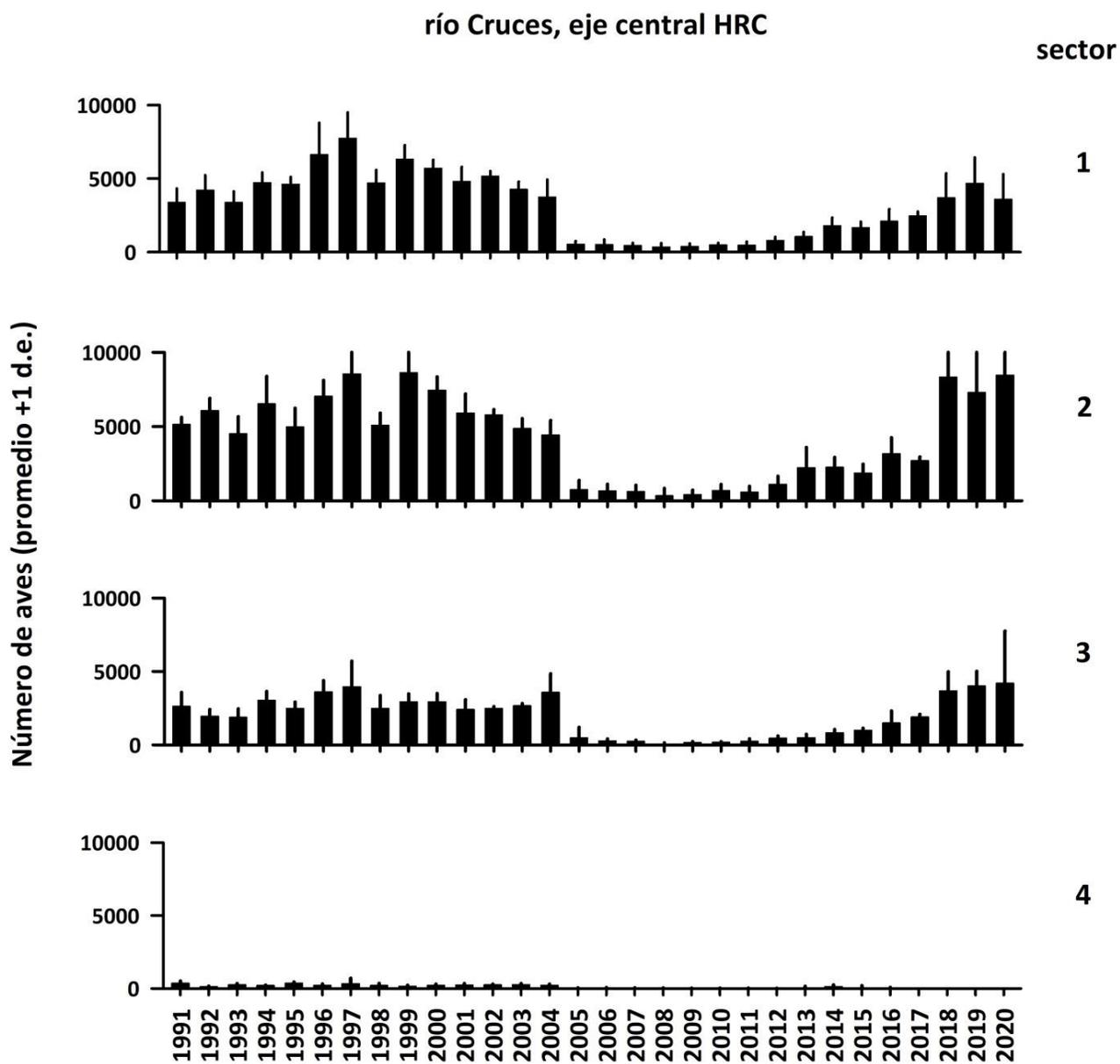


Figura 3.6.4. Variabilidad interanual de la abundancia total de la avifauna acuática en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2020. Se excluyen los sectores 5 a 8, debido que para estos sectores solo existen datos de abundancia de cisnes de cuello negro. Fuente de datos: CONAF.

Variabilidad de la abundancia anual e interanual de aves acuáticas herbívoras

La Figura 3.6.5 muestra la variabilidad intra e interanual en la abundancia poblacional del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), la Tagua (*Fulica armillata*) y la Taguita (*Fulica leucoptera*), respectivamente.

Durante el período 2012-2020 se estimó un incremento anual significativo en la abundancia poblacional del Cisne de cuello negro en el HRC (cf. Fig. 3.6.5 y 3.6.6), periodo en el cual su abundancia más alta ocurrió en mayo del año 2020 (22.419 individuos). Los resultados del análisis temporal y estacional de estos datos, indican que las abundancias registradas durante los años 2018, 2019 y 2020 (ca. 10.147, 13.006 y 12.684 aves promedio, respectivamente) fueron significativamente más altas ($p < 0,05$) que las registradas durante los años 2012 al año 2017 (ca. 1.327-8.281 aves promedio, respectivamente) (Tabla 3.6.3). Por otra parte, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) al comparar las abundancias estacionales de los cisnes (Tabla 3.6.3).

La abundancia poblacional más alta de taguas para el período 2012-2020, se estimó durante el mes de mayo del año 2018 (17.400 individuos), valor que disminuyó a un máximo de 10.530 y 14.070 individuos durante el mismo mes del año 2019 y 2020, respectivamente (cf. Fig. 3.6.5 y 3.6.6). Los resultados del análisis temporal y estacional de los datos recopilados para ese período, muestran que las abundancias registradas durante los años 2018, 2019 y 2020 (ca. 6.243, 5.386 y 4.401 aves promedio, respectivamente) fueron significativamente más altas ($p < 0,05$) que las observadas entre los años 2012 y 2017 (ca. 627-1402 aves promedio, respectivamente) (Tabla 3.6.3). A su vez, las abundancias de las taguas fueron significativamente más altas ($p < 0,05$) durante la temporada otoño-invierno que durante las estaciones de primavera y verano (Tabla 3.6.3).

Durante el período 2012-2016, la Taguita estuvo ausente del HRC u ocurrió en abundancias muy bajas con un repunte durante los años 2017 y 2018, y solo una

observación durante el año 2020 (cf. Fig. 3.6.5 y Fig. 3.6.6). Debido a tales variaciones, no se realizaron análisis estadísticos de tal variabilidad para esta ave acuática.

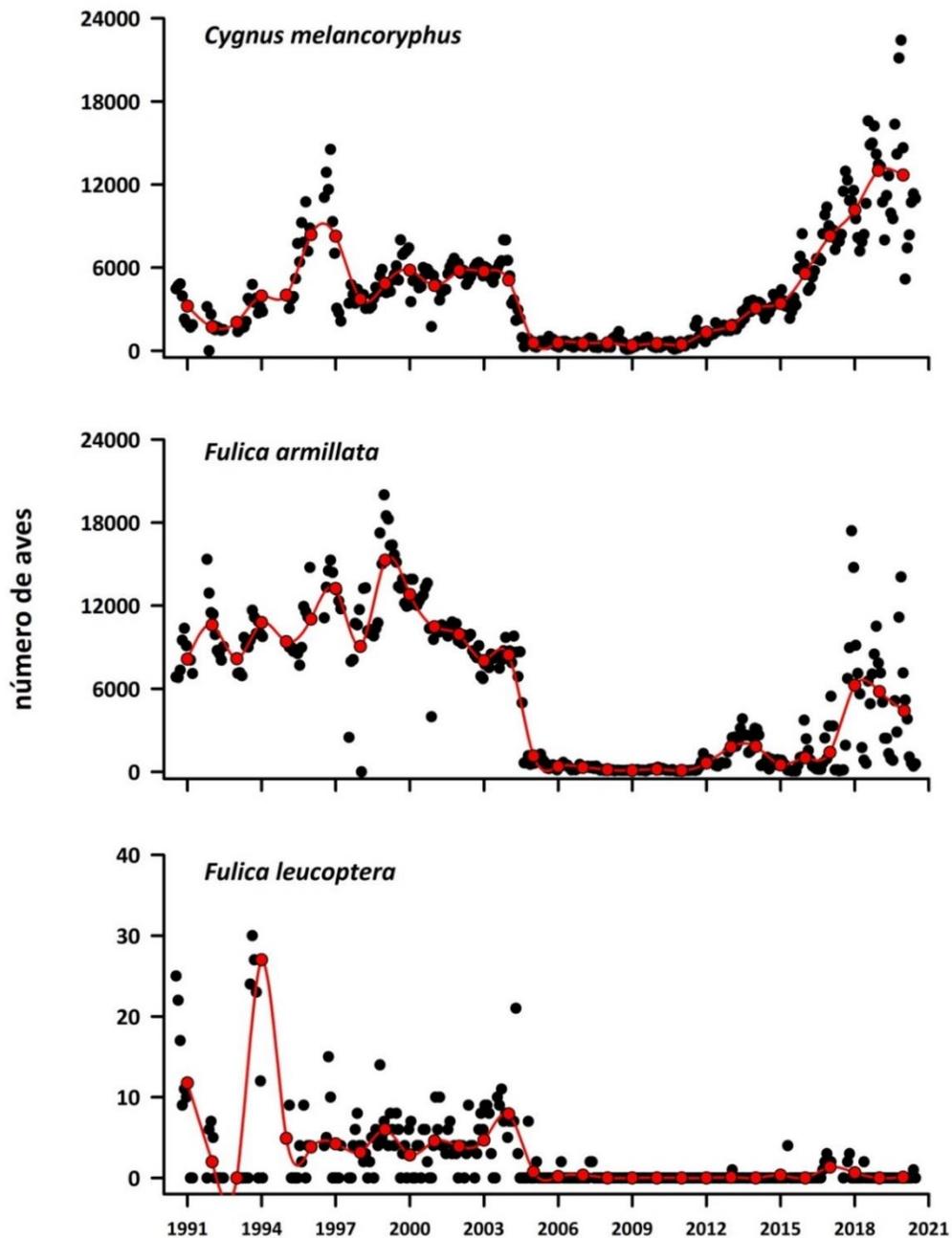


Figura 3.6.5. Variabilidad intra e inter anual (puntos negros y línea roja, respectivamente) en el número de ejemplares de *C. melancoryphus*, *F. armillata* y *F. leucoptera* entre enero del año 1991 y diciembre del año 2020. Fuente de datos: CONAF

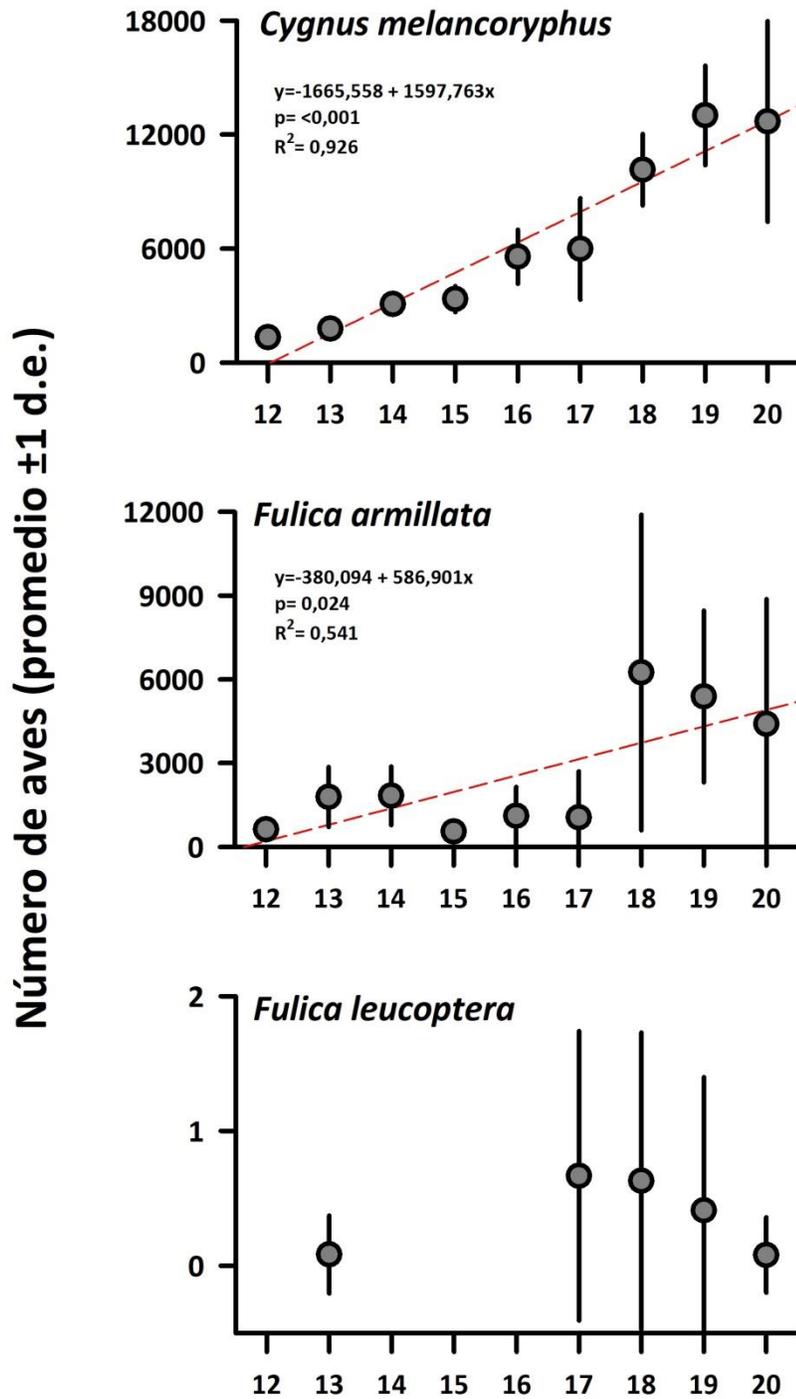


Figura 3.6.6. Variabilidad interanual en el número de ejemplares de *C. melancoryphus*, *F. armillata* y *F. leucoptera*, entre los años 2012 y 2020. Línea roja segmentada indica tendencia significativa. Fuente de datos: CONAF.

Tabla 3.6.3. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar eventuales diferencias en las abundancias anuales y estacionales de Cisne de cuello negro (CCN) y Taguas en el HRC. Los factores son Años (2012- 2020) y Estación (verano (V), otoño (O), invierno (I) y primavera (P)). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
CCN (*) (**)	Año (A)	8	12,345	1,543	192,448	<0,001	20=19=18>16=17>15=14>13>12
	Estación (E)	3	0,024	0,0079	0,989	0,403	
	A x E	24	1,300	0,0542	6,757	<0,001	
	Error	72	0,577	0,0080			
Tagua (*)(**)	Año (A)	8	15,975	1,997	21,820	<0,001	20=19=18>14>13>16=17=15=12
	Estación (E)	3	8,592	2,864	31,294	<0,001	O = I > P = V
	A x E	24	7,720	0,322	3,515	<0,001	
	Error	72	6,589	0,092			

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.

Variabilidad de la abundancia anual e interanual de aves acuáticas carnívoras

La Figura 3.6.7 muestra la variabilidad intra e interanual en la abundancia poblacional de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), Garza blanca grande (*Ardea alba*) y Garza blanca chica (*Egretta thula*).

En términos generales, la abundancia poblacional de la Garza cuca incrementó de manera significativa ($p < 0,05$) durante el período 2016-2018, siendo el año 2018 el que presentó las mayores abundancias (65 individuos promedio anual), particularmente durante la estación primavera-verano (*cf.* Fig. 3.6.7 y 3.6.8; Tabla 3.6.4). Durante los años siguientes (2019 y 2020) las abundancias de estas aves fueron disminuyendo.

En contraste a lo observado para la Garza Cuca, las abundancias poblacionales de la Garza blanca grande y Garza blanca chica han presentado una tendencia a disminuir en el tiempo desde el año 2012 a la fecha (*cf.* Fig. 3.6.7 y 3.6.8). El análisis de los datos de abundancia de la primera de estas especies, muestra que estas fueron significativamente

más bajas ($p < 0,05$) durante los años 2018 y 2019 que las registradas durante los años 2012-2014 (Tabla 3.6.4). A su vez estas abundancias fueron significativamente más bajas ($p < 0,05$) durante la estación otoñal (Tabla 3.6.4). Durante este último año se ha observado un leve repunte en el número de individuos.

Al igual que en la especie anteriormente descrita, la Garza blanca chica, ha presentado abundancias significativamente más bajas ($p < 0,05$) durante los años 2018 y 2019 (Fig. 3.6.8 y Tabla 3.6.4), con un sutil aumento poblacional durante el año 2020. Por otra parte, estas abundancias fueron significativamente más altas ($p < 0,05$) durante la temporada estival (Tabla 3.6.4).

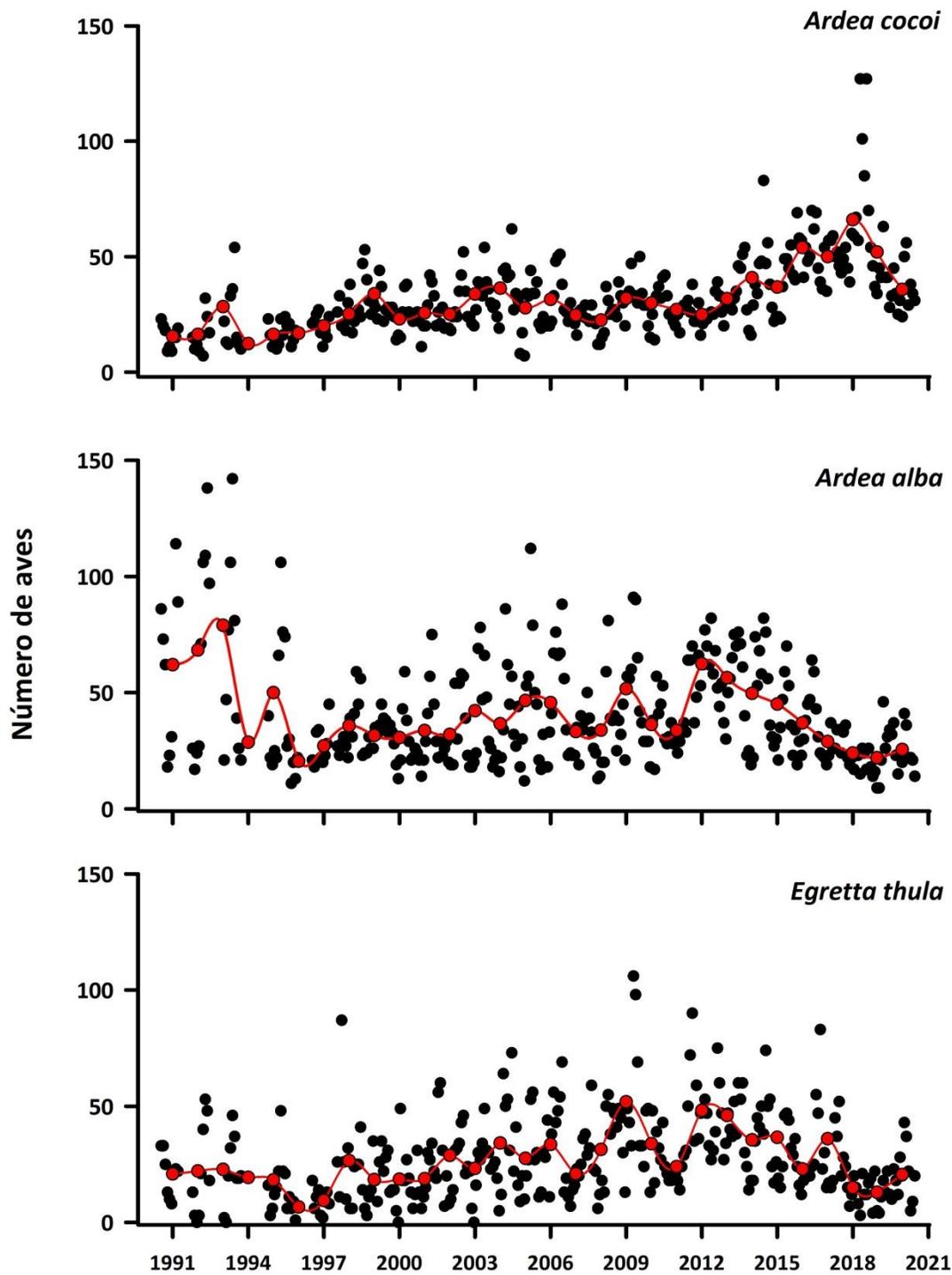


Figura 3.6.7. Variabilidad intra e inter anual (puntos negros y línea roja, respectivamente) en el número de individuos de *A. cocoi*, *A. alba* y *E. thula* entre enero del año 1991 y diciembre del año 2020. Fuente de datos: CONAF.

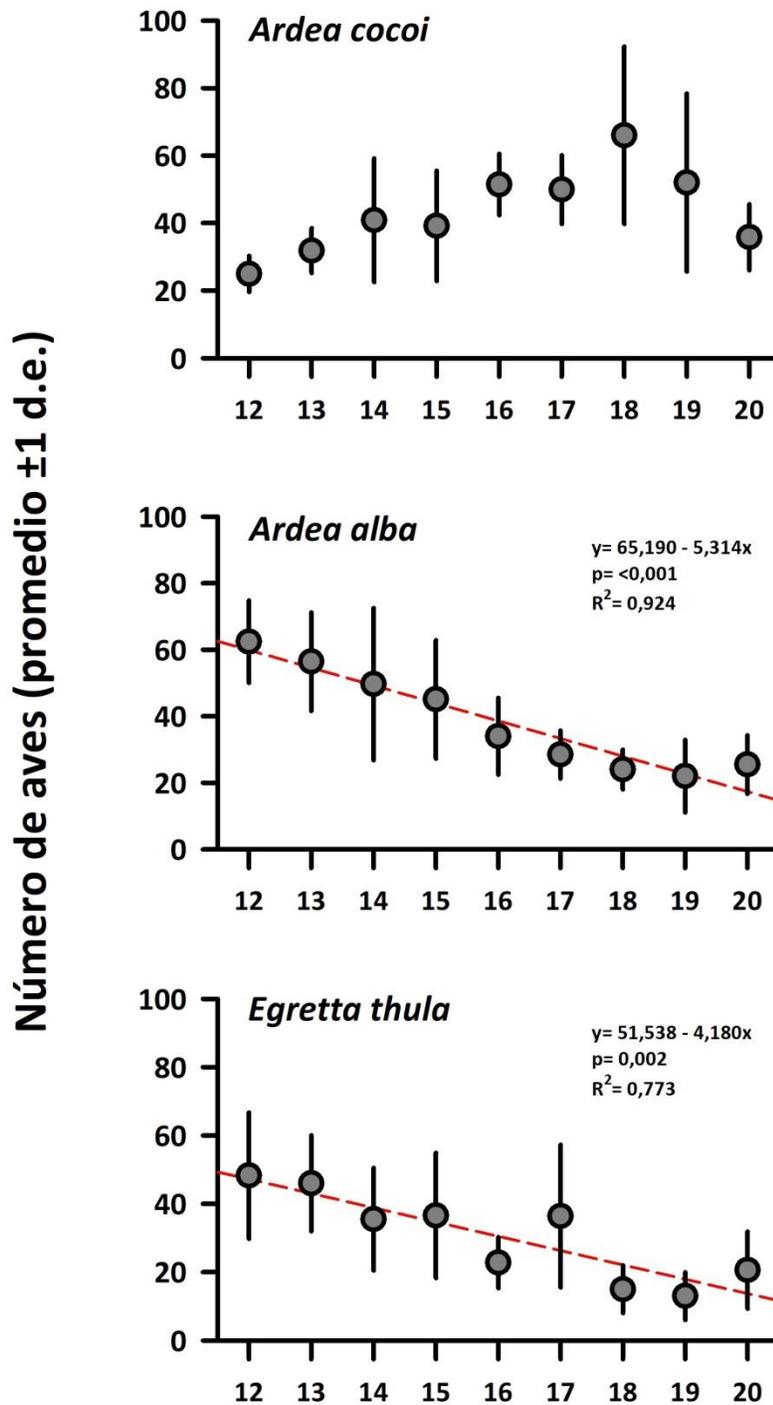


Figura 3.6.8. Variabilidad interanual en el número de ejemplares de *A. cocoi*, *A. alba* y *E. thula*, entre los años 2012 y 2020. Línea roja segmentada indica tendencia significativa. Fuente de datos: CONAF.

Tabla 3.6.4. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en las abundancias anuales y estacionales de Garza cuca (GC), Garza blanca grande (GBG) y Garza blanca chica (GBCH) en el HRC. Los factores son Años (2012- 2020) y Estación (verano (V), otoño (O), invierno (I) y primavera (P)). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
GC (*)(**)	Año (A)	8	1,537	0,192	23,958	<0,001	18=17=16>20=19=15=14=13>12
	Estación (E)	3	0,472	0,157	19,621	<0,001	P = V > I > O
	A x E	24	0,833	0,035	4,330	<0,001	
	Error	72	0,577	0,008			
GBG (*)(**)	Año (A)	8	2,884	0,360	23,789	<0,001	12=13=14=15=16=17=20>18=19
	Estación (E)	3	0,810	0,270	17,819	<0,001	P = V = I > O
	A x E	24	0,676	0,028	1,860	0,023	
	Error	72	1,091	0,015			
GBCH (*)(**)	Año (A)	8	4,566	0,571	19,373	<0,001	12=13=15=14=17=16=20>18=19
	Estación (E)	3	1,102	0,367	12,464	<0,001	V > P = I = O
	A x E	24	1,625	0,068	2,299	0,004	
	Error	72	2,121	0,030			

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 log₁₀ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

Abundancia de aves acuáticas herbívoras en diferentes sectores del HRC

Las Figuras 3.6.9 a 3.6.11 muestran la variabilidad espacial y temporal de la abundancia del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), la Tagua (*Fulica armillata*) y de la Taguita (*Fulica leucoptera*), respectivamente.

En general, durante los años 1991 al 2020, las mayores abundancias del Cisne de cuello negro ocurrieron en el eje central del HRC (sectores 1, 2 y 3), en contraste con lo observado en los ríos tributarios (sectores 5, 6 y 7) y sector Isla Teja (sector 8) (Fig. 3.6.9). Históricamente, las abundancias de esta especie han experimentado notorias fluctuaciones: entre los años 1991 y 2004 los cisnes fueron más abundantes en los sectores

2 y 3 del eje central del HRC (Fig. 3.6.9). Posteriormente y entre los años 2005 y 2011, las abundancias de estas aves disminuyeron drásticamente en toda el área de estudio, con excepción del sector 7 donde se observó un incremento en el número de cisnes (río Cayumapu) (cf. Fig. 3.6.1 y 3.6.9). A partir del año 2012, las abundancias de cisnes comenzaron a mostrar una recuperación en todos los sectores, particularmente en los sectores 1, 2 y 3 (cf. Fig. 3.6.1 y 3.6.9).

Entre los años 1991 y 2004, las taguas fueron más abundantes en los sectores 1 y 2 (cf. 3.6.1 y Fig. 3.6.10). Posteriormente, las abundancias de estas aves disminuyeron notoriamente en toda el área de estudio. Actualmente la tendencia es a crecer, lo que se ha traducido en un aumento significativo de taguas durante los años 2018 al 2020 en relación a años anteriores. Este aumento en la abundancia del número de taguas ha ocurrido principalmente en el sector 2 del eje central del HRC, con un promedio anual máximo de aproximadamente 4.280 individuos durante el año 2018 (Fig. 3.6.10). Entre los años 1991 y 2004, la Taguita ocurrió anualmente en los sectores 1 y 4, e intermitentemente en los sectores 2 y 3 del eje central del HRC (Fig. 3.6.11). Posterior al año 2004, la Taguita prácticamente desapareció del humedal, aunque entre los años 2017 y 2019 se la ha observado ocasionalmente en números muy reducidos, particularmente en los sectores 2 y 3 del eje central del HRC (cf. y 3.6.1 y Fig. 3.6.11).

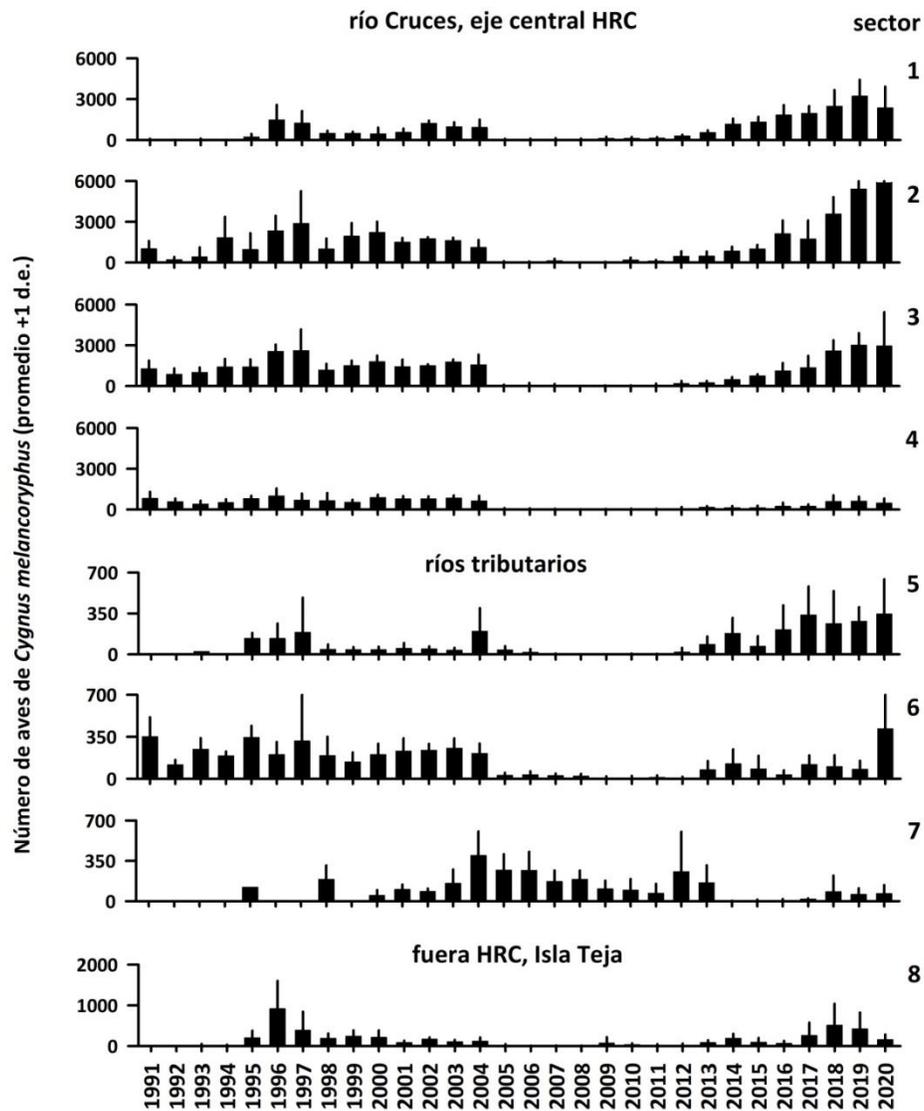


Figura 3.6.9. Variabilidad interanual de la abundancia de *Cygnus melancoryphus* en siete sectores ubicados dentro del HRC y un sector fuera del HRC, entre los años 1991 y 2020. Fuente de datos: CONAF.

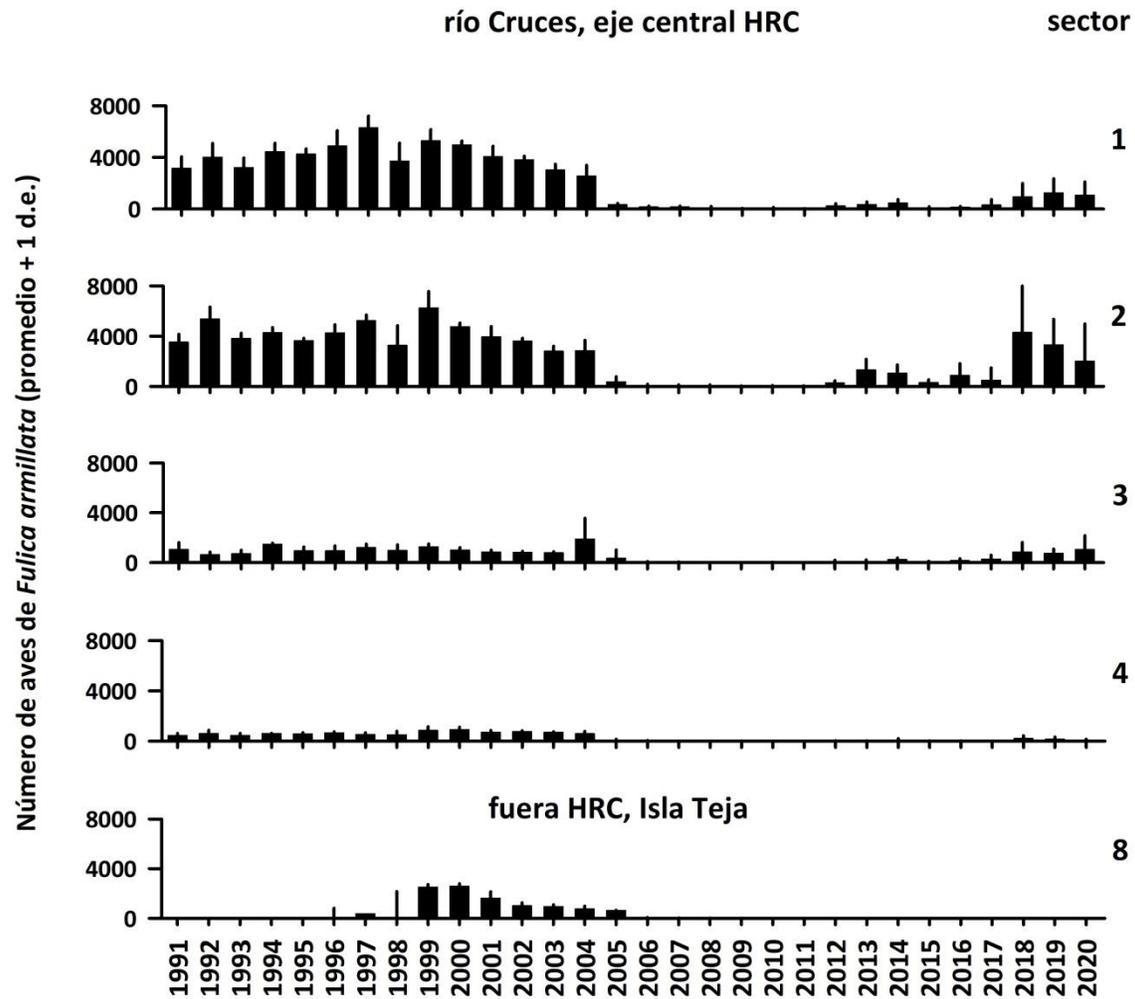


Figura 3.6.10. Variabilidad interanual de la abundancia de *Fulica armillata* en cuatro sectores del eje central del HRC y un sector fuera del HRC, entre los años 1991 y 2020. Fuente de datos: CONAF.

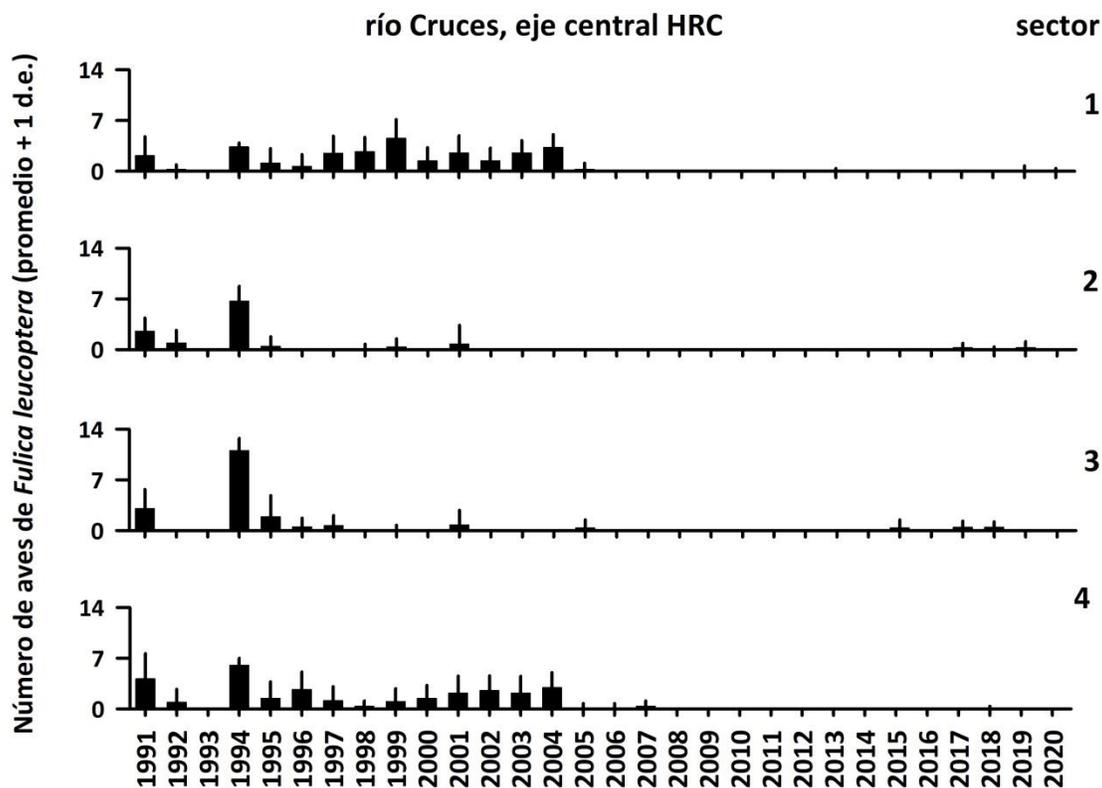


Figura 3.6.11. Variabilidad interanual de la abundancia de *Fulica leucoptera* en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2020. Fuente de datos: CONAF.

Abundancia de aves acuáticas carnívoras en diferentes sectores del HRC (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 3.6.12 a 3.6.14 muestran la variabilidad espacial y temporal de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), Garza blanca grande (*Ardea alba*) y la Garza blanca chica (*Egretta thula*) respectivamente. Hay que destacar que, a diferencia de las aves acuáticas herbívoras, las poblaciones de garzas no fueron afectadas por los cambios ambientales ocurridos el año 2004.

Entre los años 1991 y 2020 y especialmente durante el período 2012-2018, las poblaciones de Garza cuca presentaron un aumento creciente en los sectores 1, 2 y 3 del eje central del HRC, durante los años posteriores (2019 y 2020), estas presentaron una descenso en el número de aves en todos los sectores (Fig. 3.6.12). Esta tendencia es

opuesta a la mostrada por ambas especies de garzas blancas, cuyas abundancias han disminuido de modo notorio en los últimos años (Fig. 3.6.13 y 3.6.14).

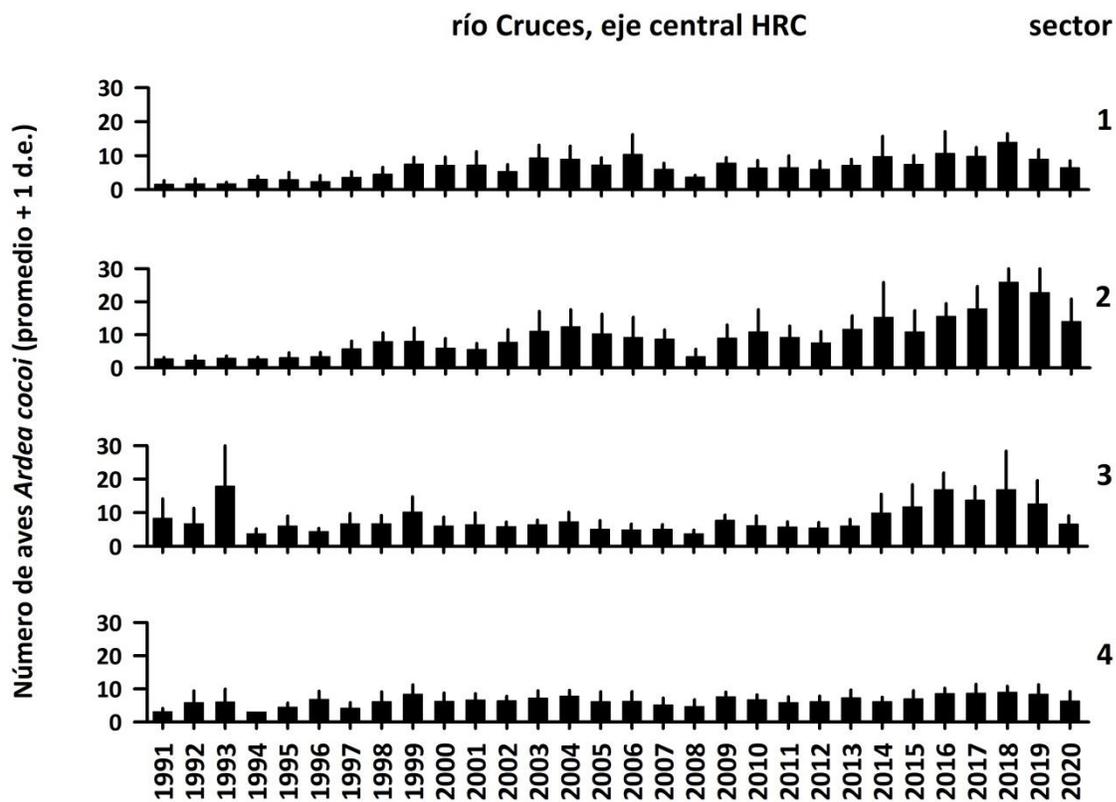


Figura 3.6.12. Variabilidad interanual de la abundancia de *Ardea cocoi* en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2020. Fuente de datos: CONAF.

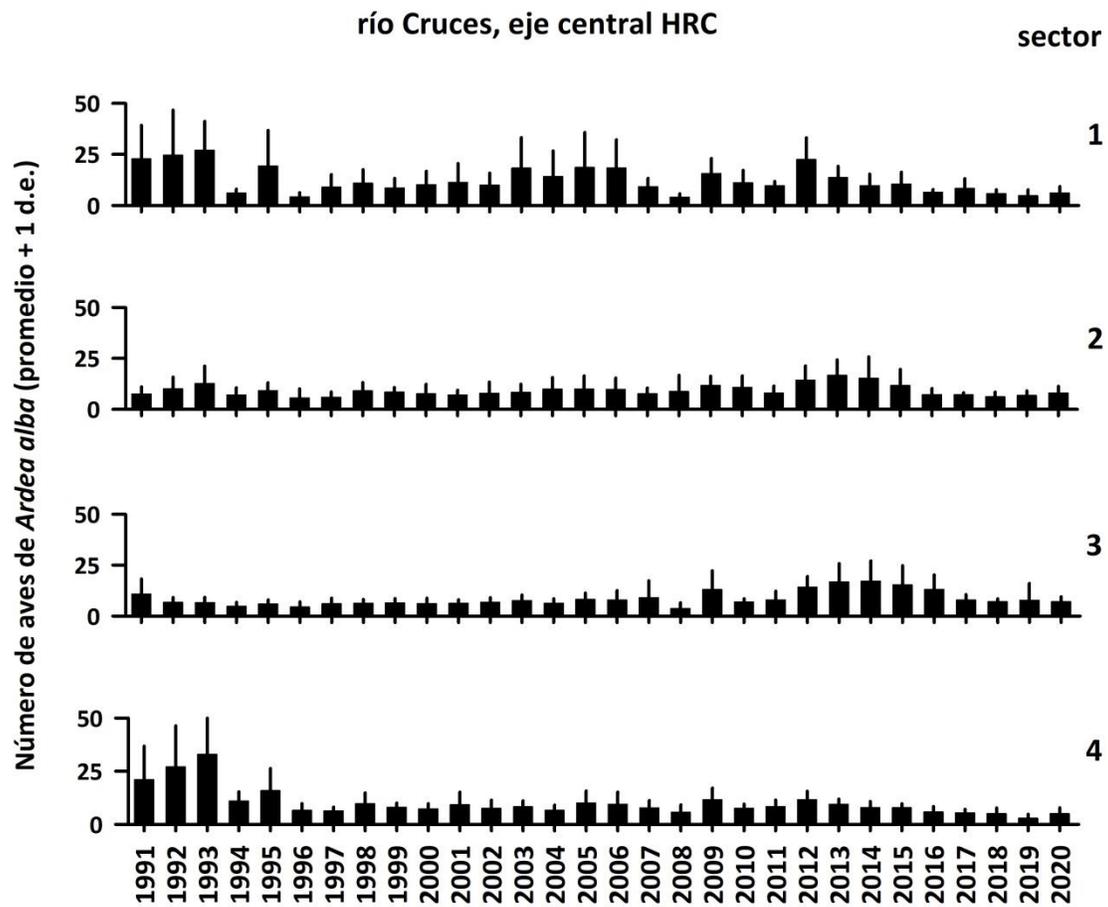


Figura 3.6.13. Variabilidad interanual de la abundancia de *Ardea alba* en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2020. Fuente de datos: CONAF.

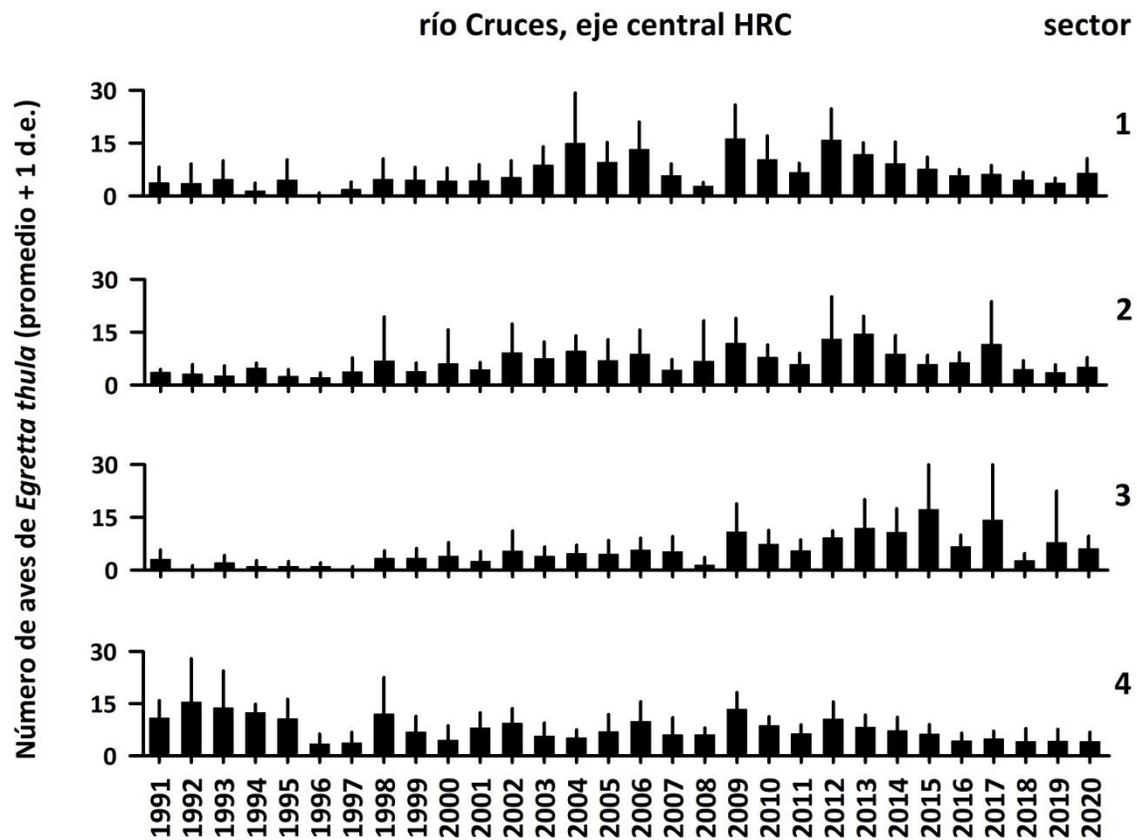


Figura 3.6.14. Variabilidad interanual de la abundancia de *Egretta thula* en los cuatro sectores del eje central del HRC entre los años 1991 y 2020. Fuente de datos: CONAF.

3.6.2. DATA UACH

Distribución espacial y abundancia de avifauna acuática

Aves acuáticas herbívoras

Las Figuras 3.6.15 a 3.6.18 muestran la distribución espacial y abundancia del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y la Tagua (*Fulica armillata*) en los 8 sectores del área de estudio. Los datos se recolectaron entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 3.6.2).

Tal como lo observado al inicio del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC, la distribución espacial del Cisne de cuello negro ha sido más extensa que la de las taguas. Las Figuras 3.6.15 y 3.6.16 muestran que la población del Cisne de cuello negro ocurre principalmente en las áreas ubicadas en el eje central del río Cruces (sectores 1, 2 y 3), y en menor grado en ríos tributarios y fuera del HRC. Los análisis estadísticos corroboran lo antes descrito, indicando que las abundancias de CCN observadas en los sectores ubicados en el eje central del río Cruces (sectores 1, 2 y 3) presentan abundancias significativamente más altas ($p < 0,05$) que las observadas en los otros cinco sectores, particularmente durante los últimos cuatro años de Monitoreo (Tabla 3.6.5).

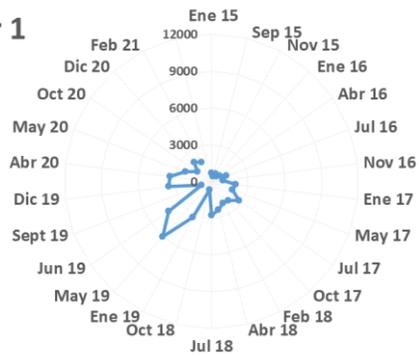
Las Figuras 3.6.17 y 3.6.18 muestran que las Taguas han mostrado sus mayores abundancias en el eje central del río Cruces (sectores 1 y 2 particularmente en el 2) y que poseen una baja intrusión hacia el sector más norteño del HRC y los ríos tributarios. Los análisis estadísticos demuestran lo antes descrito, las abundancias de Taguas observadas en los sectores 1 y 2 fueron significativamente más altas ($p < 0,05$) que las observadas en los otros sectores (Tabla 3.6.5).

Tabla 3.6.5. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar la variabilidad interanual y espacial de Cisne de cuello negro (CCN) y Taguas en el HRC. Los factores son Años (2015- 2021) y Sectores (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

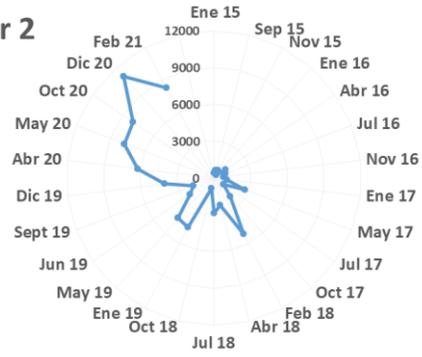
Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
CCN (*) (**)	Año (A)	6	26,284	4,381	15,111	<0,001	2020=2019=2018=2017>2016=2015
	Sector (S)	7	86,477	12,354	42,615	<0,001	1=2=3>6=5>7=8=4
	A x E	42	18,070	0,430	1,484	0,046	
	Error	144	41,745	0,290			
Tagua (*)(**)	Año (A)	6	29,359	4,893	9,901	<0,001	2018=2019=2020>2015=2016=2017
	Sector (S)	7	69,885	9,984	20,202	<0,001	1=2>3=4=5=6=7=8
	A x E	42	27,915	0,665	1,345	0,102	
	Error	144	71,163	0,494			

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 log₁₀ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA.

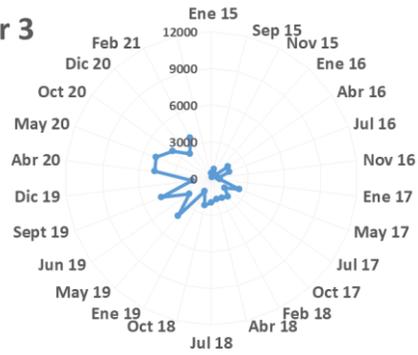
Sector 1



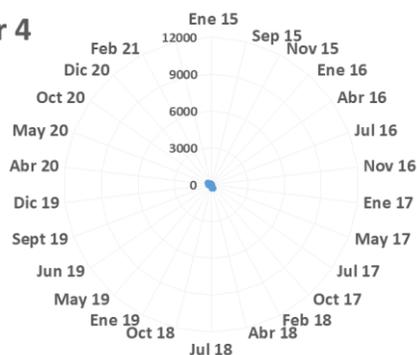
Sector 2



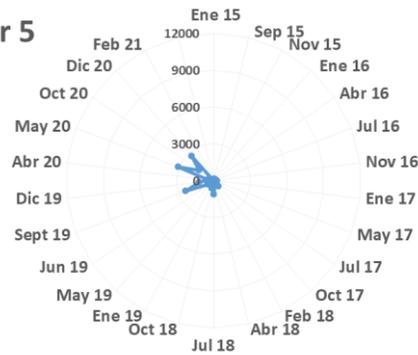
Sector 3



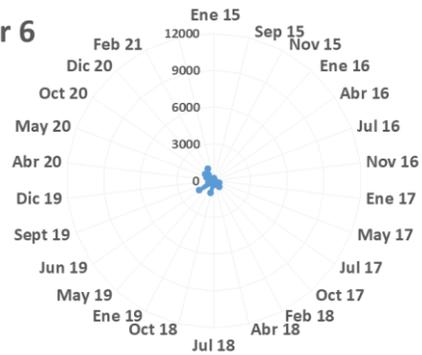
Sector 4



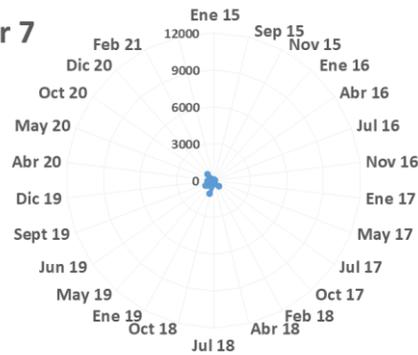
Sector 5



Sector 6



Sector 7



Sector 8

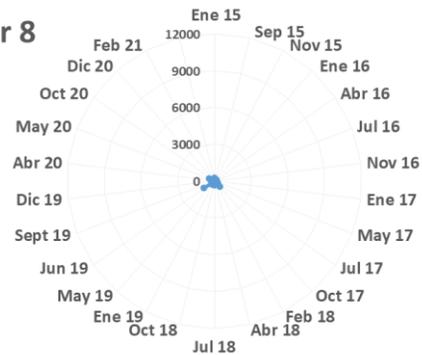


Figura 3.6.15. Abundancias del Cisne de cuello negro *Cygnus melancoryphus* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 3.6.2).

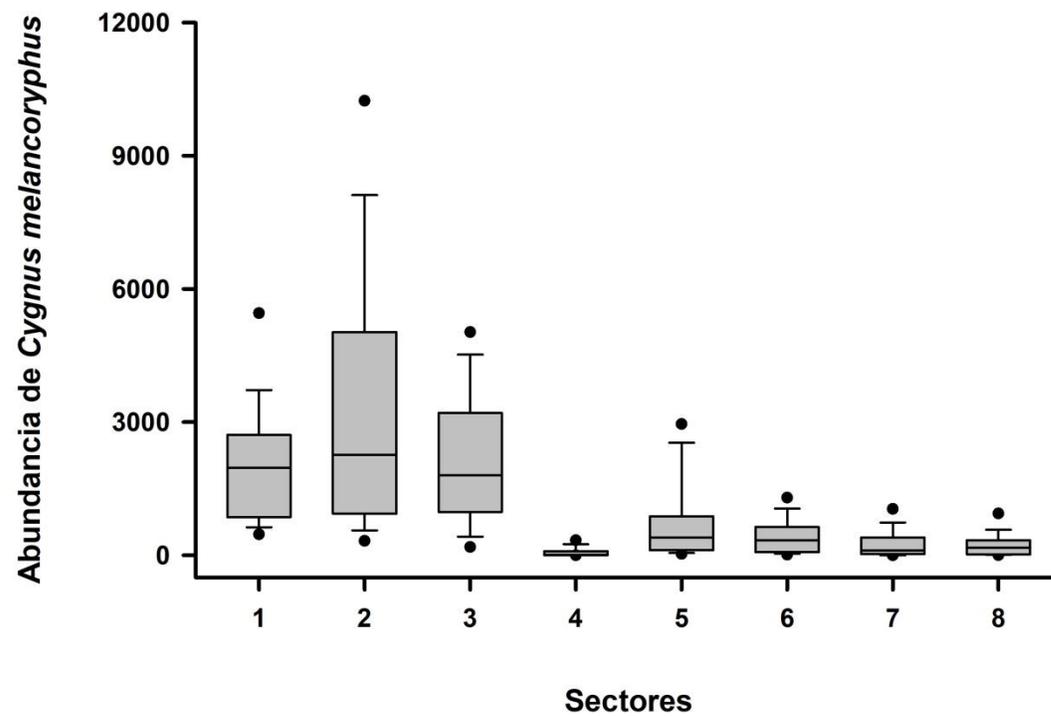


Figura 3.6.16. Diagramas de caja de las abundancias promedio de *Cygnus melancoryphus* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 4.2.7.1.2).

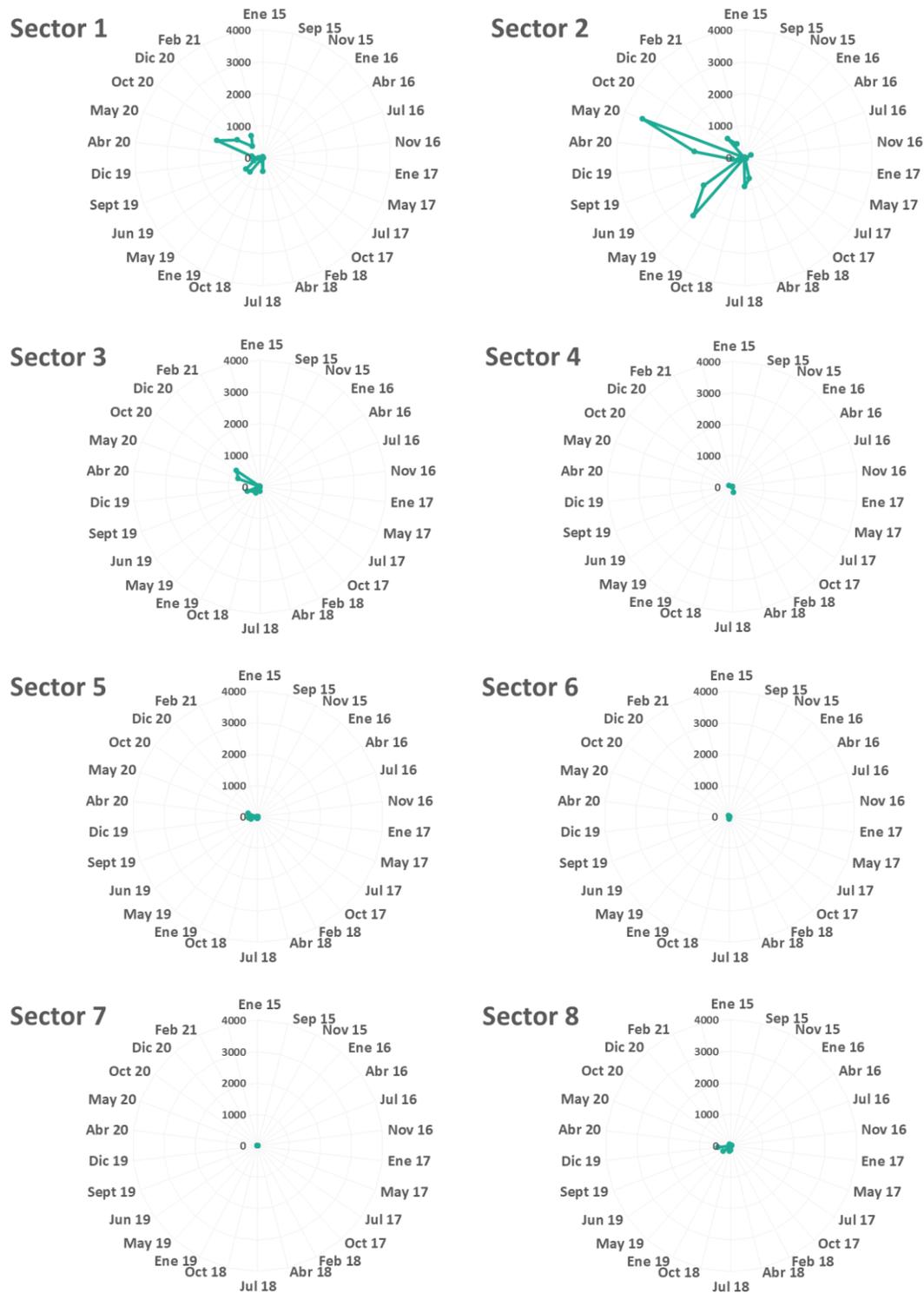


Figura 3.6.17. Abundancias de la Tagua *Fulica armillata* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 3.6.2).

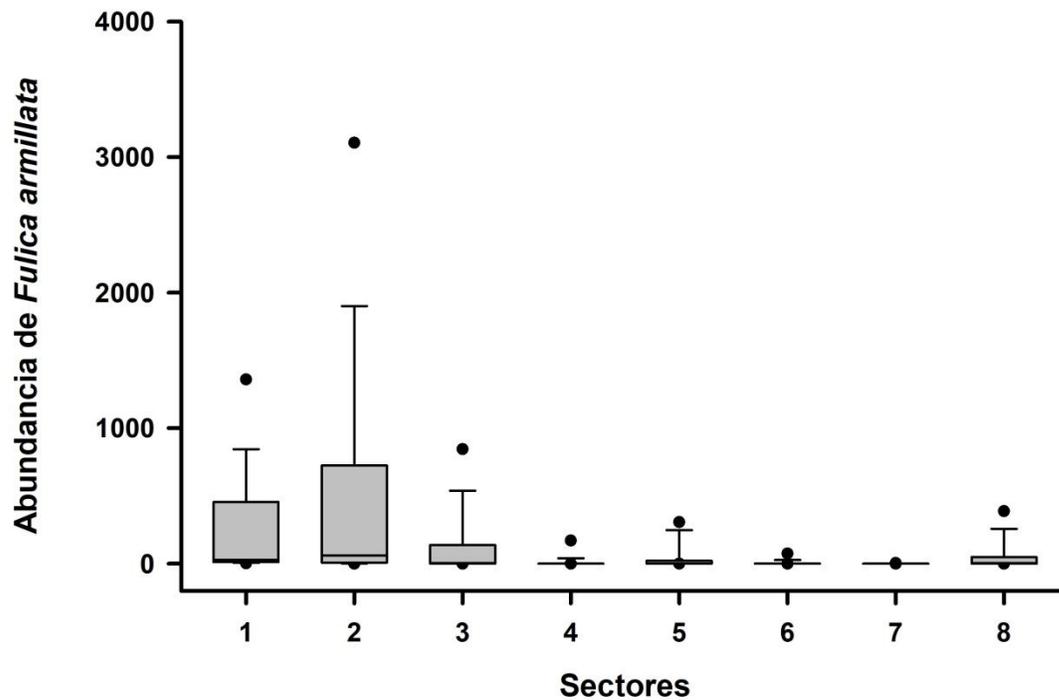


Figura 3.6.18. Diagramas de caja de las abundancias promedio de *Fulica armillata* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 3.6.2).

Aves acuáticas carnívoras

Las Figuras 3.6.19 a 3.6.24 muestran la distribución espacial y abundancia de la Garza cuca (*Ardea cocoi*), Garza blanca grande (*Ardea alba*) y Garza blanca chica (*Egretta thula*) en los ocho sectores del área de estudio. Los datos se recolectaron entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 4.6.2). Estas tres especies de garzas se distribuyen en todos los sectores del humedal (Fig. 3.6.19 a 3.6.24).

Las Figuras 3.6.19 y 3.6.20 muestran que la población de la Garza cuca presenta sus mayores abundancias en los sectores 2 y 3, ambos ubicados en el eje central del río Cruces. Sin embargo solo las abundancias del sector 3 difieren estadísticamente ($p < 0,05$) con respecto a las de los otros sectores de estudio (Tabla 3.2.6). A su vez, las abundancias del sector 2 difieren significativamente con los sectores 4 y 8 (Tabla 3.6.6).

Las mayores abundancias de la Garza blanca grande han ocurrido en el sector 3 (Fig. 3.6.21 y 3.6.22). Las abundancias de este sector se diferencian significativamente de aquellas estimadas para sectores ubicados en el eje central del HRC (sectores 1 y 4) o en ríos tributarios de la parte superior del mismo (sector 5), pero no de las abundancias de aquellos ubicados en ríos tributarios del sector medio del área (sectores 2, 6 y 7) o al sur del humedal (sector 8) (Tabla 3.6.5).

La Garza blanca chica ha presentado sus mayores abundancias en los sectores 2, 3, 6 y 7 (Figura 3.6.23 y 3.6.24); sin embargo, solo el sector 7 (río Cayumapu) se diferencia significativamente de los otros sectores (Tabla 3.6.5).

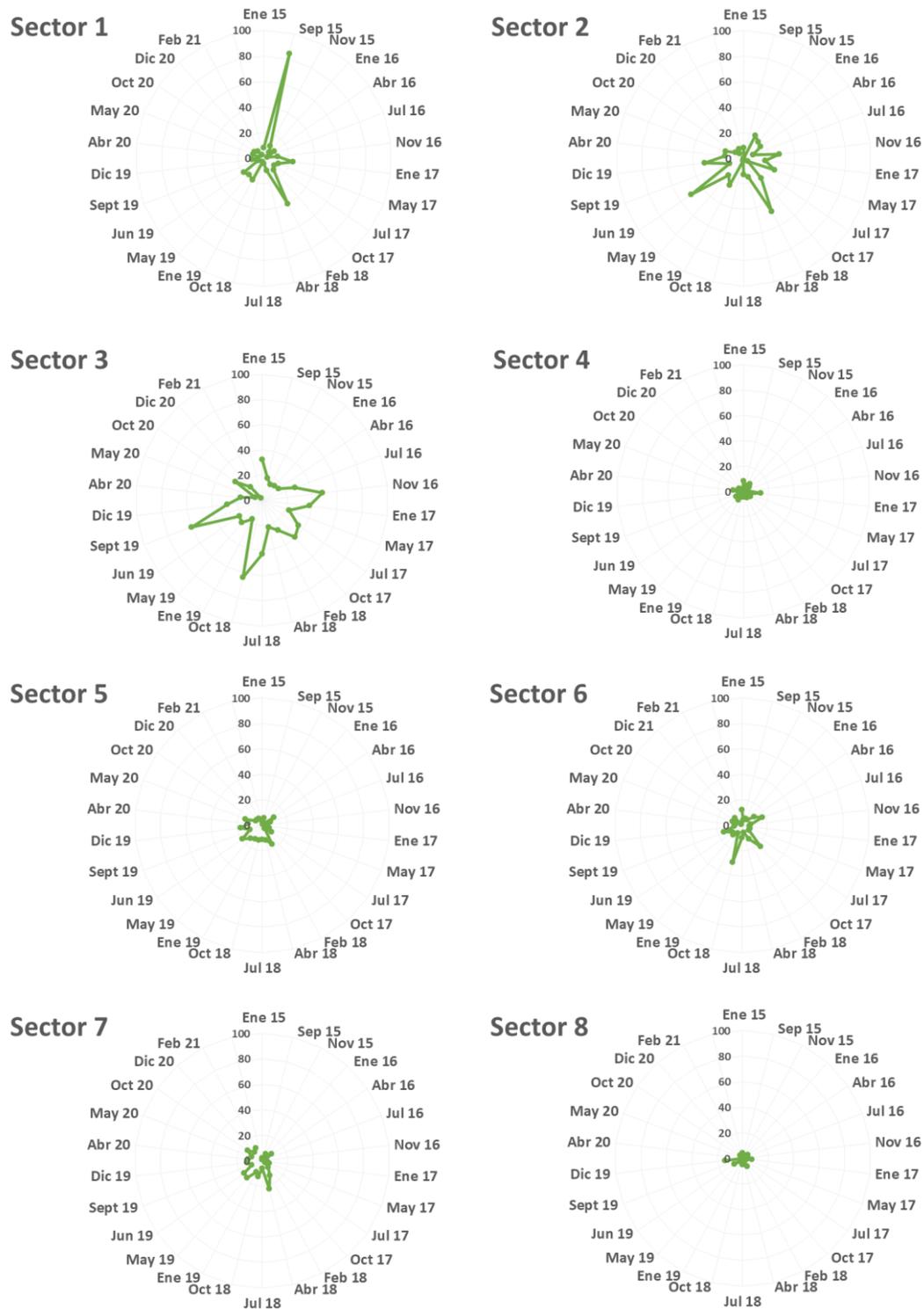


Figura 3.6.19. Abundancias de la Garza cuca *Ardea cocoi* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 3.6.2).

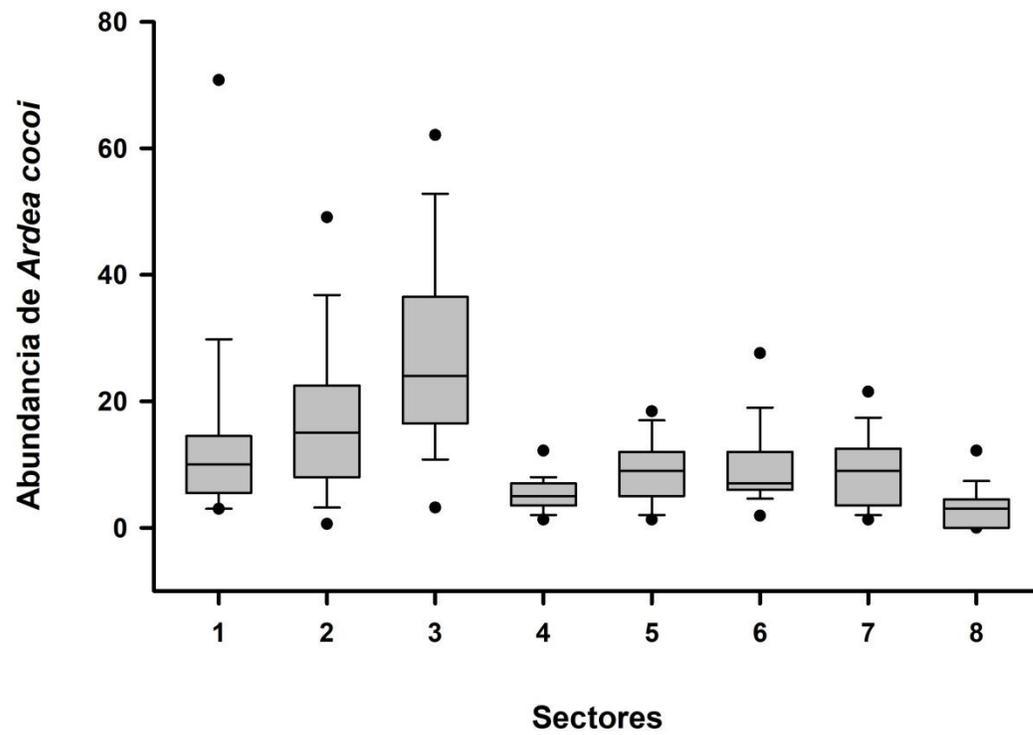


Figura 3.6.20. Diagramas de caja de las abundancias promedio de *Ardea cocoi* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 3.6.2).

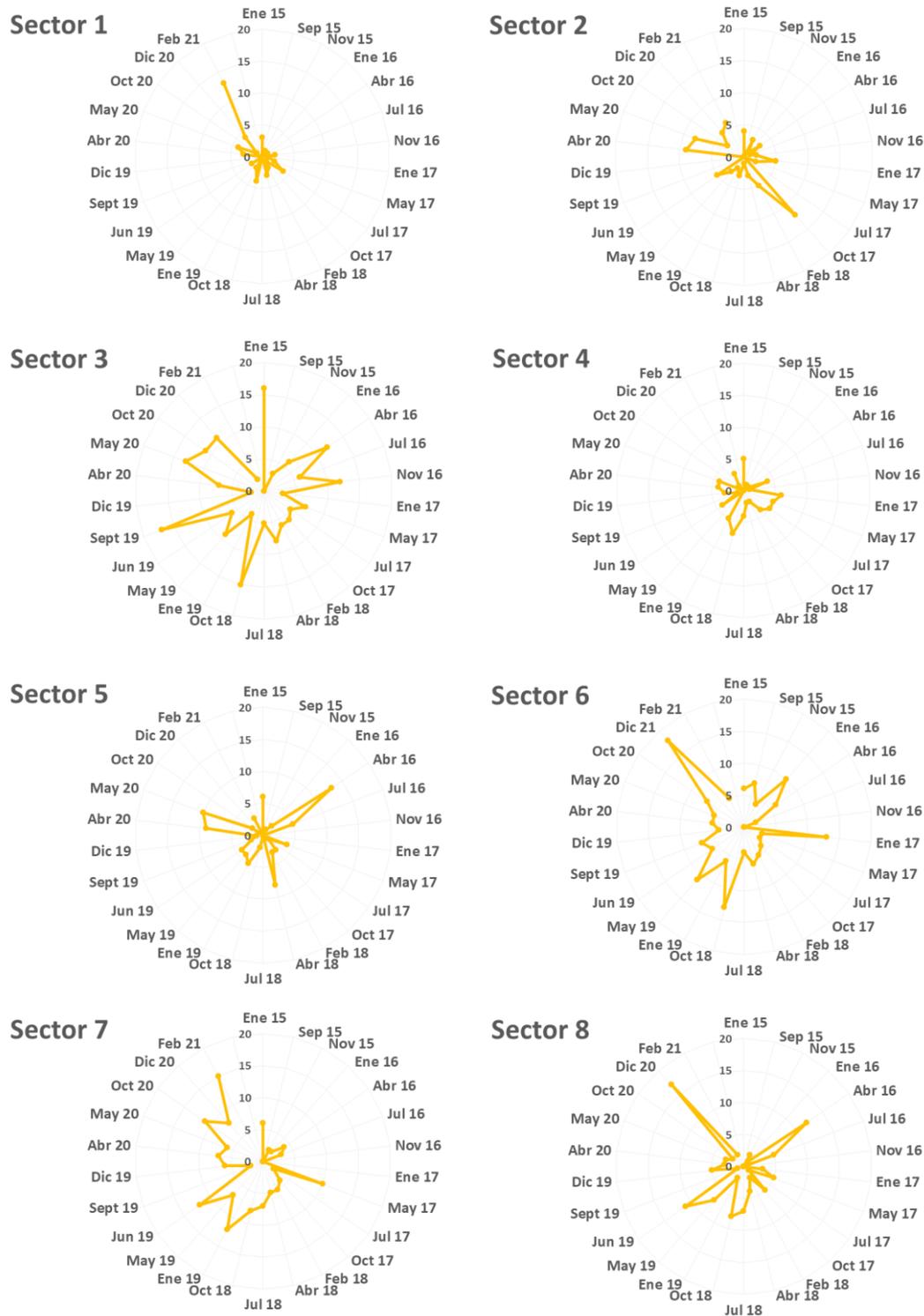


Figura 3.6.21. Abundancias de la Garza blanca grande *Ardea alba* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 4.2.7.1.2).

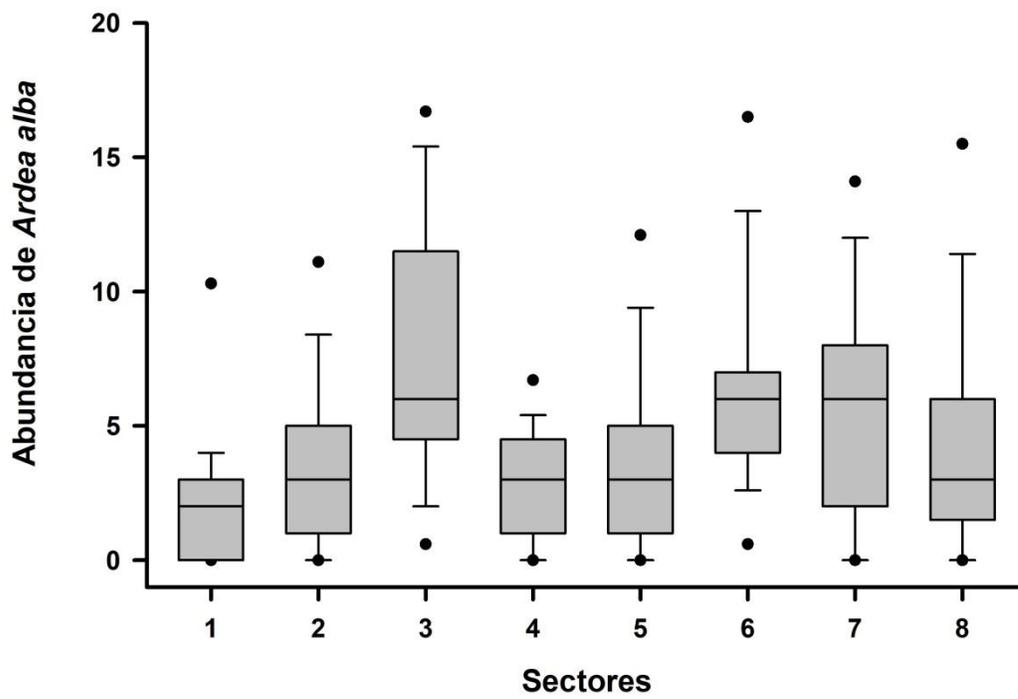


Figura 3.6.22. Diagramas de caja de las abundancias promedio de *Ardea alba* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 4.2.7.1.2).

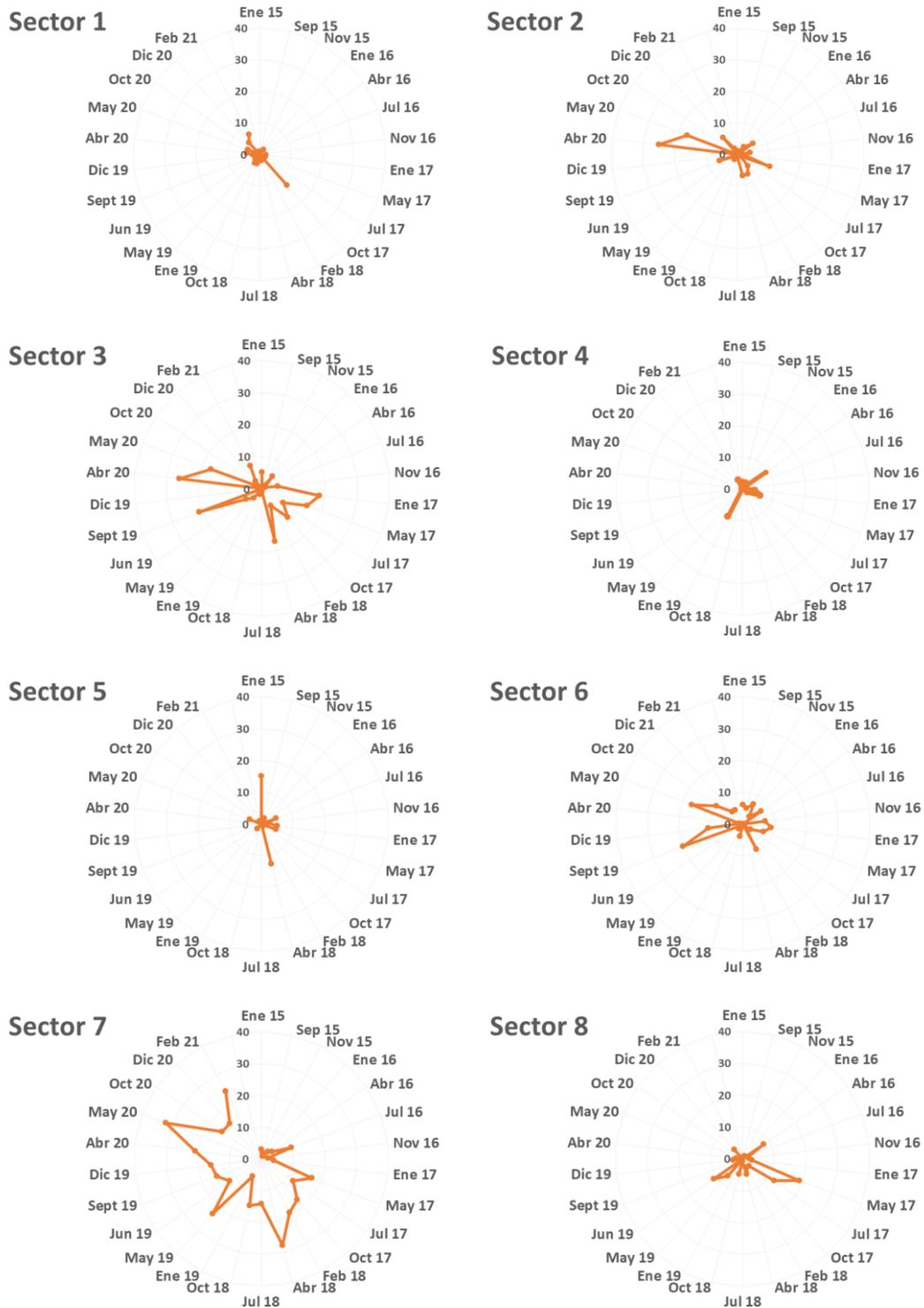


Figura 3.6.23. Abundancias de la Garza blanca chica *Egretta thula* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 4.2.7.1.2).

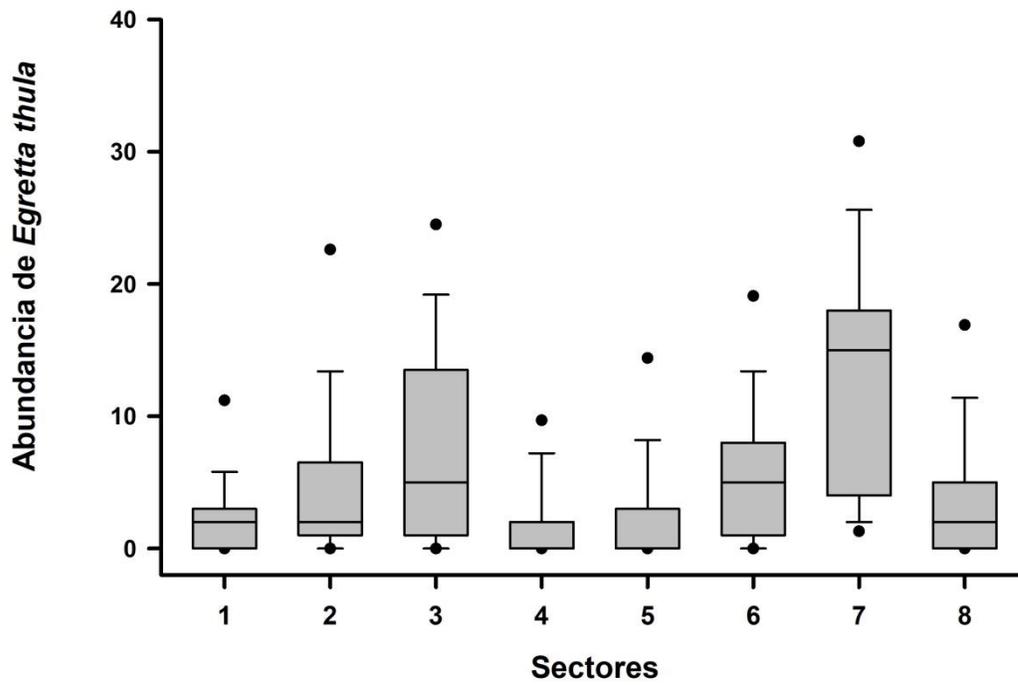


Figura 3.6.24. Diagrama de caja de la abundancia promedio de *Egretta thula* en los ocho sectores del área de estudio. Datos recolectados entre enero 2015 y febrero 2021 (n=25 muestreos) (cf. Tabla 4.2.7.1.2).

Tabla 3.6.6. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar las eventuales diferencias en la abundancia interanual y espacial de Garza cuca (GC), Garza blanca grande (GBG) y Garza blanca chica (GBCH) en el HRC. Los factores son Años (2012- 2020) y Sector (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
GC (*) (***)	Año (A)	6	3,627	0,604	7,173	<0,001	2019=2018>2015=2016=2017=2020
	Sector (S)	7	10,445	1,492	17,708	<0,001	3>1>4=5=6=7>8; 2>4>8
	A x E	42	5,438	0,129	1,536	0,033	
	Error	144	12,135	0,084			
GBG (*) (**)	Año (A)	6	2,417	0,403	3,989	0,001	2020>2015=2016; 2020=2017=2018=2019
	Sector (S)	7	3,516	0,502	4,974	<0,001	3>1=4=5; 3=2=6=7=8
	A x E	42	3,970	0,095	0,936	0,586	
	Error	144	14,543	0,101			
GBCH (*) (***)	Año (A)	6	29,370	4,895	3,601	0,002	2017>2015=2016; 2017=2018=2019
	Sector (S)	7	103,176	14,739	10,843	<0,001	7>3>4=5; 7>3=1=2=6=8
	A x E	42	70,551	1,680	1,236	0,181	
	Error	144	195,740	1,359			

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 log₁₀ o raíz cuadrada; (**) = Cumple al menos un supuesto de ANDEVA; (***) = No cumple supuestos de ANDEVA.

CONCLUSIONES

- La riqueza de especies de la avifauna acuática se ha mantenido relativamente estable a lo largo del eje central del HRC, con excepción del sector 4, en el cual, la riqueza ha disminuido en el tiempo ($p < 0,05$), a la vez que la abundancia total de la misma ha aumentado, situación directamente relacionada al notable incremento de cisnes de cuello negro y taguas observados en los últimos años.
- A partir de los años 2012-2013 a la fecha, la abundancia del Cisne de cuello negro ha sido más alta en sectores del eje central del HRC (sectores 1, 2 y 3 o porción media & inferior del humedal). Para el mismo período de tiempo, las abundancias de las taguas han sido más altas en el sector 2 o porción media del área.
- La abundancia poblacional de la Garza cuca ha aumentado significativamente durante el período 2016-2019 vs. el del 2012-2016; por el contrario, las abundancias de la Garza blanca grande han disminuido significativamente durante los últimos cuatro años (2016-2020), a la vez que la de la Garza blanca chica ha hecho lo propio durante los años 2018 y 2020.

3.7. AVIFAUNA DE PAJONALES

Composición de la comunidad, condición corporal y eficacia biológica de la avifauna de las riberas

ANTECEDENTES

El Humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), es uno de los humedales australes más importantes para la conservación de la naturaleza debido principalmente a sus poblaciones de aves acuáticas (*e.g.*, Schlatter *et al.*, 2002). Por ello, parte del HRC está catalogado como Sitio Ramsar y también como Santuario de la Naturaleza en el marco de la legislación chilena, albergando una gran variedad de hábitats. La extensión del eje central del humedal a lo largo de aproximadamente 25 kilómetros lineales, genera diferencias ecológicas notables produciendo una alta heterogeneidad de hábitat, lo que se asocia *a priori* con una elevada biodiversidad (Ward, 1998). En este contexto, las poblaciones de aves son un componente esencial de los humedales, debido a que se sitúan en el ápice de las cadenas tróficas siendo los principales consumidores, tanto herbívoros como carnívoros (*e.g.*, Navedo *et al.*, 2015).

A escala de paisaje se pueden reconocer cuatro grandes ambientes para las aves en el HRC: aguas libres, áreas pantanosas, zonas de vegetación palustre y bosque fluvial asociado. El humedal representa de hecho un área esencial para la conservación del mediático Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) (*e.g.*, Lagos *et al.*, 2008). Sin embargo, la presencia y abundancia poblacional de otras especies de aves principalmente asociadas a las riberas, menos icónicas, de hábitos más crípticos y/o con poblaciones más escasas asociadas al humedal son, en la mayoría de los casos, desconocidas hasta la fecha (*e.g.*, Victoriano *et al.*, 2006). Este déficit de conocimiento básico representa un impedimento esencial para poder evaluar los efectos de cualquier cambio estructural, ambiental y/o de usos del suelo sobre las comunidades de aves que habitan en las riberas del humedal.

En este Capítulo, se describen los resultados del seguimiento sistemático de la avifauna asociada a las riberas del humedal y que comenzara durante el primer año del Programa Ambiental del HRC (abril 2015 – marzo 2016) y está enfocado en la estructura de la comunidad, condición corporal individual de las aves y supervivencia aparente en las siguientes especies modelo: Siete colores *Tachuris rubigaster*, Cachudito *Anairetes parulus*, Trabajador *Phleocryptes melanops*, Fío-fío *Elaenia albiceps*, Chirihue *Sicalis luteola*, Trile *Agelasticus thilius* y Run-run *Hymenops perspicillata*). Todos los parámetros medidos pueden ser utilizados como indicadores de calidad del hábitat del HRC.

Como se mencionó anteriormente, el presente Capítulo hace referencia a los resultados obtenidos sobre la avifauna asociada a las riberas del HRC y sus ríos tributarios, en el contexto del Programa de Monitoreo Ambiental considerando todos los muestreos realizados desde octubre de 2015 hasta enero de 2021.

OBJETIVOS

- Obtener información básica de referencia sobre las comunidades de aves asociadas a las riberas del HRC, para poder evaluar eventuales futuros cambios estructurales y/o funcionales en el humedal.
- Desarrollar e implementar un sistema de indicadores y rangos de variación de los mismos, para la valoración de potenciales cambios estructurales y/o funcionales en el HRC en relación con diferentes especies de aves palustres asociadas a los pajonales.

MATERIAL Y METODOS

Se ha aplicado una aproximación metodológica para obtener información básica de referencia de los diferentes grupos taxonómicos que componen la comunidad de aves palustres asociadas a las riberas del humedal. Esta información biológica se integrará junto con otros componentes esenciales de la biodiversidad monitoreados en el marco del presente informe, y servirá para analizar a posteriori la variabilidad estacional e interanual

de diferentes parámetros asociados a la calidad del agua del humedal en cada una de las zonas y sectores seleccionados para este estudio.

Los índices propuestos se basan en parámetros que necesitan ser medidos de forma sistemática a largo plazo. Las áreas donde se está llevando a cabo el monitoreo han sido seleccionadas en base a su tipología y localización espacial (Fig. 3.7.1).

Las especies objetivo se han seleccionado teniendo en cuenta la información disponible en otras zonas sobre algún taxón específico, así como las propias capturas realizadas hasta el momento. En este sentido, las especies que aparecen con mayor frecuencia y abundancia en las capturas, son utilizadas como especies modelo para garantizar una potencia suficiente de los análisis estadísticos que se realicen *a posteriori*.



Figura 3.7.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para realizar el monitoreo con redes de niebla de aves palustres (la mayoría del Orden Paseriformes) asociadas a las riberas del Humedal Río Cruces.

Para obtener información básica de referencia sobre las comunidades de aves palustres asociadas a estos humedales y poder realizar aproximaciones comparativas, se realizaron muestreos sistematizados con redes de niebla. Aunque los conteos directos mediante diferentes aproximaciones metodológicas pueden aportar una descripción general sobre la composición de las comunidades de aves (e.g., Silva *et al.*, 2016), para poder evaluar abundancias relativas en áreas cerradas, como es la vegetación palustre en la orla de los humedales, la captura con redes de niebla es el método más recomendable (Arizaga *et al.*, 2011).

Los muestreos mensuales sistematizados y con esfuerzo constante (uso de redes de niebla, con un total de 108 m, extendidas desde el amanecer durante 5 horas consecutivas) comenzaron durante noviembre del año 2015 en las dos áreas seleccionadas como zonas testigo: Teja Norte (TN) y Santa María (SM) (Fig. 4.2.7.2.1). Ambas zonas están constituidas por pajonales y/o hábitats de etapa emergida formada principalmente por pantano de cortadera (*Loto-Cyperetum eragrostidae*) (San Martín *et al.*, 1993). No obstante, la diversidad a escala de microhábitat es mayor en el área de captura de SM, siendo TN un hábitat de pajonal con gran potencia y, por tanto, mucho más homogéneo.

La mayoría de los individuos capturados fueron marcados mediante anillos metálicos (Resoluciones Exentas SAG 8632/2015, SAG 7219/2016; y posteriores renovaciones anuales); se exceptúa al Picaflor chico *Sephanoides sephaniodes* para el que no había anillos *ad hoc* disponibles (a partir de octubre de 2018 se comenzaron a anillar; McFadden *et al.*, 2019).

Para todos los individuos capturados se registraron sus medidas biométricas y, en la medida de lo posible y en base a la coloración del plumaje y estado de la muda, su clase de edad (juvenil o adulto). Para las especies con dimorfismo sexual aparente se registró además el sexo de los individuos. Con esta información se estimaron las variables que a continuación se indican: abundancia específica relativa (n° capturas·jornada⁻¹), condición corporal aparente (Índice Escalado de Masa Corporal; Peig & Green, 2010). Los análisis integrados de la información permitirán estimar la supervivencia adulta aparente (\emptyset = método de captura-marcaje-recaptura; Thomson *et al.*, 2009).

Cabe señalar que el esfuerzo de muestreo se ha visto reducido a una jornada de captura estacional, comenzando en abril 2020, y así continuará durante los próximos años. Por lo tanto, los análisis comparativos y resultados respecto a los años previos con los datos estacionales de un solo año son bastante limitados y deben considerar estas diferencias de diseño. Adicionalmente, debido a circunstancias ajenas al responsable del Monitoreo de

Aves Palustres dentro de este Programa, el anillamiento en Santa María se retomó en enero de 2021, por lo que únicamente se presentan los resultados de un muestreo en esta zona dentro de este informe anual.

RESULTADOS

En Teja Norte se obtuvieron un total de 120 capturas acumuladas en los cuatro muestreos realizados, uno por cada estación (Tabla 4.2.7.2.1). El promedio (\pm DT) de capturas por unidad de esfuerzo en Teja Norte (9.1 ± 14.7 aves \cdot h $^{-1}$) resultó mucho mayor que el histórico en esta zona (3.7 ± 2.9 aves \cdot h $^{-1}$). Este resultado se debe a que en abril de 2020 (muestreo de otoño) se registró un pico histórico de capturas ($n = 93$) de la especie más abundante, el Siete colores. Las capturas en los otros tres muestreos estacionales fueron muy similares, tanto en abundancia relativa como en composición de la comunidad de aves, a las registradas en los cuatro años previos en cada período. No obstante, como es esperable cuando se reduce el esfuerzo de muestreo, únicamente se capturaron 5 de las 8 especies estructurales de esta comunidad de aves palustres en Teja Norte.

Tabla 3.7.1 Capturas de aves en Teja Norte durante los cuatro muestreos (estacionales) realizados en 2020-2021 comparadas con las obtenidas durante los 48 muestreos (mensuales) realizados en el período noviembre 2015 – diciembre 2019 (ver texto para detalles específicos). * especie estructural de la comunidad.

Especie	Teja Norte 2015-2019	Teja Norte 2020-2021
Cachudito *	54	3
Chercán	3	
Chercán Vegas *	15	
Chincol		
Chirihue	2	1
Churrín de la Mocha	4	
Chuncho	2	
Churrín del Sur	3	
Colilarga *	25	
Comesebos		
Diucón	1	
Fío-fío *	48	6
Huairavillo	2	
Jilguero	1	
Mirlo	2	
Picaflor	9	
Rayadito *	11	
Run-run	5	
Sietecolores *	578	103
Tijeral	4	
Tordo		
Trabajador *	60	6
Trile *	20	
Viudita	4	
Zorzal austral		1
Total general	853	120

Abundancia temporal relativa

La abundancia relativa de aves asociadas a pajonales y vegetación pionera de ribera presenta marcadas variaciones intraanuales en el HRC. Adicionalmente, los patrones periódicos de abundancia anual son diferentes en cada una de las zonas de muestreo (Fig. 4.2.7.2.2). La abundancia temporal relativa registrada durante los muestreos estacionales desde abril de 2020 hasta enero de 2021 se encuentra de forma general dentro de los rangos esperables, con la excepción del máximo histórico registrado en abril de 2020.

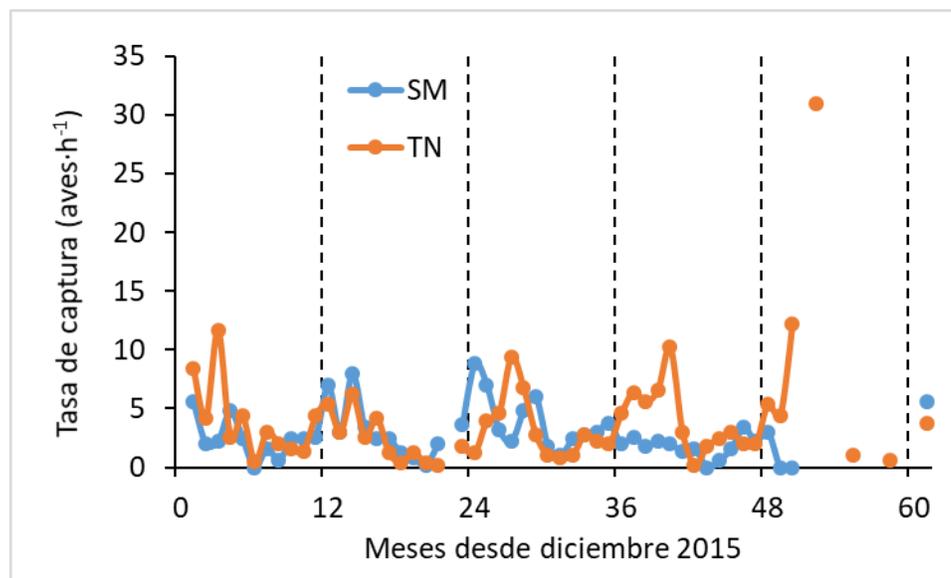


Figura 3.7.2. Evolución de la tasa de captura (aves por hora) en Teja Norte (TN) y Santa María (SM) durante los muestreos realizados en el período 2016-2021 (ver texto para detalles específicos).

Condición corporal

Para la especie más abundante en ambas áreas del HRC y, por lo tanto, potencialmente utilizable como indicador de la calidad del hábitat, se ha realizado un esfuerzo específico adicional para evaluar su condición corporal aparente. Se ha calculado el Índice Escalado de Masa Corporal (en adelante SMI; Peig & Green, 2010) para explorar potenciales diferencias entre ambas zonas del HRC.

Los resultados obtenidos analizando tanto aves adultas ($n = 510$) como individuos juveniles ($n = 191$) de la especie más abundante en el sistema, indican que durante 2020 la condición corporal se mantuvo dentro del rango de variación registrado en los años previos de monitoreo (Fig. 3.7.3). Estos resultados indican que deben existir variaciones interanuales importantes en la calidad del hábitat en el humedal.

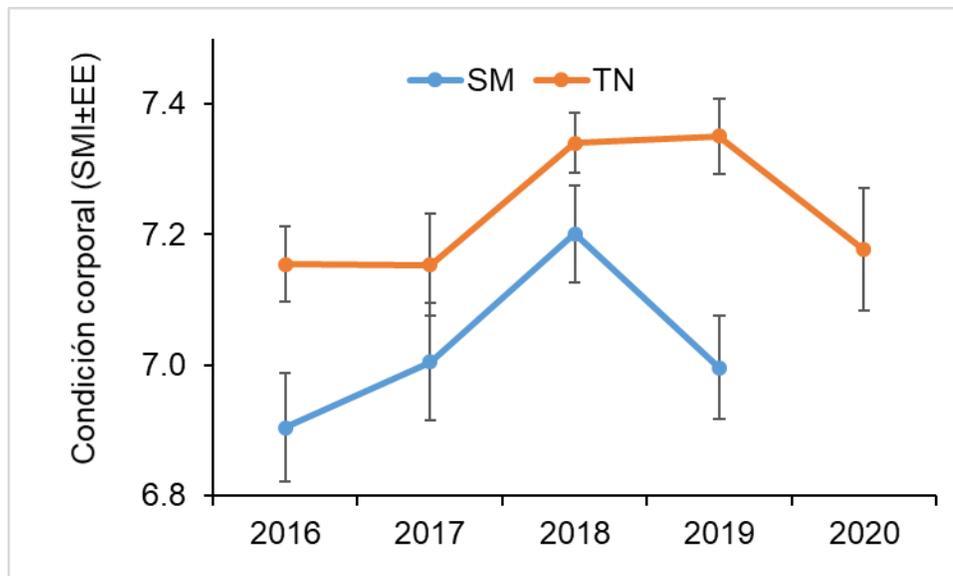


Figura 3.7.3. Condición corporal individual de Siete Colores en Teja Norte (TN) y Santa María (SM) durante el período 2016-2020 (ver texto para detalles específicos).

Recapturas

Se registraron un total de 21 recapturas de 21 individuos de cuatro especies. En general, la tasa de recaptura en relación a las nuevas capturas arroja una cifra similar (21.4%) a la obtenida durante los años previos de monitoreo. Destacan dos recapturas: un Siete colores que fue anillado por vez primera el 7 de diciembre de 2015, siendo ya adulto en esa fecha, que fue recapturado en el muestreo de abril de 2020, casi 4 años y medio después. Igualmente un Colilarga *Sylviothorhynchus desmursii* capturado por vez primera el 24 de enero de 2016, siendo ya adulto en esa fecha, y recapturado de nuevo en enero de 2021, prácticamente 5 años después.

Discusión general

La continuación de este Programa de Monitoreo, a pesar de la reducción en el esfuerzo realizado y la pérdida de varios muestreos en uno de los sectores (SM) debido a la demora en la confirmación de la financiación, ha permitido seguir obteniendo información básica de referencia sobre la estructura de los ensambles, las variaciones en las abundancias relativas a lo largo del ciclo anual y la calidad del hábitat para diferentes especies de aves palustres que habitan un humedal austral tipo estuarino. Hasta la fecha, únicamente existe un estudio publicado sobre la biología de una de estas especies en humedales chilenos (Lara *et al.*, 2011), por lo que la contribución realizada al conocimiento general de la biodiversidad a escala país es muy relevante.

En este sentido, las aves palustres presentan una elevada diversidad funcional: distintas especies están involucradas en diferentes procesos dentro del humedal, por lo que pueden responder a diferentes variaciones en la calidad del hábitat (Cadotte *et al.*, 2011). Esto es principalmente debido a que son especies móviles, de vida corta, consumidores secundarios que utilizan diferentes recursos tróficos y presentan fuertes variaciones poblacionales relacionadas con las estaciones (fenología), además de fluctuaciones interanuales relacionadas con la disponibilidad de alimento y la climatología. Adicionalmente en los pajonales habitan especies residentes y migratorias, que desaparecen en ciertos períodos del año.

Por ello, en comparación con otros métodos, los monitoreos utilizando redes de niebla en humedales son los que permiten evaluar con mayor precisión las tendencias poblacionales a largo plazo a través de índices de abundancia relativa en las capturas (Peach *et al.*, 1998; Osenkowski *et al.*, 2012). Simultáneamente, según se van completando años continuados de monitoreo, el método de captura-recaptura permite estimar con elevada precisión (i) la productividad anual de las especies más abundantes, esto es, cómo ha resultado la temporada reproductiva; (ii) la condición corporal individual; y (iii) la supervivencia aparente de los individuos en una población; parámetros esenciales para

evaluar la eficacia biológica (fitness) en poblaciones animales. Debido a la reducción en el esfuerzo de muestreo, la estimación de supervivencia aparente asociada a las recapturas debe recalcularse incorporando este nuevo diseño estacional para poder realizar comparaciones interanuales en el valor que alcanza este parámetro.

En este contexto, continuar con el Programa de Monitoreo a largo plazo de las poblaciones de aves mediante un programa de Anillamiento con Esfuerzo Constante es crucial para poder separar los efectos potenciales de las actividades humanas de variaciones naturales asociadas a climatología o disponibilidad de recursos en el HRC, entre otros. Por ejemplo, periódicamente existen años en los que las abundancias de aves son muy bajas debido a los efectos de las oscilaciones climáticas globales, como el 'Northern Oscillation Index' o 'El Niño Southern Oscillation', que pueden ser detectadas básicamente con estos programas con esfuerzo constante a largo plazo (Ballard *et al.*, 2003). Además, las aves palustres son elementos funcionales clave que proveen diferentes servicios ecosistémicos (Sekercioglu, 2006) en los humedales.

CONCLUSIONES

- Se ha recabado información durante cinco ciclos anuales sobre la composición y estructura estacional de la comunidad de aves Passeriformes que habitan las áreas de vegetación palustre. Los resultados obtenidos han permitido determinar y monitorear la fenología de las especies más representativas aportando así información esencial para la gestión del HRC (e información de referencia sobre ensambles de aves palustres en Chile).
- La estructura del ensamble es en general diversa. Se registran oscilaciones estacionales regulares derivadas de la fenología de las diferentes especies, sin grandes variaciones interanuales dentro de cada sector de muestreo, incluyendo a las especies migratorias.

- El Siete colores *Tachuris rubrigastra* es sin duda la especie dominante en estos hábitats. Aparentemente la especie más abundante parece agruparse y realizar desplazamientos postreproductivos.
- Continuar ajustando la probabilidad de recaptura durante siguientes años del Monitoreo permitirá ir estimando la tasa de supervivencia anual de cinco especies de aves Passeriformes que habitan las riberas del HRC, incluyendo las migratorias.
- La condición corporal aparente de la especie más abundantes en el ensamble se ha mantenido dentro de los rangos regulares de variación registrados en Teja Norte.
- Finalmente, continuar con el Anillamiento a largo plazo de las poblaciones de aves palustres mediante Esfuerzo Constante es un elemento clave de un Programa de Monitoreo en humedales. Conocer las abundancias relativas de las especies, su condición corporal y su supervivencia aparente a lo largo del tiempo, permitirá separar los efectos potenciales de las actividades humanas de variaciones naturales asociadas al cambio climático o disponibilidad de recursos (entre otros) sobre componentes que desarrollan funciones ecológicas esenciales (detección temprana de enfermedades emergentes, consumo de insectos, dispersión de semillas, conectividad geográfica a través de las migraciones, objetivo turístico, ...) en el HRC.

REFERENCIAS

- Arizaga, J., J.I. Deán, A. Vilches, D. Alonso, A. Mendiburu (2011). Monitoring communities of small birds: a comparison between mist-netting and counting. *Bird Study* 58: 291–301.
- Ballard, G., G.R. Geupel, N. Nur, T. Gardali (2003). Long-term declines and decadal patterns in population trends of songbirds in western North America, 1979–1999. *Condor* 105: 737-755.
- Cadotte, M.W., K. Carscadden, N. Mirotnick (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48: 1079–1087.
- Couvé, E., C.F. Vidal, J. Ruiz (2017). *Aves de Chile, sus Islas Oceánicas y Península Antártica: Una Guía de Campo Ilustrada*. Fantástico Sur Ediciones, Chile.

Jiménez, J.E., A.E. Jahn, R. Rozzi, N.E. Seavy (2016). First documented migration of individual White-crested Elaenias (*Elaenia albiceps chilensis*) in South America. *The Wilson Journal of Ornithology* 128:419-425.

Lagos, N.A., P. Paolini, E. Jaramillo, C. Lovengree, C. Duarte, H. Contreras (2008). Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the río Cruces wetland, Chile. *Wetlands* 28: 938-950.

Lara, J., C. Barrientos, K. Ardiles, L. Moreno, R. Figueroa, D. González-Acuña. 2011. Biología reproductiva del Trabajador (*Phleocryptes melanops*) en el centro-sur de Chile. *Ornitología Neotropical* 22: 121–130.

McFadden, T.N, G. Biscarra, J. Ruiz, J.G. Navedo (2019). Recommended band sizes and a novel technique for sexing immature green-backed firecrown hummingbirds (*Sephanoides sephaniodes*). *Ornitología Neotropical* 30: 179-184.

Navedo, J.G., S. Hahn, M. Parejo, J.M. Abad-Gómez, J.S. Gutiérrez, A. Villegas, J.M. Sánchez-Guzmán, J.A. Masero (2015). Unravelling trophic subsidies of agroecosystems for biodiversity conservation: Food consumption and nutrient recycling by waterbirds in Mediterranean rice fields. *Science of the Total Environment* 511: 288-297.

Osenkowski, J.E., P.W.C. Paton, D. Kraus (2012). Using long-term constant-effort banding data to monitor population trends of migratory birds: a 33-year assessment of adjacent coastal stations. *Condor* 114: 470-481.

Peach, W.J., S.R. Baillie, D.E. Balmer (1998). Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting, *Bird Study*, 45: 257-275.

Peig, J., A.J. Green (2010). The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology* 24: 1323-1332.

San Martín C., R. Medina, P. Ojeda, C. Ramírez (1993). La biodiversidad vegetacional del Santuario de la Naturaleza 'Río Cruces' (Valdivia, Chile). *Acta Botanica Malacitana* 18: 259-279.

Schlatter, R.P., R.A. Navarro, P. Corti (2002). Effects of El Niño southern oscillation on numbers of black-necked swans at Río Cruces Sanctuary, Chile. *Waterbirds* 25: 114-122.

Sekercioglu, C.H (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 464-471.

Silva, C.P., R. Sepúlveda, O. Barbosa (2016). Nonrandom filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. *Ecology and Evolution* 6: 3711–3720.

Tellería, J.L (1986). Manual para el censo de los vertebrados terrestres. Ed. Raíces, Madrid.

Thomson D.L., E.G. Cooch, M.J. Conroy (2009). Modeling demographic processes in marked populations. Ed. Springer, New York.

Vergara, P.M., P.A. Marquet (2007). On the seasonal effect of landscape structure on a bird species: the thorn-tailed rayadito in a relict forest in northern Chile. *Landscape Ecology* 22: 1059-1071.

Victoriano, P.F., A.L. González, R. Schlatter (2006). Estado de conocimiento de las aves de aguas continentales de Chile. *Gayana* 70: 140-162.

Ward, J.V (1998). Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83: 269-278.

3.8 HERPETOFAUNA

ANTECEDENTES

El grupo de los anfibios (ranas y sapos) de Chile está compuesto por ocho familias: Alsodidae, Batrachylidae, Bufonidae, Calyptocephalellidae, Leptodactylidae, Rhinodermatidae, Telmatobiidae y Pipidae (Frost, 2021). De los 14 géneros reconocidos, seis son endémicos y tres de ellos monotípicos (*Calyptocephalella*, *Hylorina* e *Insuetophrynus*). Además, hoy en día el catálogo de especies de anfibios de Chile contempla una especie introducida asilvestrada, *Xenopus laevis* (Lobos *et al.*, 2013).

Por su parte, la diversidad de reptiles de Chile (serpientes, lagartos y tortugas) da cuenta de aproximadamente 123 especies más dos especies de tortuga introducidas (Demangel 2016). La mayor riqueza específica de estos animales se concentra en el norte y centro del país, entre las regiones de Antofagasta y del Bío Bío. En este escenario, es posible encontrar especies de distribución exclusiva para el norte de Chile (*e.g.*, *Liolaemus atacamensis* y *Microlophus quadrivittatus*) o el sur de nuestro país (*e.g.*, *Diplolaemus darwinii* y *Liolaemus magellanicus*), y otras con rangos de distribución muy extensas (*e.g.*, *Liolaemus lemniscatus* y *L. tenuis*). Además, se encuentran cuatro especies de tortugas marinas (*Dermochelys coriacea*, *Lepidochelys olivacea*, *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*), más dos tortugas introducidas: una terrestre desde Argentina, *Chelonoidis chilensis* y una dulceacuícola proveniente de Estados Unidos, *Trachemys scripta* (González *et al.*, 2018).

Los anfibios y reptiles son de especial interés debido a su gran sensibilidad a pequeños cambios ambientales, esta particularidad los convierte en una herramienta de primer orden a la hora de valorar la dimensión de estas transformaciones y perturbaciones ambientales. En efecto, la contaminación ambiental, la destrucción de hábitats, la introducción de especies exóticas y enfermedades emergentes asociadas al cambio global, están dando cuenta de una gran regresión poblacional a nivel mundial de estos animales (Baillie *et al.*, 2004; Grant *et al.*, 2016; Kueneman *et al.*, 2019). De este modo, las evidencias

de lo nocivo que para estos grupos animales representan las modificaciones físico-químicas y ambientales asociadas a actividades de origen antrópico (sobre todo del medio acuático), justifican su uso como herramienta de gran utilidad para sensibilizar a la población en general sobre problemáticas ambientales (Simon *et al.*, 2011) y monitorear el medio ambiente (Heyer *et al.*, 2001).

La Región de Los Ríos es una de las áreas particularmente importantes para los anfibios nativos debido a la diversidad de especies existentes, siendo algunos de ellos endémicos de esta zona. Así mismo, cerca del 30% de las especies que aquí habitan han sido catalogadas bajo los estados de conservación que van desde, Casi Amenazado hasta En Peligro Crítico (Tabla 3.8.1; UICN, 2021).

Tabla 3.8.1. Especies de anfibios y reptiles que habitan en la Región de los Ríos y su estado de conservación. Se indica además si la especie está presente potencialmente en el humedal del río Cruces (HRC). Los estados de conservación (E. Cons.) se indican según la categoría de la Lista Roja de Especies Amenazadas (IUCN, 2021) y son: LC = Preocupación Menor, NT= Casi amenazado, VU= Vulnerable, DD= Datos insuficientes, EN= En Peligro, CR= En Peligro Crítico.

Familia	Especie	E. Cons.	Presente en HRC
Bufo	<i>Rhinella rubropunctata</i>	LC	no
Calyptocephalellidae	<i>Calyptocephalella gayi</i>	VU	si
Calyptocephalellidae	<i>Telmatobufo australis</i>	VU	no
Batrachylidae	<i>Batrachyla antartandica</i>	LC	no
Batrachylidae	<i>Batrachyla leptopus</i>	LC	si
Batrachylidae	<i>Batrachyla taeniata</i>	LC	si
Alsodidae	<i>Alsodes norae</i>	EN	no
Alsodidae	<i>Alsodes valdiviensis</i>	EN	no
Alsodidae	<i>Alsodes verrucosus</i>	LC	no
Alsodidae	<i>Eupsophus altor</i>	EN	si
Alsodidae	<i>Eupsophus calcaratus</i>	LC	no
Alsodidae	<i>Eupsophus migueli</i>	EN	no
Alsodidae	<i>Eupsophus roseus</i>	NT	si
Alsodidae	<i>Eupsophus vertebralis</i>	NT	si
Alsodidae	<i>Eupsophus emiliopugini</i>	NT	no
Batrachylidae	<i>Hylorina sylvatica</i>	LC	si
Rhinodermatidae	<i>Insuetophrymus acarpicus</i>	CR	no
Rhinodermatidae	<i>Rhinoderma darwinii</i>	VU	no
Leptodactylidae	<i>Pleurodema thaul</i>	LC	si
Liolaemidae	<i>Liolaemus pictus</i>	VU	si
Liolaemidae	<i>Liolaemus cyanogaster</i>	VU	si
Colubridae	<i>Tachymenis chilensis</i>	LC	si

El presente Capítulo hace referencia a los resultados obtenidos en la caracterización de la fauna de anfibios y reptiles del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), considerando una campaña de primavera del año 2020. Se hace además un análisis comparativo considerando el presente año y el Programa de Diagnóstico Ambiental (año 2014) y los resultados del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015 -I 2019).

OBJETIVOS

- Determinar, sobre la base de campañas de terreno realizados durante primavera del año 2020, índices de riqueza específica y abundancia de anfibios y reptiles en cuatro sectores seleccionados en el HRC.
- Analizar el estado de conservación de las especies de anfibios y reptiles presentes en el área de estudio.
- Evaluar la eventual presencia de la especie exótica *Trachemys scripta elegans* (Tortuga Californiana) en el HRC.
- Comparar los resultados de la campaña de primavera de 2020, con aquellos obtenidos durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (año 2014) y el Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015 a 2019).

MATERIAL Y MÉTODOS

Metodología de terreno

Para ambos grupos de animales, se utilizó la técnica de Relevamiento por Encuentros Visuales (“*Visual Encounter Survey*” o VES), dado que ofrece muchas posibilidades de uso (Heyer *et al.*, 2001). Esta técnica de muestreo se ha utilizado ampliamente para la evaluación rápida de anfibios en grandes áreas, especialmente en hábitats uniformes donde la visibilidad es buena y también es útil para reptiles que habitan en el suelo y que son activos en áreas abiertas. Por otra parte, se la ha utilizado de manera efectiva para especies de anfibios que viven en hábitats fácilmente identificables, tales como troncos o zonas riparias, pendientes en talud, etc y también es apropiada para

especies que están altamente agrupadas y para monitorear larvas de anfibios en charcas poco profundas, con aguas claras y vegetación dispersa (Heyer *et al.*, 2001). En este método, una persona camina a través de un área o hábitat, por un período de tiempo predeterminado buscando animales de manera exhaustiva (Fig. 3.8.1). El tiempo se expresa como el número de horas/hombre de búsqueda en cada una de las áreas a comparar. El VES es una técnica apropiada, tanto para estudios de inventario como para monitoreo.

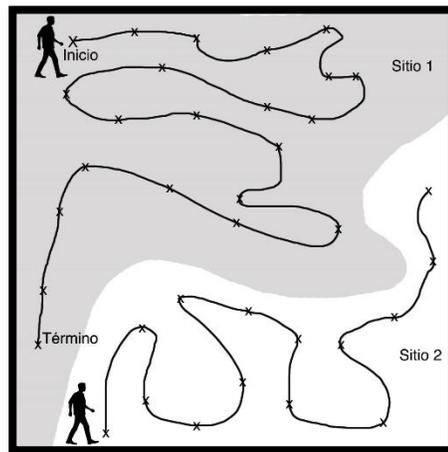


Figura 3.8.1. Esquema del método de búsqueda aleatoria para recolección de anfibios y reptiles, mediante transectos al azar en un área determinada (modificado de Heyer *et al.*, 2001).

Las campañas de terreno realizadas durante primavera 2020, se llevaron a cabo entre los días 10 y 12 de diciembre del año 2020. Como en años anteriores, el diseño del muestreo escogido para realizar la toma de datos estuvo basado en una combinación de un VES aleatorizado por caminatas al azar y un VES en transectos. En algunos casos, particularmente para reptiles, se usó el método de búsqueda en parches. Se escogieron estos métodos como referentes por ser los indicados para muestrear grandes áreas y por ser los que más se adaptan a las necesidades del presente estudio.

Se procedió a registrar el punto de cada observación con ayuda de un GPS y se apuntó en la planilla de campo el número y determinación de la(s) especie(s), así como otros datos relevantes en caso de que hubiesen (*e.g.*, anfibios o reptiles muertos, estado

de desarrollo, presencia de parásitos). Al finalizar cada transecto se procedió a controlar la hora final para volverla a anotar en la planilla.

También se registraron evidencias auditivas o cantos. El reconocimiento de vocalizaciones de anfibios es relativamente simple, pero muy efectivo no solo para determinar la presencia o ausencia de especies de anuros, sino también para establecer épocas y sitios de reproducción. Se buscaron renacuajos (el estado de desarrollo acuático de los anfibios) mediante redes de mano y la inspección minuciosa en las riberas de los cuerpos de agua (agujeros en grietas, pozas temporales, arroyos y ríos). Se tomaron además datos como abundancia relativa, estados de desarrollo de renacuajos y presencia de oviposturas. Por su movilidad y cuando fue posible, la prospección de la eventual presencia de reptiles se realizó hasta 50 metros desde las riberas de los cuerpos hídricos del área de estudio. Para cada sitio prospectado, se confeccionó un catastro de las especies de anfibios y reptiles existentes, estimándose riqueza específica, densidad y abundancia relativa, mediante el esfuerzo de muestreo realizado.

Índices de Diversidad

Las comunidades biológicas poseen una propiedad emergente, la diversidad específica, que se relaciona con la variedad dentro de esas comunidades, atributo que es la expresión de dos componentes: el número de especies presentes en la comunidad (=riqueza de especies) y la equidad, entendida como la abundancia (el número de individuos) relativa entre las especies de una determinada comunidad. En algunos casos un valor dado de un índice de diversidad puede provenir de distintas combinaciones de riqueza específica y equidad. Es decir, el mismo índice de diversidad puede obtenerse de una comunidad con baja riqueza y alta equidad como de una comunidad con alta riqueza y baja equidad. Esto significa que el valor del índice aislado no permite conocer la importancia relativa de sus componentes (riqueza y equidad). Los índices utilizados en el presente estudio fueron: índice de Shannon (H'), índice de Simpson (D), índice de Berger-Parker (B), Índice de Margalef (D_{mg}) e índice de Pielou (J'). Además, para los análisis

comparativos se utilizaron tablas de contingencia para sintetizar información concerniente a las relaciones entre las especies.

El índice Shannon (Shannon y Weaver, 1949), es uno de los índices más utilizados para cuantificar la biodiversidad específica. Este índice deriva de la teoría de información como una medida de la entropía. Es decir, el índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa. Conceptualmente es una medida del grado de incertidumbre asociada a la selección aleatoria de un individuo en la comunidad. De esta manera, si una comunidad de S especies es muy homogénea (una especie claramente dominante), el grado de incertidumbre será más bajo que si todas las S especies fueran igualmente abundantes. El índice de Shannon se define como:

$$H' = -\sum n_i/N \ln(n_i/N)$$

Donde:

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos de todas las especies.

El índice de Simpson (Simpson, 1949) también conocido como el índice de dominancia, es uno de los parámetros que nos permiten medir la riqueza de organismos. Este índice deriva de la teoría de probabilidades y mide la probabilidad de encontrar dos individuos de la misma especie en dos muestreos sucesivos al azar sin reposición, es decir, representa la probabilidad de que dos individuos, dentro de un hábitat, seleccionados al azar pertenezcan a la misma especie. Este índice está fuertemente influenciado por las especies más dominantes. Su valor varía de 0 a un máximo de $1-1/S$ (S = número de taxa) y su fórmula es:

$$D = \sum (p_i^2)$$

Donde:

p_i = la proporción de la muestra, es decir n_i/N .

Por su parte, el índice de Berger-Parker (Berger and Parker, 1970) expresa la proporción que representa la especie dominante (N_{\max}) frente a toda la muestra (N), por tanto, este es un índice de dominancia que varía entre 0 y 1. Cuanto más se acerca a 1 significa que mayor es la dominancia y menor la diversidad. La fórmula es:

$$B = N_{\max} / N_T$$

Donde:

N_{\max} = abundancia de la especie dominante

N_T = número total de individuos capturados de todas las especies

Para cuantificar el componente de equidad de la diversidad de anfibios y reptiles se usó además el índice de Pielou (Pielou, 1975). Este índice se utilizó para medir la proporción de la diversidad observada en cada sector con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes. El cálculo se efectuó según la siguiente expresión:

$$J' = H' / H'_{\max}$$

Donde:

H' = índice de Shannon

$(H'_{\max}) = \ln(r)$, siendo r el número de especies observadas en la muestra.

Finalmente, el Índice de Margalef (Margalef, 1995) fue utilizado para estimar la biodiversidad de una comunidad con base en la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada. Valores inferiores a dos son considerados como zonas de baja biodiversidad y valores superiores a cinco son indicativos de alta biodiversidad. La fórmula se expresa como:

$$D_{mg} = (s-1) / \ln N$$

Donde:

S = número de especies

N= número total de individuos

Para todas las estimaciones de riqueza y abundancia relativa de especies se utilizó el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). Todas las mediciones fueron de acuerdo con lo descrito en el Informe Final del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC 2015, sección 4.9.

RESULTADOS

Riqueza y abundancia de anfibios y reptiles

En la Tabla 3.8.2 se muestran los resultados obtenidos sobre riqueza y abundancia de anfibios y reptiles encontrados en la zona de estudio durante la primavera del año 2020.

La riqueza fue de seis especies de anfibios, mientras que la de reptiles fue de una en dos especies. La especie de anfibio más abundante fue *Batrachyla taeniata* (44,65% del total prospectado), seguida de *Calyptocephalella gayi* (25,53% del total prospectado). Las especies menos abundantes fueron *Pleurodema thaul* (un espécimen) y *Batrachyla leptopus* (dos especímenes). Con respecto a los reptiles, se determinó la presencia de dos especies de reptil. No se encontraron espécimenes de la culebra de cola corta, *Tachymenis chilensis*. La especie de reptil más abundante en primavera 2019 fue *L. pictus* (55,89%) (Tabla 3.8.2).

En la Figura 3.8.2 se muestra la ubicación de las cuatro áreas de muestreo en el HRC y sus ríos tributarios.

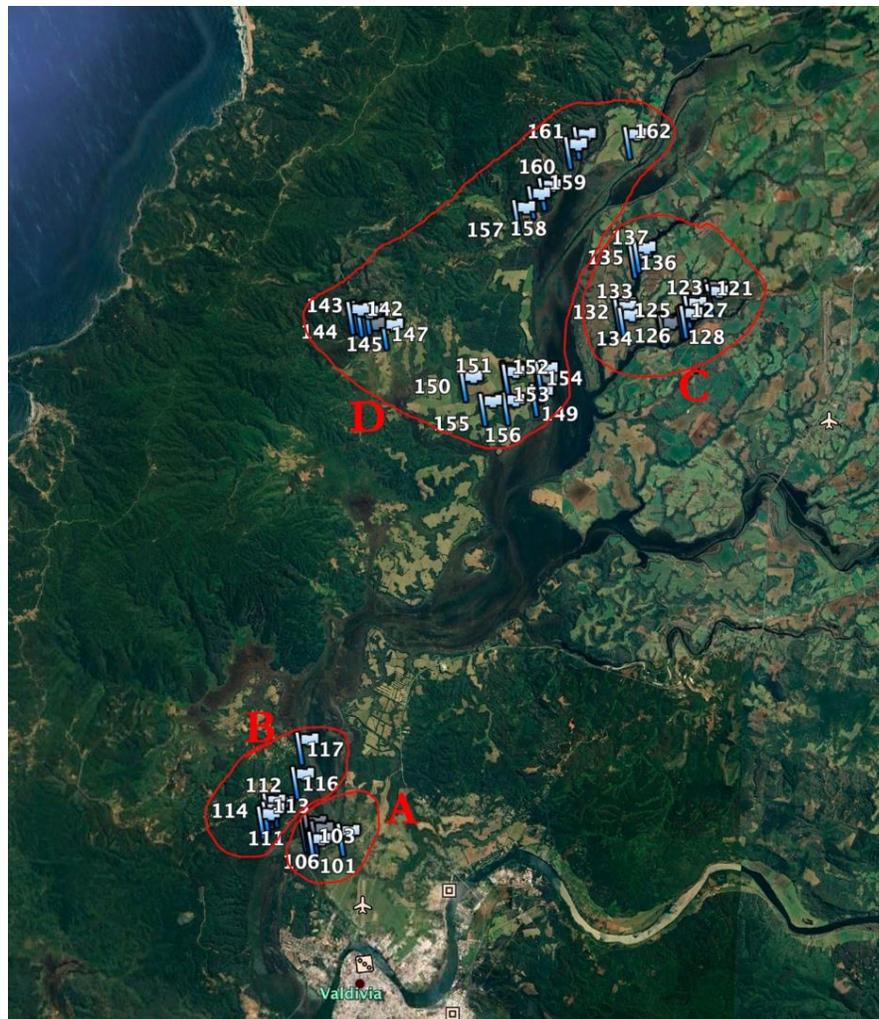


Figura 3.8.2. Ubicación de las cuatro áreas de muestro (A-D) de anfibios y reptiles en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. **A:** sector Cabo Blanco Alto, **B:** sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D:** sector ríos Santa María-San José.

Tabla 3.8.2. Número total de especímenes de anfibios y reptiles en el área de estudio durante la estación de primavera del año 2020. Se señala además la abundancia relativa (ARp) para esta estación.

Taxón	primavera 2020	ARp (%)
Anfibios		
<i>Batrachyla leptopus</i>	2	4,25
<i>Batrachyla taeniata</i>	21	44,68
<i>Eupsophus vertebralis</i>	3	6,38
<i>Eupsophus roseus</i>	8	17,02
<i>Calyptocephalella gayi</i>	12	25,53
<i>Pleurodema thaul</i>	1	2,12
Reptiles		
<i>Liolaemus pictus</i>	11	55,89
<i>Liolaemus cyanogaster</i>	8	42,10

Las Tablas 3.8.3 y 3.8.4 muestran la distribución de la fauna de anfibios y reptiles en el HRC durante la campaña de primavera del año 2020 en las cuatro áreas de muestreo. La mayor abundancia de anfibios se presentó en la zona C (sector ríos Nanihue-Cudico) con 16 especímenes, seguida de la zona D (sector Cabo Blanco Alto) con 14 especímenes (Tabla 3.8.3). Los mayores avistamientos de reptiles ocurrieron en la zona C (sector ríos Nanihue-Cudico) (Tabla 3.8.4). No se avistaron especímenes de culebra de cola corta, *Tachymenis chilensis*.

Tabla 3.8.3. Riqueza y abundancia de especies de anfibios registradas durante la primavera de 2020 en el área de estudio. **A:** sector Cabo Blanco Alto, **B:** sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D:** sector ríos Santa María-San José.

Especie	A	B	C	D	Total
<i>Batrachyla taeniata</i>	12	1	5	3	21
<i>Batrachyla leptopus</i>	0	1	0	1	2
<i>Eupsophus roseus</i>	1	0	2	5	8
<i>Eupsophus vertebralis</i>	0	3	0	0	3
<i>Pleurodema thaul</i>	0	1	0	0	1
<i>Calyptocephalella gayi</i>	1	2	9	0	12
Total	14	8	16	9	47

Tabla 3.8.4. Riqueza y abundancia de especies de reptiles registradas durante la primavera de 2020 en el área de estudio. **A:** sector Cabo Blanco Alto, **B:** sector Punucapa, **C:** sector ríos Nanihue-Cudico, **D:** sector ríos Santa María-San José.

Especie	A	B	C	D	Total
<i>Liolaemus pictus</i>	3	4	3	1	11
<i>Liolaemus cyanogaster</i>	1	1	4	2	8
Total	8	5	3	3	19

La Tabla 3.8.5 muestra los valores de los índices de diversidad de Shannon-Weaver (H'), índice de Simpson (D), índice de Berger-Parker (B), Índice de Margalef (Dmg) e índice de Pielou (J'), para la campaña de primavera de 2020. Los resultados muestran claramente que la comunidad de anfibios tiende a ser homogénea (índice de Berger-Parker inferiores a 0,5) y poco diversa (índice de Margalef inferior a 2).

Tabla 3.8.5. Índices de diversidad de Berger-Parker (B), de Margalef (Dmg), de Simpson (D), de Shannon-Weaver (H') e índice de Pielou (J'), para la campaña de primavera del año 2020.

	B	Dmg	D	H'	J
Anfibios	0,4468	1,2986	0,7150	1,4018	0.7823
Reptiles	0,5789	0,5317	0,5146	0,6806	0,9819

Comparación entre las campañas de los Programas de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del HRC

Para hacer estimaciones de variabilidad temporal de la diversidad de anfibios y reptiles del HRC, se compararon los resultados de la campaña del año 2020 con las campañas del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y aquellos resultados del Programa de Monitoreo del HRC (primavera del año 2015; otoño y primavera de 2016, 2017, 2018 y 2019). Los resultados se muestran en las Tablas 3.8.6. y 3.8.7.

Al comparar abundancia y riqueza por estaciones a lo largo de todas las campañas se observa que el patrón general es claramente dominado por *Batrachyla taeniata* y en

segundo lugar *Calyptocephalella gayi*. Ambas especies representan cerca del 76% del total de anfibios prospectados en el HRC (942 anfibios). Por otra parte, *Liolaemus cyanogaster* representa la especie más abundante en el caso de los reptiles, con 105 individuos (57% del total).

En el caso de *B. taeniata*, como ya se ha comentado, la abundancia de esta especie se puede deber a su tolerancia a los ambientes intervenidos, encontrándose incluso bajo escombros y acopios de basura. Las diferencias estacionales que se pueden observar podrían estar dadas por sus épocas reproductivas. Ejemplo de esto, es *C. gayi*, cuya mayor abundancia se observa en primavera (cantos y desplazamientos en agua y tierra) y no así en otoño, dado que permanecen ocultos en los cuerpos de agua, siendo difícil encontrarlas sin usar redes de arrastre u otros implementos. Con respecto a *C. gayi*, los resultados son relevantes, pues al parecer esta especie es abundante en comunidades relativamente estables en el HRC, situación que contrasta con el estado de conservación de esta especie que está como Vulnerable y en general sus poblaciones se han visto drásticamente disminuidas por pérdida de hábitat y cambios de uso de suelo.

En el caso de los reptiles (Tabla 3.8.7), los patrones de variación temporal indican presencia relativamente común de *Liolaemus pictus* y *L. cyanogaster*. En este caso, las diferencias en las abundancias estacionales (otoño *versus* primavera) están claramente relacionadas con la menor o nula actividad de estos animales en otoño, dada principalmente por el descenso de la temperatura ambiental.

Tabla 3.8.6. Comparaciones de la riqueza y abundancia de anfibios entre la campaña del año 2019 y las del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015, 2016, 2017, 2018 y 2019). o = otoño; p = primavera. Se indican además los índices de diversidad estimados para cada estación

Especie	o2014	p2014	p2015	o2016	p2016	o2017	p2017	p2018	o2019	p2019	p2020	Total
<i>Batrachyla leptopus</i>	2	10	1	1	0	2	8	5	4	6	2	41
<i>Batrachyla taeniata</i>	20	120	72	35	39	23	33	46	30	32	21	471
<i>Calyptocephalella gayi</i>	0	30	106	0	12	0	19	26	0	40	12	245
<i>Eupsophus altor</i>	0	5	1	1	0	1	0	0	0	0	0	8
<i>Eupsophus roseus</i>	7	7	2	3	16	2	4	17	18	18	8	102
<i>Eupsophus vertebralis</i>	0	1	0	0	2	0	0	4	8	15	3	33
<i>Pleurodema thaul</i>	3	5	0	2	16	0	1	7	2	5	1	42
Total	32	178	182	42	85	28	65	105	62	116	47	942
Índice Berger-Parker, B	0,6250	0,6741	0,5824	0,8333	0,4588	0,8214	0,5076	0,4380	0,4938	0,3448	0,4468	0,5027
Índice de Margalef, D _{mg}	0,8656	1,1579	0,7686	1,0701	0,9003	0,9003	0,9582	1,0743	0,9691	1,0518	1,2986	0,8771
Índice de Shanon-Weaver, H'	1,0214	1,0840	0,7884	0,6634	1,3508	0,6575	1,1973	1,4519	1,2621	1,5647	1,4018	1,4261
Índice de Simpson, D	0,5665	0,5136	0,5068	0,3042	0,7064	0,3253	0,6475	0,7192	0,6705	0,7662	0,7150	0,6867
Índice de Pileou, J'	0,7367	0,5574	0,4898	0,4121	0,8393	0,4743	0,7439	0,8103	0,7842	0,8733	0,7823	0,7329

Tabla 3.8.7. Comparaciones de la riqueza y abundancia de reptiles entre la campaña del año 2019 y las del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015, 2016, 2017, 2018 y 2019). o = otoño; p = primavera. Se indican además los índices de diversidad estimados para cada estación.

Especie	o2014	p2014	p2015	o2016	p2016	o2017	p2017	p2018	o2019	p2019	P2020	Total
<i>Liolaemus cyanogaster</i>	3	31	18	0	11	0	1	10	4	19	8	105
<i>Liolaemus pictus</i>	7	2	12	0	1	0	9	9	0	23	11	74
<i>Tachymenis chilensis</i>	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	5
Total	10	34	31	1	13	0	10	19	4	43	19	184
Índice Berger-Parker, B	0,7000	0,9117	0,5806	1,000	0,8461	-	0,9000	0,5263	1,000	0,4693	0,5789	0,5878
Índice de Margalef, D _{mg}	0,4342	0,5671	0,5824	0	0,7797	-	0,4342	0,3396	0	0,5317	0,5317	0,4892
Índice de Shanon-Weaver, H'	0,6108	0,3545	0,7938	0	0,5359	-	0,3250	0,6917	0	0,7830	0,6806	0,7858
Índice de Simpson, D	0,4666	0,1693	0,5290	0	0,2948	-	0,2000	0,5263	0	0,5304	0,5146	0,5107
Índice de Pileou, J'	0,8812	0,3227	0,7225	-	0,4878	-	0,4689	0,9980	-	0,7127	0,9819	0,7153

Patrones de diversidad espacial

En la Tabla 3.8.8 se muestran los resultados de las comparaciones por sector de todas las campañas realizadas hasta ahora incluyendo anfibios y reptiles. Cabe señalar que los sitios de muestreo del año 2020 se seleccionaron sobre la base del Programa de Monitoreo 2015-2019, los que presentaron los valores más altos de abundancia y riqueza específica de estos vertebrados.

Se observa que los sectores con mayor abundancia de herpetofauna fueron el sector D (sector Rios Cudico-Nanahue) con 16 especímenes observados y el sector A (sector Cabo Blanco Alto, con 14 especímenes. A pesar de ellos, el sector con mayor diversidad de especies fue el sector B (Punucapa) con cinco especies detectadas. El sector de ríos Santa María-San José, aunque altamente intervenido por la ganadería tiene varios parches de bosque nativo donde fue posible observar la mayoría de los especímenes de *Eupsophus roseus*.

En general que el patrón de diversidad se mantiene, con fluctuaciones de abundancia otoño-primavera que están dadas principalmente por épocas reproductivas en anfibios y descenso de temperatura en la estación otoñal en el caso de los reptiles. En conclusión, los patrones de diversidad específica se mantienen relativamente estables, sin signos de aumento o disminución poblacional a través del tiempo.

Tabla 3.8.8. Abundancia (número de individuos) de anfibios y reptiles en el área de estudio según los sectores señalados en la Figura 3.8.2.

Campaña	A	D	F	H
Otoño 2014	4	3	0	4
Primavera 2014	31	14	51	14
Primavera 2015	5	20	27	6
Otoño 2016	8	1	3	1
Primavera 2016	11	7	7	2
Otoño 2017	17	0	0	1
Primavera 2017	11	3	9	0
Primavera 2018	28	4	0	7
Otoño 2019	6	1	15	9
Primavera 2019	19	14	31	26
Primavera 2020	18	13	23	12
Total	158	80	166	82

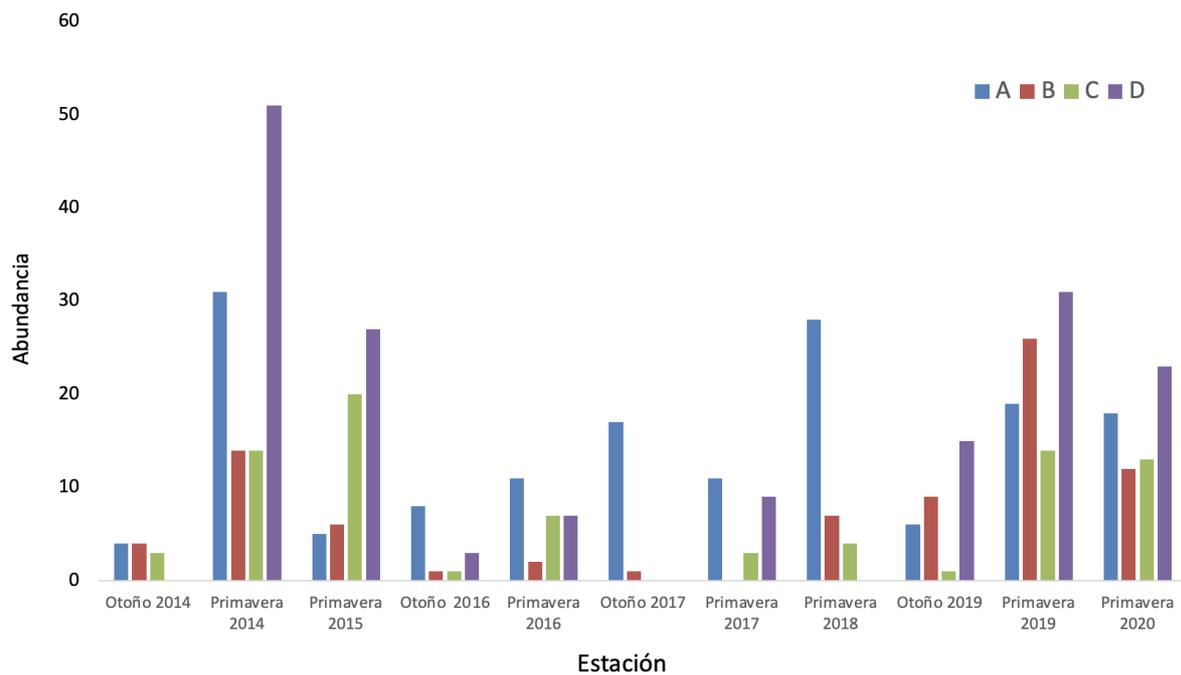


Figura 3.8.3. Patrones comparativos de abundancia por estación en las cuatro áreas de muestro seleccionadas(A-D) de anfibios y reptiles en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. **A:** sector Cabo Blanco Alto, **B:** sector Punucapa **C:** sector ríos Nanihue - Cudico, **D:** sector ríos Santa María - San José.

Potenciales amenazas a la herpetofauna del HRC

Como se ha informado en campañas previas, se ha observado un progresivo cambio en el uso de suelo en particular en el sector Santa María, lo que ha provocado la desaparición de hábitats acuáticos para *Calyptocephalella gayi*. En otros sectores, como Cabo Blanco Alto se advierte el aumento de microbasurales y la construcción de viviendas a orillas del humedal. A pesar de ser una potencial amenaza, no se detectó presencia de la tortuga de orejas rojas en el HRC, aunque para confirmar su presencia se requiere un monitoreo más continuo en especial en la estación de verano. Con respecto a ácaros parásitos detectados en algunos anfibios, estos han sido circunstanciales y debido probablemente al contacto directo con fecas de vacuno, donde habitan estos ácaros.

Del mismo modo, los resultados del presente estudio de monitoreo confirman estacionalidad en la riqueza de especies, abundancia y composición de la herpetofauna

del HRC. Estos resultados se suman al conjunto de evidencias de los efectos de la fragmentación de hábitat y cambios de uso de suelo. Resalta la necesidad de conocer las implicaciones de estas actividades y la necesidad del diseño de estrategias de conservación de la herpetofauna del HRC, no poco relevante en una zona de alta biodiversidad y que se encuentra bajo fuerte presión por las actividades humanas. La pérdida o degradación del hábitat debido al cambio en la cobertura del suelo se considera uno de los principales impulsores de la declinación de los anfibios. Cambios en el uso de suelo no se advierten con una campaña de terreno de un año, por lo que los datos registrados en el presente informe son evidencia empírica de cómo el cambio de cobertura terrestre puede afectar a este grupo de vertebrados.

En la Figura 3.8.4 se muestran fotografías representativas de las especies de anfibios observados en el HRC a lo largo del periodo de estudio.



Figura 3.8.4. Especies de anfibios observados en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. A: *Eupsophus roseus*, B: *Pleurodema thaul*, C: *Batrachyla taeniata*, D: *Batrachyla leptopus*, E: *Eupsophus vertebralis*. Los especímenes detectados de *Calyptocephalella gayi* correspondieron a evidencias auditivas.

CONCLUSIONES

- La comunidad de anfibios del HRC está dominada por *Batrachyla taeniata* y *Calyptocephalella gayi*. Esto concuerda con lo esperado, ya que *B. taeniata* corresponde a una especie común en la región, con una tolerancia moderada a la actividad antrópica.
- Al igual que en casos anteriores, se observaron especímenes con quistes intradérmicos correspondientes a estados larvales del ácaro *Hannemania* sp., común en anfibios expuestos a zonas donde hay ganado vacuno.
- No se detectó la presencia de la Tortuga de orejas rojas (*Trachemys scripta*) en el HRC.
- Las variaciones en el tiempo, desde el Programa de diagnóstico hasta la presente campaña de monitoreo 2020, dan cuenta de fluctuaciones tanto en riqueza como en la abundancia de anfibios y reptiles. Las especies más abundantes en el HRC son *B. taeniata* y *C. gayi*, aunque esta última estuvo ausente en otoño. Las fluctuaciones parecen ser más bien estacional que de descenso progresivo de algunas de las especies, a pesar del marcado cambio en el uso de suelo en algunos sectores. Lo anterior da cuenta de la importancia de monitoreos a largo plazo sobre este grupo de animales.
- Para preservar la diversidad de anfibios en el área de estudio sería vital proteger los últimos remanentes de bosque nativo, dado que la diversidad de anfibios en el HRC es cercana a la que se encuentra en los bosques nativos circundantes y la mayor abundancia y diversidad está justamente en estos sectores, como en sector río Santa María.

REFERENCIAS

- Baillie JEM, Hilton-Taylor C, Stuart SN (2004) IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Cambridge, p 217
- Berger WH, Parker FL (1970) Diversity of planktonic foraminifera in deep-sea sediments. Science 168(3937):1345-1347

Colwell RK (2013) EstimateS, Version 9: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://purl.oclc.org/estimates>

Demangel D (2016) Reptiles en Chile. Verlag, p 604

Frost DR (2021) Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6. Electronic Database. American Museum of Natural History, New York, USA. <http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/> (Última consulta: 27 nov 2018)

González N, Ruiz J, Puente S, Nuñez JJ (2018) On the status of red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) (*Testudines, Emydidae*) with evidences of its reproduction in the wild, Chile. Biodiversity International Journal 2(3):292-295

Grant EHC, Miller DA, Schmidt BR, Adams MJ, Amburgey SM, Chambert T, Cruickshank SS, Fisher RN, Green DM, Hossack BR, Johnson PT, Joseph MW, Rittenhouse TAG, Ryan ME, Waddle JH, Walls SC, Bailey LL, Fellers GM, Gorman TA, Ray AM, Pilliod DS, Price SJ, Saenz D, Sadinski W, Muths E (2016) Quantitative evidence for the effects of multiple drivers on continental-scale amphibian declines. Scientific Report 6(1):1-9. DOI: 10.1038/srep25625

Heyer RW, Donnelly MA, Mc. Diarmid RW, Hayek LC, Foster MS (2001) Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Métodos estandarizados para Anfibios, (ed. original 1994, traducido de Lavilla, Esteban O), Editorial Universitaria de la Patagonia, Chubut

IUCN 2021. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. <https://www.iucnredlist.org>.

Kueneman JG, Bletz MC, McKenzie VJ, Becker CG, Joseph MB, Abarca JG, Archer H, Arellano AL, Bataille A, Becker M, Belden LK, Crottini A, Geffers R, Haddad CFB, Harris RN, Holden WM, Hughey M, Jarek M, Kearns PJ, Kerby JL, Kielgast J, Kurabayashi A, Longo AV, Loudon A, Medina D, Nuñez, Bina Perl RG, Pinto-Tomás A, Rabemananjara FCE, Rebollar EA, Rodríguez A, Rollins-Smith L, Stevenson R, Tebbe CC, Vargas Asensio G, Waldman B, Walke JB, Whitfield SM, Zamudio KR, Zúñiga Chaves I, Woodhams DC, Vences M (2019) Community richness of amphibian skin bacteria correlates with bioclimate at the global scale. Nature Ecology and Evolution 3(3):381-389. doi: 10.1038/s41559-019-0798-1

Lobos G, Vidal M, Correa C, Labra A, Díaz-Páez H, Charrier A, Rabanal F, Díaz S, Tala C (2013) Anfibios de Chile, un desafío para la conservación. Ministerio del Medio Ambiente, Fundación Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias de la Universidad de Chile y Red Chilena de Herpetología, Santiago, p 104

Margalef R (1995) Aplicación del caos determinista en ecología En: Flos J (ed) 1995. Ordre i Caos en ecología, vol 6. Publicacions Universitat de Barcelona, p 171-184

Pielou E (1975) Ecological Diversity. John Wiley & Sons, New York, p 165

Pincheira-Donoso D, Scolaro JA, Sura P (2008) A monographic catalogue on the systematics and phylogeny of the South American iguanian lizard family Liolaemidae. *Zootaxa* 1800(1):1-85

Shannon CE, Weaver W (1949) *The Mathematical Theory of Communication*. University Illinois Press, Urbana, IL

Simpson EH (1949) Measurement of diversity. *Nature*. 163(4148): 688-688

Simon E, Puky M, Braun M, Tóthmérész B (2011) Frogs and toads as biological indicators in environmental assessment. In: Murray JL (ed) *Frogs: Biology, Ecology and Uses*. Nova Science Publisher, New York, p 141-150

3.9. MAMÍFEROS ACUÁTICOS

ANTECEDENTES

La presencia o ausencia de mamíferos acuáticos en humedales, ha sido utilizada para describir el estado de salud ambiental de estos ecosistemas acuáticos; es decir, estos vertebrados pueden ser utilizados como bioindicadores de calidad ambiental, como es el caso del Huillín en las riberas del humedal del río Cruces (Oporto, 2006, 2009). Por otra parte, mamíferos acuáticos 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). En lo que compete a la presencia de especies invasoras en humedales chilenos - como es el caso del Visón - esta afectaría negativamente a las poblaciones de especies nativas a tal punto que tales especies son consideradas como causa relevante de extinciones de especies después de la pérdida de hábitat (Wilcove *et al.*, 1998; Crego & Jiménez, 2013), lo que pone en riesgo la conservación de la biodiversidad local.

OBJETIVOS

- Evaluar la presencia de coipos (*Myocastor coypus*), huillines (*Lontra provocax*) y visones (*Neovison vison*), en las riberas del HRC, durante el Programa de Continuidad del Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2020 - marzo 2023). Comparar los resultados obtenidos durante este periodo de Monitoreo, con los cinco primeros años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 - marzo 2020) y con los del Programa de Diagnóstico Ambiental realizado en el mismo humedal (abril 2014 - marzo 2015).
- Evaluar presencia y distribución de lobos marinos en el eje central del HRC, con el fin de monitorear la actividad depredatoria de estos sobre la población de cisnes de cuello negro.
- Recolectar cadáveres de cisnes que no presenten lesiones atribuibles a ataques de lobos, con el fin de evaluar causas de muerte.

METODOLOGÍAS

Censos y avistamientos Coipos, visones y huillines.

Cada dos meses, se efectuaron censos para registrar la presencia y distribución espacial de coipos, visones y huillines en los cauces y riberas de 20 sectores que abarcan el eje central del humedal, como sus ríos tributarios (Figura 3.9.1). Para estas actividades se utilizaron dos tipos de embarcaciones (ambas conducidas a una velocidad aproximada de 5-6 nudos): lancha de fibra de vidrio, modelo Robalo y con cabina para pasajeros, eslora de 7,7 m y motor Mariner 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.

La Figura 3.9.1 muestra los sectores de muestreo, los puntos iniciales y finales de cada polígono fueron georeferenciados en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx.

En cada uno de los mismos, se revisaron polígonos ordenados visualmente a lo largo de las riberas y cuyas longitudes aproximadas fueron de 500 m. Los censos así realizados, permitieron realizar registros continuos de coipos, huillines y visones a lo largo de todas las riberas del área de estudio.

En complemento a las campañas destinadas específicamente al avistamiento de mamíferos acuáticos, se registró todo avistamiento directo de coipos, huillines y visones, así como también la actividad biológica de los mismos (*e.g.* huellas, madrigueras, fecas, comederos, etc.), 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.

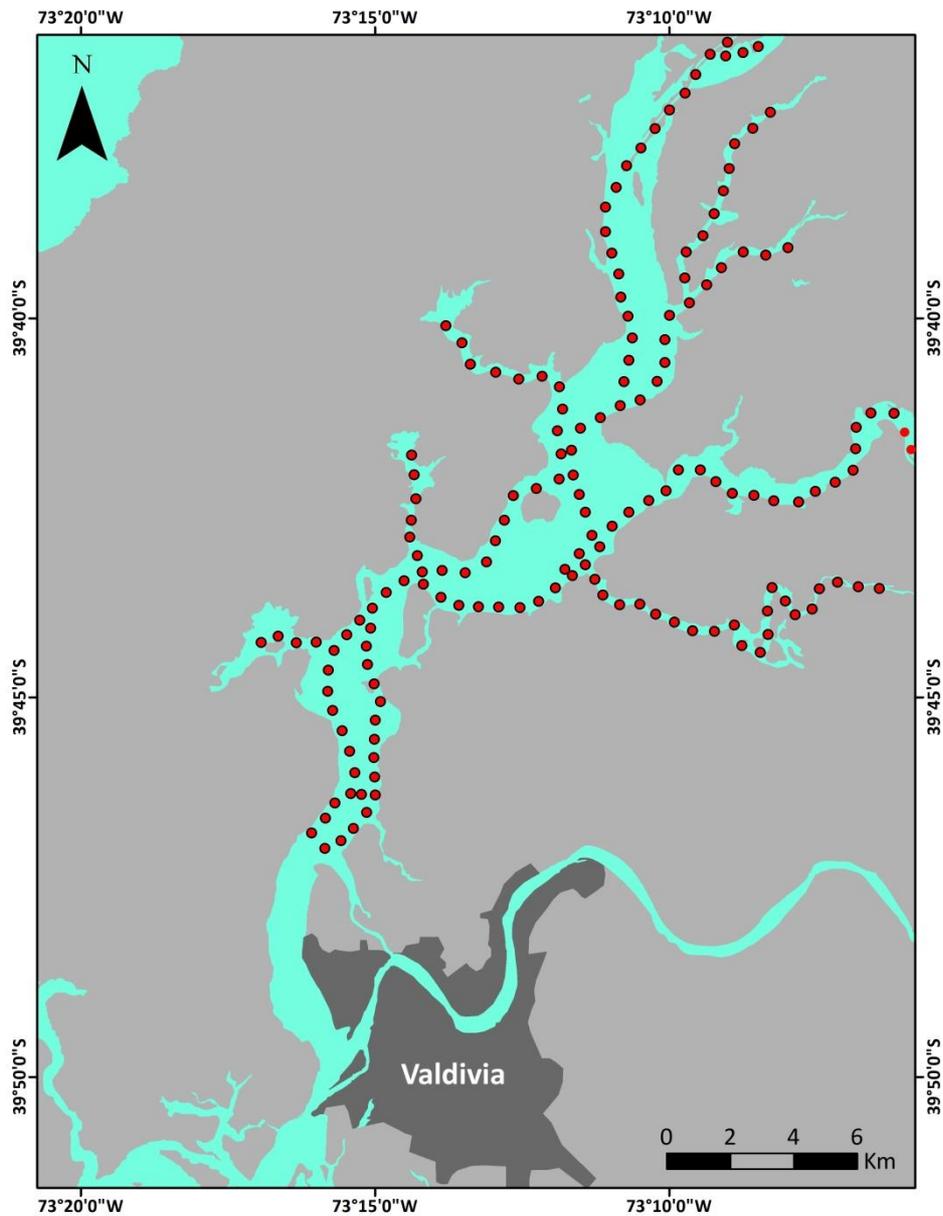


Figura 3.9.1. Distribución de polígonos de aproximadamente 500 m de longitud, destinados a evaluar la eventual presencia y distribución espacial de los mamíferos acuáticos en las riberas del área de estudio.

Monitoreo 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 semanales para evaluar presencia y distribución espacial de lobos marinos en tres sectores del eje central del humedal (Figura 3.9.2), además de censos semanales del número y localización de carcasas de cisnes en el área de estudio. Se calculó el Índice de depredación mensual para evaluar estacionalidad de la acción de los lobos marinos (Índice de depredación=número de carcasas recolectadas mensualmente/número de días mensuales en terreno).

A su vez se realizaron censos semanales de la abundancia de juveniles, sub-adultos y adultos de lobos marinos, en la costanera adyacente al mercado fluvial de Valdivia, donde se hicieron recorridos en toda su extensión y con ayuda de binoculares modelo Olympus 30x10 se registró el número y clase etaria de lobos marinos observados, con ello, se obtuvieron análisis de correlación entre número de carcasas encontradas e Índice de depredación versus abundancias de lobos juveniles, sub-adultos y adultos censados en costanera de Valdivia.

Mortalidad de cisnes por otras causas

Durante todas las salidas al humedal se recolectaron todos los cisnes muertos por causas no atribuibles a lobos marinos, estos fueron llevados a la sala de Necropsias de la Facultad de Medicina Veterinaria de la UACH, donde se realizaron los procedimientos rutinarios de necropsias y elaboración de ficha de hallazgos *post mortem*.

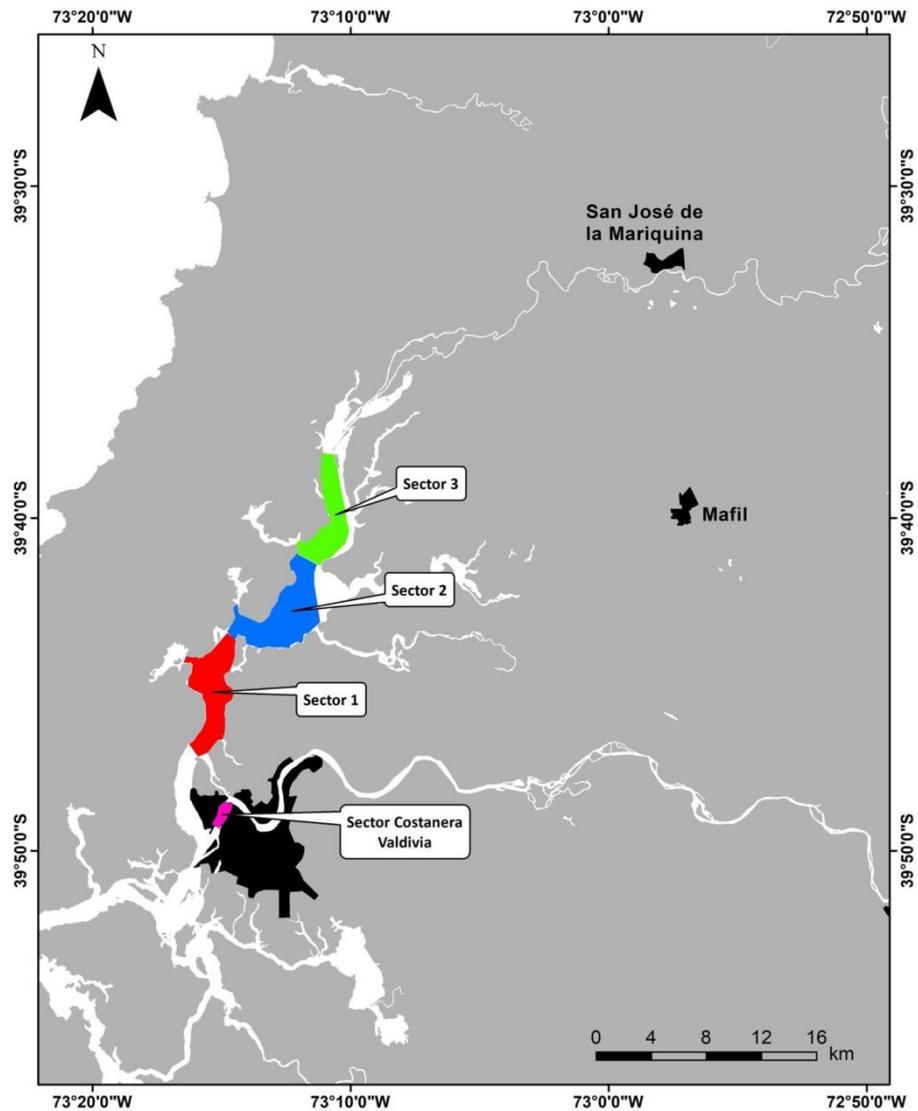


Figura 3.9.2. Ubicación de los tres sectores seleccionados para el monitoreo de la presencia de lobos marinos en el humedal y la actividad depredatoria de los mismos sobre los cisnes de cuello negro. El contorno fucsia de la base de la figura, indica el área de localización de estos mamíferos marinos en la costanera de Valdivia, aledaña al mercado fluvial de la ciudad. Es desde esta área, donde los lobos se dirigen al interior del humedal.

RESULTADOS

3.9.1. Coipos, visones y huillines

La Tabla 3.9.1 muestra las fechas en la cual se realizaron las salidas a terreno para el eventual avistamiento de coipos, huillines y visones en las riberas del área de estudio (Fig.3.9.1 y Tabla 1 de ANEXO).

Tabla 3.9.1. Fechas de salidas a terreno efectuadas para eventuales avistamientos de coipos, huillines y visones durante el desarrollo de los Programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC (cf. Tabla 1 de ANEXO).

año y Programa	período	períodos de avistamientos
Primer año Continuidad Monitoreo del HRC	abril 2020 – marzo 2021	08 - 10 abril 2020
		15 – 16 octubre 2020
		09 – 11 diciembre 2020
		03 – 04 febrero 2021
Quinto año Monitoreo Ambiental del HRC	abril 2019 – marzo 2020	06 - 08 mayo 2019
		25 - 27 junio 2019
		25 - 27 septiembre 2019
		10 - 12 diciembre 2019
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 septiembre 2015 28 - 30 noviembre 2015 27 - 29 enero 2016
Diagnóstico Ambiental del HRC	abril 2014 - marzo 2015	15 - 17 enero 2015

La Figura 3.9.3, muestra el número de avistamientos directos de mamíferos acuáticos durante el desarrollo de la totalidad de recorridos realizados durante el transcurso del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (ver también Tabla 1 del ANEXO).

Se observaron Coipos durante tres campañas del año 2020, pero no así visones y huillines, a su vez durante la campaña correspondiente a febrero del año 2021, no se observaron mamíferos acuáticos (Fig. 3.9.3). Durante todas las campañas del quinto año del Programa de Monitoreo, se observaron coipos y solo durante la campaña de septiembre 2019 se registró de modo simultáneo, la presencia de las tres especies objeto de estudio (cuatro Coipos, un Visón y un Huillín) (Fig. 3.9.3). Junio del año 2019 fue el mes donde se registró el mayor número de coipos (13 individuos), situación similar a la observada durante el año 2018 en el mismo mes (11 individuos) (Fig. 3.9.3). Los datos recopilados durante este estudio, muestran un aumento progresivo en las abundancias de esta especie a través del tiempo; por el contrario, el número de avistamientos de huillines y visones se mantiene relativamente estable y de modo esporádico, especialmente para el caso del Huillín (Fig. 3.9.3).

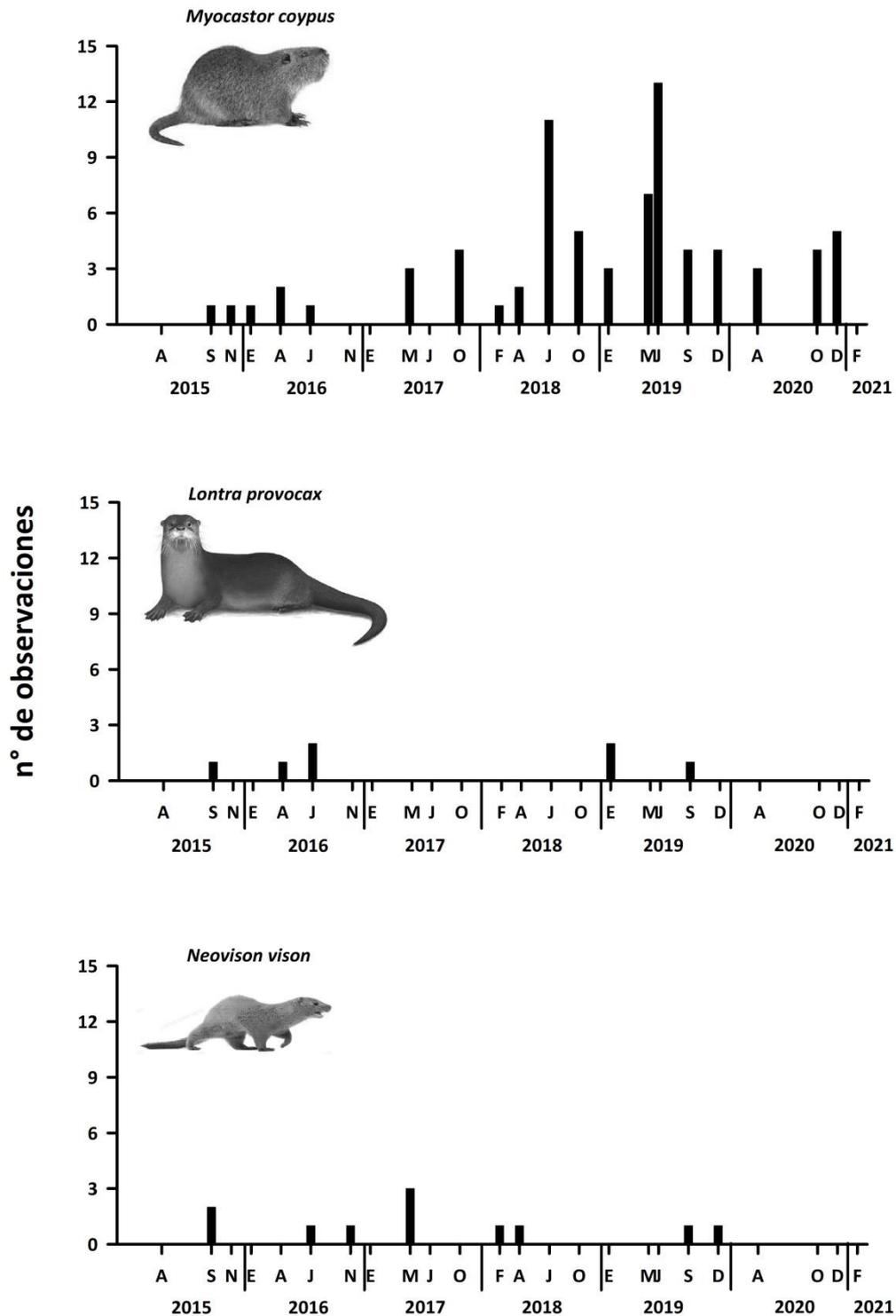


Figura 3.9.3. Número de avistamientos de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillín (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison*), realizados durante los recorridos planificados como parte de las actividades del Programa de Continuidad y del Monitoreo Ambiental del HRC.

Las Figuras 3.9.4 a 3.9.6 muestran los avistamientos de mamíferos acuáticos en el área de estudio 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, 2019 y 2020 la distribución aumento hacia el norte y sur de este sector (Fig. 3.9.4). Los avistamientos de huillines y visones tuvieron menor frecuencia que los de coipos: los primeros ocurrieron en ríos tributarios y en el canal mareal Cau Cau (Fig. 3.9.5), a la vez que los segundos en la porción superior del eje central del HRC, ríos tributarios y canal mareal Cau Cau (Fig. 3.9.6).

La frecuencia de avistamientos de coipos, huillines y visones en recorridos realizados para actividades aparte de las consideradas para el estudio de la presencia de mamíferos acuáticos en el HRC, muestra que durante el cuarto y quinto año del Programa de Monitoreo ocurrió un aumento notorio en la frecuencia de avistamientos de coipos, en relación a lo observado durante los tres primeros años del programa (ver Tabla 2 de ANEXO).

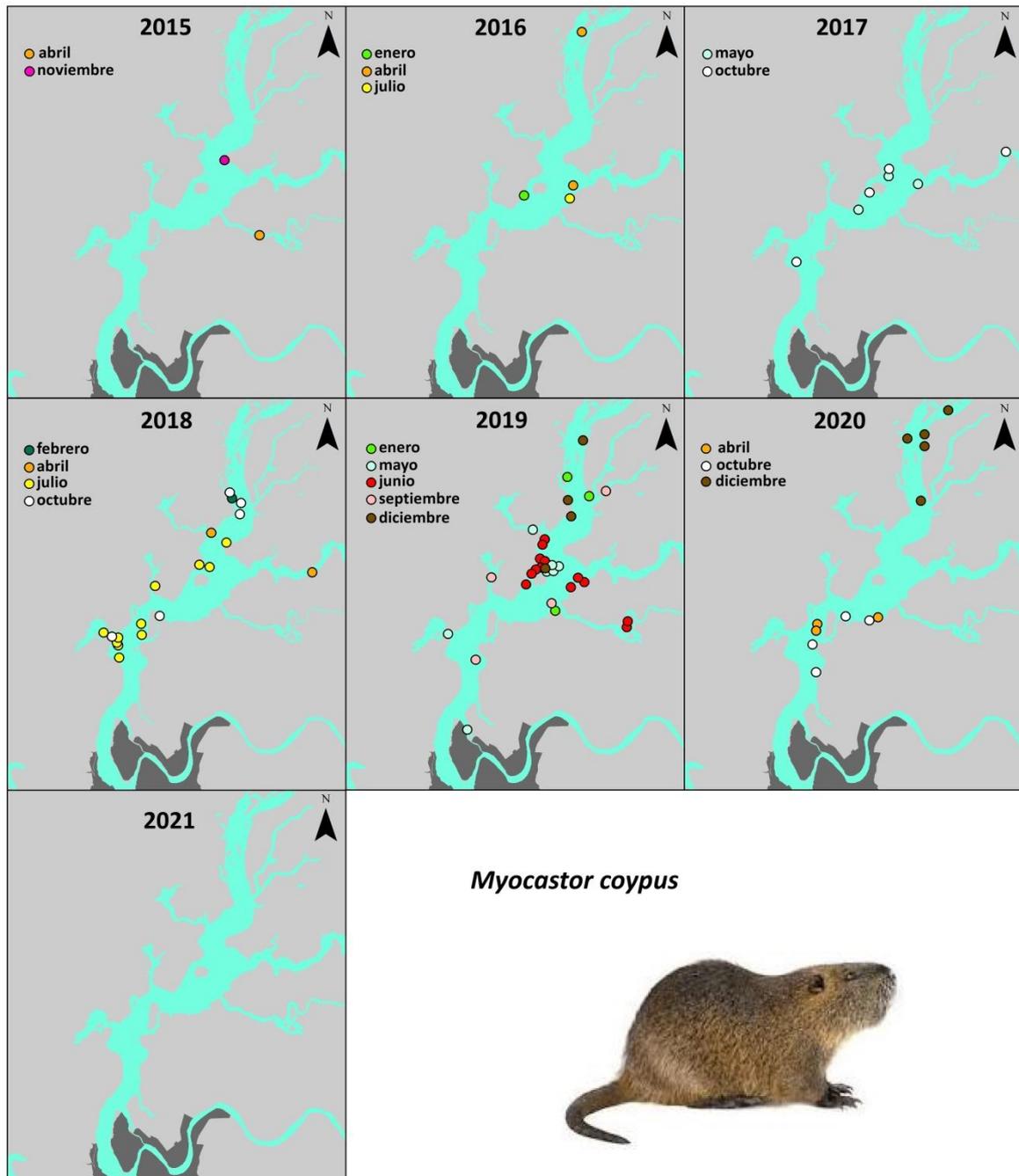


Figura 3.9.4. Variabilidad espacio- temporal del Coipo (*Myocastor coypus*), en base a los avistamientos de los seis años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

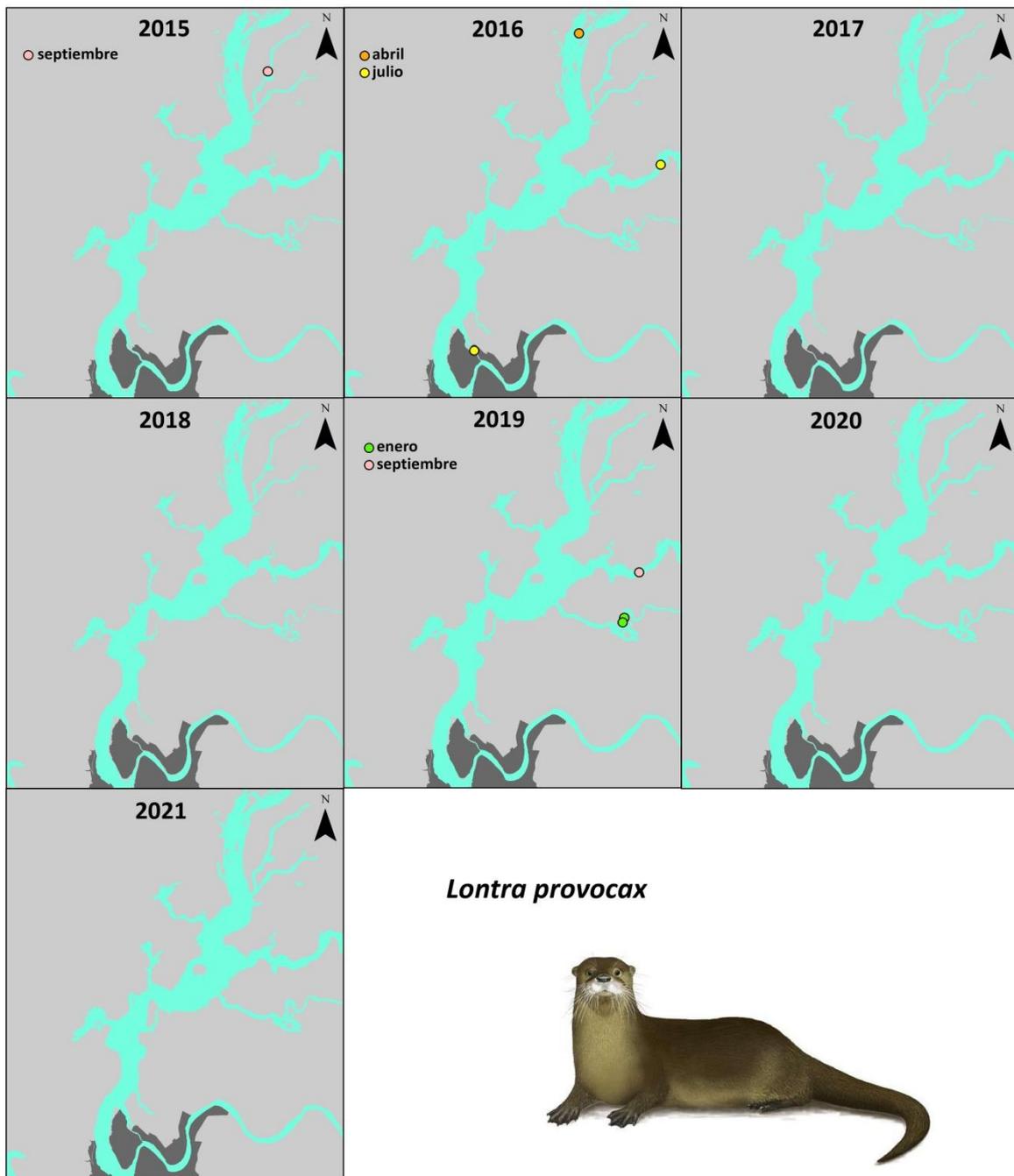


Figura 3.9.5. Variabilidad espacio- temporal del Huillín (*Lontra provocax*), en base a los avistamientos de los seis años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

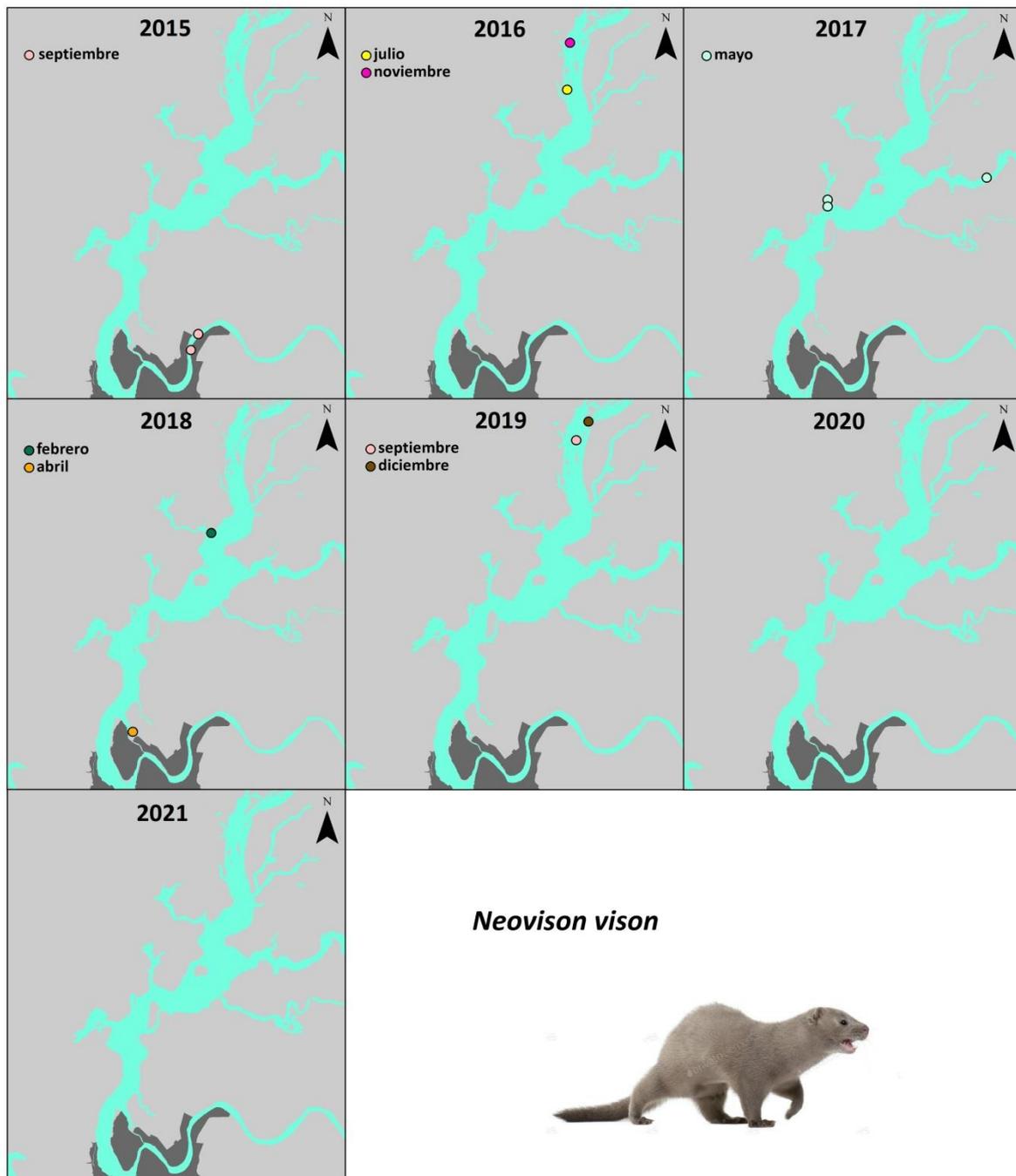


Figura 3.9.6. Variabilidad espacio- temporal de Visón (*Neovison vison*), en base a los avistamientos de los seis años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC. Solo se indican los meses donde se detectó la presencia de esta especie.

3.9.2. Actividad depredatoria de lobos marinos sobre Cisnes de cuello negro

A la fecha se han recopilado 1.185 cadáveres de cisnes en el HRC (datos UACH-CONAF), cuya muerte fue atribuible al ataque de lobos marinos. El número de muertes por año se detalla en la tabla 3.9.2 y Figura 3.9.7 (panel superior).

Tabla 3.9.2. Número de Cisnes de cuello negro muertos en el HRC por causas atribuibles a ataques de lobos marinos, entre los años 2018 y abril 2021. (Fuente datos: UACH-CONAF).

año	n° carcasas
2018	312
2019	359
2020	503
2021	11
total	1185

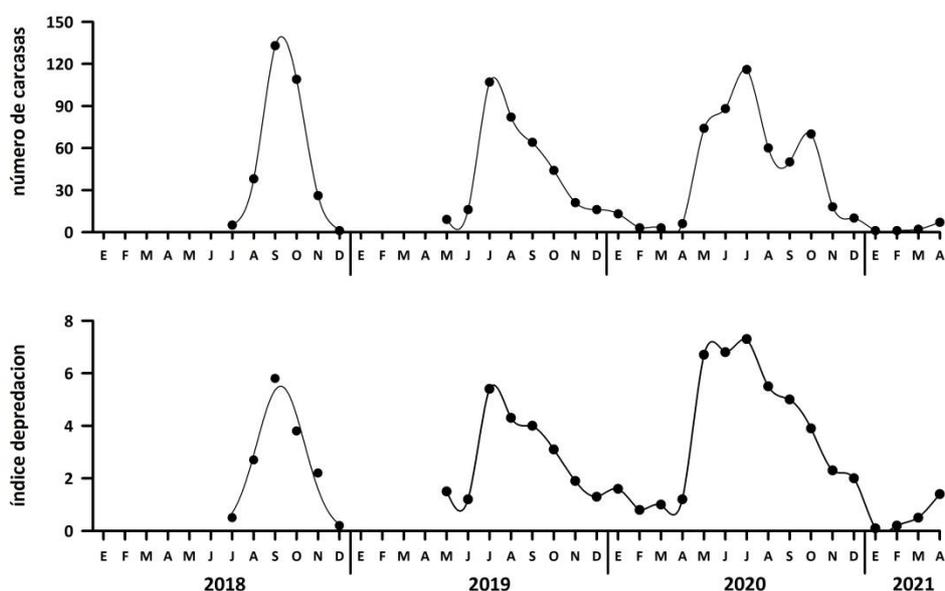


Figura 3.9.7. Número de cisnes encontrados muertos en el HRC con lesiones atribuibles a lobos marinos (panel superior). Índice de depredación (panel inferior) calculado mediante número de carcasas recolectadas mensualmente/número de días mensuales en terreno.

- En contraste a lo anterior, los avistamientos exitosos de visones - aun cuando escasos - cubren un mayor rango geográfico que los de coipos y huillines; (*i.e.*, se ha observado a esta especie en la porción superior y media del HRC), en un río tributario del mismo (*i.e.*, río Pichoy) y fuera del humedal (*i.e.*, canal mareal Cau Cau y río Calle - Calle).
- Destaca la frecuencia de avistamientos no exitosos de mamíferos acuáticos durante los meses de verano, situación que puede estar relacionada a la expansión que ocurre hacia el interior del humedal durante el período estival por parte de las actividades turísticas. En contraste a esto, durante los meses de junio y julio la frecuencia de observaciones de mamíferos -particularmente de coipos - ha sido mayor. Los estudios hasta ahora realizados sobre la dinámica ambiental del humedal, no permiten elaborar una hipótesis plausible a lo mencionado en el párrafo anterior.

Se han registrado 1.185 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 se han sido continuos en el tiempo desde mayo 2019 a la fecha.
- A fecha se han registrado 47 muertes de Cisnes de cuello negro sin causas atribuibles a ataques de lobos.

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
- Crego R, Jimenez J (2013) Informe sobre estudio piloto de aspectos ecológicos del visón Americano (*Neovison vison*) exótico en isla Navarino, Chile, p 50
- Crooks J (2002) Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos 97(2):153-166
- Guichón M (2003) Distribución espacial, comportamiento y estructura de poblaciones del coipo *Myocastor coypus* en la cuenca del Río Luján (Buenos Aires, Argentina). Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. <https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/>

Oporto J (2006) Prospección del Huillín (*Lontra provocax*) en la zona media del río Cruces, Provincia de Valdivia. Corporación Terra Australis, p 31

Oporto J (2009) Monitoreo del Huillín (*Lontra provocax*) y su hábitat en la zona de influencia de la planta Valdivia de Celulosa Arauco y Constitución, Región de los Ríos, Chile, p 70

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48(8):607-615

ANEXOS

Tabla 1. Avistamientos de mamíferos acuáticos en el área de estudio.

programas y campañas	número de especímenes	sectores de avistamientos
Sexto año Programa de Monitoreo (abril 2020 – marzo 2021)		
8 – 10 abril 2020	3 coipos	dos en sector norte Vuelta La Culebra y uno en sector medio río Chorocamayo.
15 – 16 octubre 2020	4 coipos	dos en La Dehesa y dos en sector Chorocamayo
9 – 11 diciembre 2020	5 coipos	cuatro 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 María, 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 (lebrero 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 <i>Ludwigia peploides</i> 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 desembocadura 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 María.
	1 visón	en la desembocadura del río Santa María.

Segundo año Programa de Monitoreo

(abril 2016 - marzo 2017)

28 - 30 abril 2016	2 coipos	uno en totorales cercanos a desembocadura del río Pichoy (hacia sector Plaza de Armas) y otro en totorales río San José, frente a Cuyinhue.
	1 huillín	en río Cruces, frente sector San Martín.
13 - 15 julio 2016	1 coipo	en totorales ubicados entre las desembocaduras de los ríos Pichoy y Cayumapu.
	2 huillines	uno en canal mareal Cau Cau, frente a Facultad de Medicina UACH y otro en río Pichoy, aguas abajo del puente Pichoy.
	1 visón	en río Cruces, sector San Martín.
28 - 30 noviembre 2016	1 visón	en río Cruces, aguas abajo del Fuerte San Luis.

Primer año Programa de Monitoreo
(abril 2015 - marzo 2016)

28 - 30 septiembre 2015	1 coipo	en totorales del río Cayumapu, aguas abajo del sector la isla.
	1 huillín	en río Nanihue.
	2 visones	uno en río Calle Calle, aguas arriba playa Collico y otro en el mismo río, pero aguas arriba puente Santa Elvira.
28 - 30 noviembre 2015	1 coipo	en totorales río Cruces, sector Plaza de Armas.
27 - 29 enero 2016	1 coipo	en totorales río Cruces, cerca de Isla Rialejo.

Tabla 2. Registros de avistamientos y signos de presencia de Coipo (*Myocastor coypus*), Huillín (*Lontra provocax*) y Visón (*Neovison vison*) en el área del HRC y porciones de los ríos Calle Calle y Valdivia, durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (abril 2014 - marzo 2015) y los seis años del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2015 marzo 2021).

Sexto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2020 - marzo 2021)

Sector avistamiento	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	Coipo	Huillín	visón	
Chorocamayo norte	30/05/2020	654226	5600901	X			2 posados en totorales
Isla Rialejo, costado barcaza	30/05/2020	653374	5603457	X			1 posado en totorales
norte río La Culebra	08/06/2020	649805	5599141	X			1 nadando
planicie La Dehesa	08/06/2020	649919	5600165	X			1 posado en planicie
Tres Bocas	08/06/2020	650845	5601333	X			1 posado en totorales
Chorocamayo sur	08/06/2020	651528	5600895	X			1 posado en totorales
balsa Isla Rialejo	08/06/2020	654077	5603592	X			2 posados en balsa
río Cruces, vega camarones	08/06/2020	652557	5602139	X			2 posado en totorales
norte Tres Bocas	08/06/2020	651252	5601576	X			4 posados en totorales
Salida norte río La Culebra	12/06/2020	649909	5600686	X			1 posado en totorales
La Dehesa	17/06/2020	650063	5598752	X			1 caminando en muelle
Chorocamayo norte	17/06/2020	653626	5600586	X			1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	17/06/2020	654450	5603721	X			4 posados en totorales
Salida norte río La Culebra	19/06/2020	649917	5600576	X			1 posado en totorales

muelle viejo Chorocamayo	19/06/2020	653963	5600805	X		1 posado en muelle
río Cruces, norte Isla Rialejo	19/06/2020	654519	5603777	X		9 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	19/06/2020	654077	5603592	X		1 posado en totorales
río Cruces, vega camarones	19/06/2020	652557	5602139	X		2 posados en totorales
río Tambillo	19/06/2020	650862	5601708	X		4 posado en totorales
San Pedro	19/06/2020	649993	5601132	X		1 nadando, 1 posado en totorales
San Ramón	19/06/2020	648792	5599642	X		5 posados en totorales
río La Culebra sur	22/06/2020	649988	5597054	X		1 posado en totorales
río La Culebra norte	22/06/2020	649854	5599907	X		1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	22/06/2020	654519	5603777	X		7 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	22/06/2020	654077	5603592	X		1 posado sobre la balsa
Isla Rialejo, costado barcaza	22/06/2020	653374	5603457	X		1 posado en totorales
río Cruces, San Pedro	22/06/2020	649976	5601124	X		8 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	25/06/2020	654519	5603777	X		1 posado en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	01/07/2020	654519	5603777	X		2 posados en totorales
balsa Isla Rialejo	01/07/2020	654077	5603592	X		3 posados sobre la balsa
río Cruces, vega camarones	01/07/2020	652557	5602139	X		2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	10/07/2020	654519	5603777	X		7 posados en totorales
sur río La Culebra	31/07/2020	649961	5597061	X		1 posado en totorales
Chorocamayo sur	31/07/2020	652367	5600609	X		1 posado en totorales
desembocadura río Pichoy	31/07/2020	656049	5602816	X		1 nadando rumbo a totorales
Tres Bocas	31/07/2020	651013	5601451	X		2 posados en totorales
río Cruces, norte Isla Rialejo	26/08/2020	654519	5603777	X		2 posados en totorales
desembocadura río Nanihue	04/02/2021	657661	5608191	X		1 nadando rumbo a totorales
Chorocamayo sur	09/02/2021	652367	5600609	X		1 nadando rumbo a totorales
río Cruces, San Pedro	01/03/2021	650272	5601072		X	Nadando entre praderas de Lucens
río Cruces, norte Isla Rialejo	05/03/2021	654519	5603777	X		1 nadando
Punucapa	05/03/2021	648936	5597734	X		1 nadando
río Cruces, vega camarones	12/03/2021	652557	5602139	X		1 posado en totorales
San Antonio	02/04/2021	657153	5606770	X		1 nadando rumbo a totorales

Quinto año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril 2019 - marzo 2020)

Sector avistamiento	fecha	coordenadas		especies			observaciones
		X	Y	Coipo	Huillín	visión	
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 Martín	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	
rio Calle Calle, sector Quita calzón	01/04/16	655360	5594723			X	un individuo corriendo por la ribera
rio Cruces, sector planicies Punucapa	01/04/16	649246	5596441		X		un individuo en el agua
rio San Ramón, sector muelle	01/04/16	648443	5600007			X	fecas frescas
rio Cruces, sector península San Ramón	01/04/16	649436	5600438			X	fecas frescas
rio 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
rio Cruces, sector Carriquilda	05/05/16	667372	5620523		X		un individuo en el agua
rio Cruces, sector planicies Punucapa	10/05/16	648559	5595558		X		un individuo en el agua
rio Cruces, sector baliza Punucapa	01/06/06	649047	5597550		X		fecas frescas
rio Cruces, sector totoral Punucapa	01/06/16	649316	5597530	X			un individuo en el agua
rio 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
rio Cruces, muelle La Dehesa	21/07/16	650081	5598745			X	fecas frescas
entrada rio Pichoy	21/07/16	655916	5602715	X			un individuo en el agua
rio Cruces, sector Santa María	21/07/16	656068	5608770		X		un individuo en el agua
rio Cruces, sector planicie San Luis	21/07/16	658031	5613389	X			huellas y comederos frescos
rio 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 Martín	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 Carriguilda	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 Martín	10/12/14	655776	5609604		X		un individuo en el agua
San Martín	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

4. EQUIPO DE TRABAJO (no se incluyen asistentes de laboratorio y terreno)

Dr. Eduardo Jaramillo, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Director del Programa.

Dr. Marco Salamanca, Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. Investigador asociado.

Dr. Fabio Labra, Centro de Investigación e Innovación para el Cambio Climático, Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Santiago. Investigador asociado.

Dr. José Nuñez, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Pablo Fierro, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Juan Navedo, Instituto de Ciencias Marinas y Limnológicas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Enrique Paredes, Instituto de Patología Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Dr. Mario Manzano, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Investigador asociado.

Ing. Manuel Contreras, Universidad de Valparaíso, ligado a proyectos de la Pontificia Universidad Católica de Chile y la Universidad de Chile. Investigador asociado.

Bio.Mar. Cesar Barrales, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Asistente de Investigación.

M.Sc. Marcia González, Instituto de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile. Asistente de Investigación.